

UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI GENOVA



DIPARTIMENTO DI SCIENZE DELLA TERRA, DELL'AMBIENTE E  
DELLA VITA (*DISTAV*)

LAUREA MAGISTRALE IN BIOLOGIA ED ECOLOGIA MARINA

TESI DI LAUREA SPERIMENTALE IN

ECOLOGIA MARINA

*Valutazione ambientale ai fini di attività di acquacoltura:  
caso di studio di La Spezia*

RELATORI

Chiara Chiantore

Paolo Albicini

CANDIDATO

Andrea Ferrari

Matricola: 5300318

Anno Accademico 2023/2024

# INDICE

<b>1. Introduzione</b>	<b>(Pag. 2)</b>
1.1 Stato dell'arte circa la produzione ittica allevata in Italia	(Pag. 2)
1.2 Problematiche dell'acquacoltura	(Pag. 6)
1.2.1 Sostenibilità ecologica	(Pag. 8)
1.2.2 Sostenibilità economico-amministrativa	(Pag. 16)
1.3 Pianificazione dello spazio marittimo ed AZA	(Pag. 19)
1.4 Indici bentonici e la loro importanza	(Pag. 24)
1.4.1 indice M-AMBI	(Pag. 26)
1.5 Indici non bentonici	(Pag. 28)
1.6 Il Progetto Atlante	(Pag. 30)
1.6.1 Scopo della tesi	(Pag. 31)
<b>2. Materiali e metodi</b>	<b>(Pag. 33)</b>
<b>3. Risultati</b>	<b>(Pag. 39)</b>
<b>4. Discussione</b>	<b>(Pag. 56)</b>
<b>5. Conclusione</b>	<b>(Pag. 61)</b>
<b>6. Bibliografia</b>	<b>(Pag. 62)</b>

# 1. Introduzione

## 1.1 Stato dell'arte circa la produzione ittica allevata in Italia

L'Italia è da sempre stata un paese leader nel settore dell'acquacoltura, insieme alla Francia e alla Spagna. Questo primato può essere attribuito in parte al fatto che questa pratica ha radici profonde nella nostra terra, con testimonianze risalenti all'epoca degli Etruschi e dei Romani. In particolare, per quanto riguarda quest'ultima civiltà, è presente un interessante trattato scritto da Columella nel 65 d.C., intitolato "*De re rustica*". Gli ultimi due capitoli del libro sono dedicati all'acquacoltura (*De piscium cura* e *De positione piscinae*), con particolare attenzione alla costruzione di piscine, stagni artificiali in cui venivano allevati i pesci.

Nelle zone costiere del Lazio, nell'arcipelago toscano (Isola del Giglio) e nell'Isola di Ponza, erano presenti le cosiddette "murenaie": vasche appositamente realizzate per la conservazione di murene e anguille in condizioni vive. Esiste documentazione scritta che nel I secolo a.C. l'ingegnere Sergio Orata (Lucrino, 140 a.C. circa – 90 a.C. circa) avviò un allevamento di ostriche nella località di Baia, in Campania.

L'acquacoltura italiana deve la sua crescita alla vasta diversità ambientale che il territorio offre. Tradizionalmente, essa si basa sull'utilizzo delle lagune costiere, evolvendo successivamente verso la vallicoltura, che rappresenta il modello più moderno di acquacoltura tradizionale italiana. Gli organismi allevati sono stati scelti principalmente in base alla loro capacità di sopportare gli stress derivanti dalle variazioni dei parametri ambientali e dalle manipolazioni antropiche tipiche di un impianto di questo tipo. Ad esempio, spigole (*Dicentrarchus labrax*) ed anguille (*Anguilla anguilla*) sono tra le specie predilette (Cautadella et al., 2011).

Queste sono tecniche sviluppate nel nord Italia. Si tratta di un metodo estensivo, praticato in acque salmastre o dolci, dove la densità di allevamento non supera mai la normale produttività del bacino di allevamento. Pertanto, la dieta degli organismi consiste unicamente in ciò che è presente naturalmente nello specchio d'acqua. La messa a punto di tecniche per la riproduzione, avviata agli inizi degli anni Settanta, ha segnato l'inizio della piscicoltura marina moderna in Italia (Ravagnan, 1992).

La molluschicoltura ha una storia simile, avviandosi in aree confinate come lagune, golfi e aree portuali.

Con radici così antiche, è evidente che l'Italia abbia svolto un ruolo fondamentale nella crescita e nello sviluppo dell'acquacoltura mediterranea come la conosciamo oggi. Il

progetto Medrap della FAO aveva l'obiettivo di fornire le conoscenze di base per avviare l'acquacoltura in paesi come la Grecia, la Turchia e Cipro, utilizzando in parte tecniche e dati derivanti dalla lunga esperienza e tradizione italiana. Attualmente, questi tre paesi rappresentano importanti poli produttivi, contribuendo al 70% della produzione mondiale di spigola e al 65% della produzione mondiale di orata (L'ACQUACOLTURA NEL MEDITERRANEO ORIENTALE: GRECIA, TURCHIA E CIPRO, Dipartimento tematico delle Politiche strutturali e di coesione 2007).

Nel contesto attuale, secondo il Piano Nazionale Strategico per l'Acquacoltura (PNSA, 2019) del 2019, l'Italia si posiziona al quarto posto tra i paesi partner UE per il volume di produzione di acquacoltura, registrando 132.277,85 tonnellate secondo i dati di Eurostat del 2020. Questa produzione rappresenta l'11,3% del totale. Il podio dei primi tre paesi è occupato dalla Spagna, dalla Francia e dalla Grecia.

Attualmente, in Italia vengono allevate 30 specie, con cinque di esse che da sole occupano oltre il 90% della produzione totale. Queste cinque specie sono la trota iridea, la spigola, l'orata, il mitilo e la vongola, come evidenziato nella tabella 1.1.

	Produzione (t)						
	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Mitilo	63.700	53.110	62.837	62.502	61.415	52.547	50.338
Vongola verace	36.527	38.964	30.162	37.157	30.991	25.907	24.453
Ostriche	147	157	254	79,5	80	99	181,5
Trote	38.715	36.345	35.655	35.371	33.825	38.103	33.774
Spigola	5.724	6.450	6.800	7.039	5.738	4.947	4.693
Orata	6.830	7.350	7.600	7.173	7.316	6.783	6.201
Storioni	824	950	920	1.097	1.179	1.301	1.124
Cefali	779	832	746	2.604	231	419	264
Anguilla	572	750	710	529	510	464	221,5
Salmerini	533	781	841	557	483	846	799
Pesce gatto	231	392	468	144	138	176	70
Persico spigola	249	307	315	394	358	215	192,5
Carpe	134	241	298	185	179	221	217,1
Ombrina	73	145	145	55	156	70	70,5
Persico trota	60	117	115	50	64	84	87
Tilapia	1	60	115	25	18	ND	ND
Tinca	13	12	15	18	18	17	13,5
Saraghi	19	13	14	16	9	15	23
Sogliola	7	4	4	4	8	11	9
Crostacei	15	15	15	9	13	5	0,5

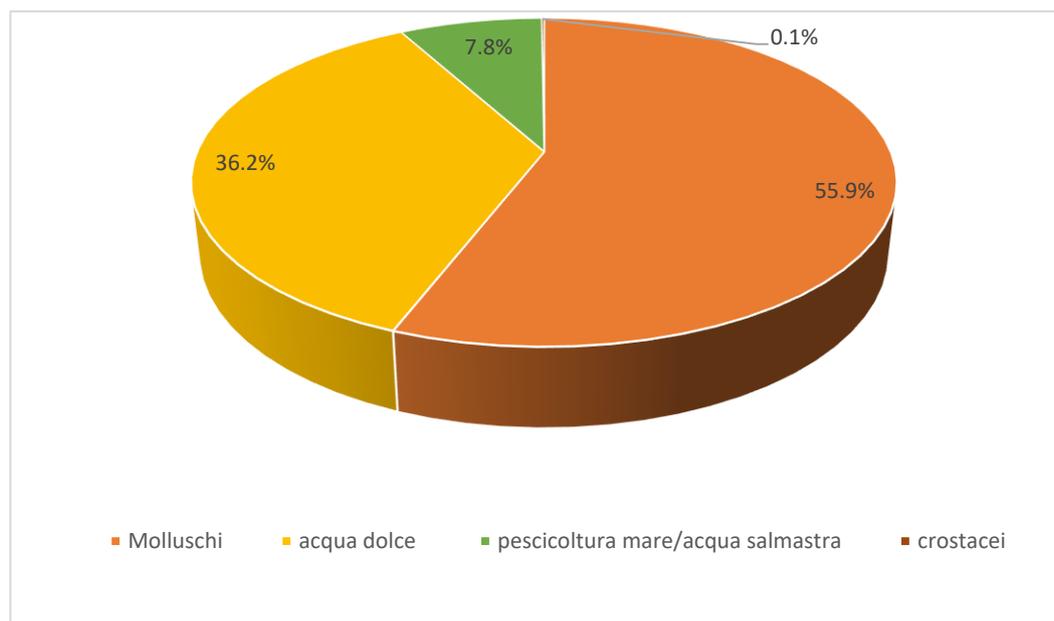
**Tabella 1.1:** lista delle specie Italiane allevate con i volumi prodotti annui. (dati MIPAAF).

La maggior parte della produzione italiana deriva dalla molluschicoltura. L'Italia si posiziona come il principale paese produttore all'interno dell'Unione Europea per la vongola verace (*Ruditapes philippinarum*), contribuendo al 94,2% in volume (25.906,7 t) e al 90,9% del valore (numero di vendite sul totale UE). È interessante notare che è l'unico

paese che produce la *Ruditapes decussatus* (vongola verace autoctona), con una quantità di 48,5 t.

Nel corso del 2019, l'Italia ha rappresentato circa due terzi della produzione di mitili (*Mytilus galloprovincialis*), raggiungendo un totale di 52.546,8 tonnellate. Inoltre, ha contribuito al 49% della produzione di storioni (Acipenseridae), con 1.301 tonnellate, e al 22% della produzione di salmonidi (38.947,9 tonnellate nel 2019). Quest'ultima categoria è prevalentemente composta dalla trota iridea (*Oncorhynchus mykiss*), che ha contribuito con 37.339,7 tonnellate.

Sul territorio nazionale, nel 2019 si contavano 691 allevamenti, di cui 250 erano di acqua dolce, 54 di piscicoltura marina/salmastra, 386 di molluschicoltura e solo 1 di crostaceicoltura. La loro distribuzione regionale risente probabilmente delle radici storiche dell'acquacoltura tradizionale italiana: la maggior parte delle aziende è concentrata nelle regioni del Nord-Est (come indicato nella tabella 1.2 e nella figura 1.1).



**Figura 1.1:** Rappresentazione grafica delle frequenze dei diversi tipi di impianti in Italia.

Regione	Impianti itticoltura acqua dolce	Impianti itticoltura acqua marina/salmastra	Impianti molluschicoltura
Abruzzo	3	0	7
Basilicata	2	0	0
Calabria	5	2	0
Campania	1	1	14
Emilia-Romagna	13	3	119
Friuli-Venezia Giulia	61	4	8
Lazio	7	2	8
Liguria	0	2	3
Lombardia	26	0	0
Marche	12	0	21
Molise	2	0	3
Piemonte	11	0	0
Puglia	0	7	37
Sardegna	2	7	41
Sicilia	2	5	3
Toscana	3	11	0
Trentino-Alto Adige	31	0	0
Umbria	8	0	0
Valle d'Aosta	2	0	0
Veneto	59	10	122
TOTALE	250	54	386

**Tabella 1.2:** Numero di aziende in Italia, nel 2019. Divisione fatta per regioni (dati MIPAAF).

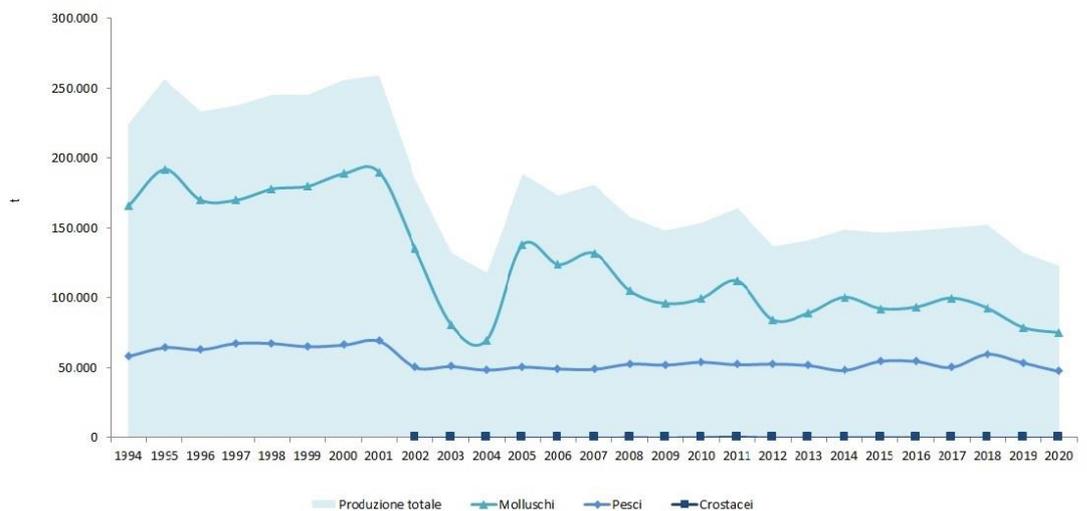
Analizzando la tabella (tabella 1.3), si nota che dal 2014 al 2019 i volumi totali per specie sono rimasti costanti, rappresentando circa l'11% del totale prodotto dall'Unione Europea. Le uniche variazioni significative si registrano per i cefali (*Mugilidae*), la cui produzione in peso % sull'UE varia dal 23% al 90%.

Per quanto riguarda gli animali definiti come alimenti "tradizionali" in Italia, come il mitilo e la spigola, si è verificata una contrazione dei volumi prodotti. La produzione di mitili è scesa dal 20% al 16%, mentre quella della spigola è passata dall'8% nel 2015 al 5% nel 2019. In generale, i volumi prodotti dal 2014 al 2019 sono diminuiti del 15%, con un tasso di decrescita annuo del -3,9%. Riguardo alla piscicoltura marina, nel 2018 si è registrata una significativa diminuzione degli allevamenti del 38%, determinando una conseguente riduzione del volume prodotto dell'80%.

Specie	Nome scientifico	Peso % su UE (28)					
		2014	2015	2016	2017	2018	2019
Vongola verace	<i>Ruditapes philippinarum</i>	90,6	95,6	96,7	93,5	94,8	94,3
Mitilo	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	20,3	16,9	18,7	18,7	18,4	16,6
Cefalo	<i>Mugilidae</i>	81,6	49,3	23,7	90,9	37,0	49,5
Storioni	<i>Acipenseridae</i>	49,0	40,4	45,2	55,6	48,1	48,9
Trota atlantica	<i>Salmo trutta</i>	27,5	34,2	30,8	22,2	26,8	39,9
Trota iridea	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	18,9	18,6	18,8	19,0	18,6	21,6
Anguilla	<i>Anguilla anguilla</i>	13,6	11,1	15,2	20,6	14,4	13,5
Spigola	<i>Dicentrarchus labrax</i>	ND*	8,0	8,3	8,8	6,6	5,4
Orata	<i>Sparus aurata</i>	ND*	4,9	4,9	5,0	5,9	7,1

**Tabella 1.3:** Volume prodotto in percentuale per specie UE, dati MIPAAF, reg. (CE) 762/2008 (PNISA, 2019)

D'altro canto, secondo l'OECD (Overview of the Sector Fisheries and Aquaculture Production, 2005), l'Italia è uno dei principali importatori di pesce dell'UE: dal 2008 al 2018, l'esportazione di prodotti ittici è diminuita dell'1%, mentre le importazioni sono aumentate del 16%. Il nostro paese è il primo consumatore di orate e spigole, e ogni anno deve importarne circa 50.000 tonnellate dalla Grecia e dalla Turchia (Fao,2006.). L'Italia fatica a competere con gli altri paesi nel Mediterraneo (Roncarati & Melotti, 2007) e, essendo costretta ad importare ogni anno, perde potenziali profitti. In sintesi, la situazione in Italia al momento si mostra in peggioramento: la capacità produttiva del nostro paese non è all'altezza della domanda stessa, costringendo l'Italia a importare ogni anno (come evidenziato nella figura 1.2).



**Figura 1.2:** Trend produttivo dell'Italia del 1994 al 2020 (AZIENDE IN ACQUACOLTURA E PRODUZIONI | Indicatori Ambientali).

## 1.2 Problematiche dell'acquacoltura

Secondo la Word Bank, entro il 2050 raggiungeremo i 9 miliardi di persone, ed è necessario garantire una produzione di cibo in grado di soddisfare la continua crescita della domanda di proteine animali. Anche la situazione odierna non è rosea: secondo il Programma delle Nazioni Unite per l'Ambiente (UNEP), già 800 milioni di persone soffrono di fame, 2 miliardi presentano problemi legati a carenze nutrizionali e oltre 600 milioni di persone sono obese.

Non è sufficiente aumentare solo la quantità di cibo prodotto ma è necessario anche cercare la sostenibilità della produzione, e soprattutto deve essere benefico per la salute, dati gli evidenti problemi di malnutrizione che affliggono il mondo.

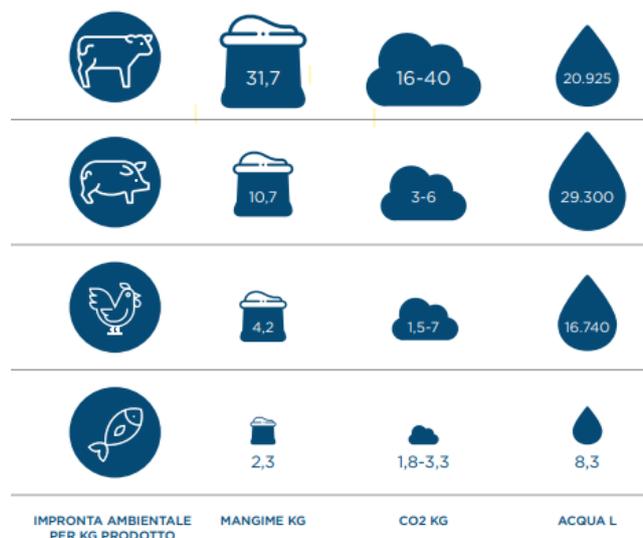
La superficie terrestre è limitata e la competizione per lo spazio è grande; inoltre, già il 50% di essa viene utilizzata per l'agricoltura (Ellis et al., 2010), quindi intensificare la produzione sulla terraferma risulta difficoltoso.

Rivolgersi agli oceani sembra essere una soluzione: essi coprono due terzi della superficie del nostro pianeta, con circa il 50% della produzione primaria del globo, ma forniscono solo il 2% dell'apporto calorico pro capite giornaliero e il 15% delle proteine animali (Commission et al., 2017).

Aumentare la produzione di pesce e, in generale, di proteine marine potrebbe essere una soluzione ai problemi di malnutrizione che affliggono miliardi di persone, dato l'effetto benefico che hanno sulla nostra salute (Daviglus et al., 2002).

Un metodo potrebbe essere quello di intensificare la pesca ma risulta evidente che questa pratica abbia ad oggi dei chiari limiti: da gli anni '70, la percentuale di stock pescato sopra a livelli non sostenibile è aumentato dal 10 al 35%. Del 64% fanno parte anche gli stock pescati sotto i limiti massimi di sfruttamento (7.2%) ma la componente preponderante è data da quelli sfruttati al limite (57%) (Fao, 2022).

L'acquacoltura può essere una soluzione per produrre una maggior quantità di cibo che sia ad alto valore nutritivo, senza andare a sfruttare ulteriormente gli ormai già altamente danneggiati stock ittici. Occorre ricordare inoltre, che l'industria alimentare animale sulla terraferma, a livello di uso delle risorse (acqua, suolo, energia) e di esternalità, risulta essere di gran lunga più dispendiosa rispetto all'acquacoltura (figura 1.2.1., FEAP, 2019.).



**Figura 1.2.1:** confronto tra impatto ambientale e consumo di risorse tra sistemi di produzione animale terrestri e acquatici.

Nonostante le evidenti potenzialità del settore, bisogna ammettere che questa cela delle problematiche che impediscono il suo sviluppo su scala più ampia, soprattutto in Italia. L'allevamento in mare, infatti, ora come ora mostra una tendenza abbastanza stagnante. Ci sono varie problematiche, relative alla sua sostenibilità che ora come ora ne impediscono il pieno sviluppo: queste sono sia di tipo ecologico, sia di tipo economico-amministrativo e verranno affrontate separatamente in dei sottoparagrafi appositi.

### 1.2.1 Sostenibilità ecologica

L'acquacoltura ha affrontato notevoli problemi di accettazione sociale nel corso degli anni, inizialmente legati a questioni di 'impatto visivo', come nel caso di Puget Sound nello stato di Washington, negli Stati Uniti. Progressivamente, il malcontento si è diffuso anche in Europa a causa di problemi associati al degrado del paesaggio dovuto alle reti e a vere e proprie problematiche ambientali causate dalla gestione inadeguata degli allevamenti (Burbridge et al., 2001; Katranidis et al., 2003; Verbeke et al., 2005; Whitmarsh & Palmieri, 2011).

In Italia, l'acquacoltura è generalmente mal vista, e ottenere i necessari permessi per le aziende può essere estremamente difficile, bloccando l'avvio delle attività anche per lunghi periodi.

Come qualsiasi attività industriale nel settore alimentare, specialmente di tipo intensivo, se non viene gestita e controllata correttamente, può comportare impatti ambientali significativi. Problemi come l'infiltrazione di pesticidi nelle falde acquifere in agricoltura (Malaguerra et al., 2010) o la trasmissione di malattie tra animali degli allevamenti intensivi e fauna selvatica (Craft, 2015) sono solo alcuni esempi. Anche se problematiche di questo

tipo non sono unici all'acquacoltura, è importante riconoscerli e adottare misure preventive per limitare gli impatti negativi e migliorare la percezione del settore.

Le principali problematiche ambientali dell'acquacoltura possono essere riassunte nei seguenti punti (Grigorakis & Rigos, 2011):

- 1) *Interazioni genetiche.*
- 2) *Aumento del carico organico.*
- 3) *Rilascio di sostanze chimiche xenobiotiche.*
- 4) *Utilizzo del pescato per gli allevamenti.*

### **Interazioni genetiche**

I pesci di allevamento sono selezionati specificatamente per avere caratteristiche genetiche che li rendono appetibili per il consumo. Sono presenti in letteratura scientifica una ricca serie di testimonianze di programmi di breeding per orate e spigole, per ottenere degli esemplari con velocità di accrescimento maggiore, una migliore resistenza alle malattie, una minor aggressività ed una maggior capacità di adattamento ad alta densità di allevamento (Antonello et al., 2009; Dupont-Nivet et al., 2006; Thorland et al., 2007).

Una questione rilevante da considerare è rappresentata dalle interazioni genetiche tra i pesci che sfuggono dalle gabbie e la comunità ittica nelle vicinanze dell'impianto, oltre all'emissione di gameti da parte degli animali in gabbia e alla loro dispersione nell'ambiente circostante (Dimitriou et al., 2007; Grigorakis, 2010).

Il fenomeno della fuga dipende da cedimenti di tipo strutturale, errori di tipo operativo o può derivare da fattori esterni.

Eventi di tipo strutturale possono dipendere da eventi eccezionali ambientali come forti venti, correnti e onde, in combinazione con errori umani inerenti al modo in cui gli allevamenti vengono installati od operati. Ciò è osservabile per esempio in Norvegia, con gli allevamenti di salmone, in cui è presente una tendenza stagionale per la fuga. In particolare, i mesi autunnali sembrano essere quelli in cui ci sono gli eventi di fuga più imponenti. I mesi autunnali sono anche quelli con gli eventi meteorologici più frequenti ed intensi (Jensen et al., 2010).

I problemi principali scaturiti dall'incrocio di pesci allevati e selvatici sono la generazione di ibridi con minor fitness (*outbreeding depression*), ma anche di un grande numero di individui che derivano da una piccola porzione di riproduttori (*inbreeding depression*) (Ward, 2006). La riduzione della ricchezza genetica delle popolazioni selvatiche provoca

danni comprovati e a lungo termine irreversibili, riducendo fitness e fertilità e aumentando il rischio di mutazioni recessive dannose (Charlesworth & Willis, 2009).

Questa problematica, rispetto alle altre è più silenziosa ma a lungo andare può provocare gravi danni all'ambiente circostante. Per quanto possa sembrare difficile da arginare ci sono varie manovre che possono essere attuate per tamponare il problema (Jensen et al., 2010):

- creare una rete di informazioni più efficiente rendendo obbligatorio segnalare eventuali fughe, in modo da riuscire a quantificare con esattezza la scala della problematica.
- stipulare leggi e linee guide per quanto riguarda la struttura degli allevamenti: dimensioni, design, installazione e lo svolgimento delle attività giornaliere.
- continuare ad investire sulla ricerca e lo sviluppo degli allevamenti, in modo da tamponare il problema.
- istruire gli operatori su come agire in modo da evitare fughe e limitare l'errore umano.

Oltre a queste soluzioni occorre ricordare quanto sia fondamentale posizionare l'impianto in maniera corretta; come precedentemente detto, correnti e onde giocano un ruolo fondamentale in quanto vanno a creare danni strutturali all'impianto. Vista la tendenza a scegliere luoghi sempre più a largo e meno riparati, per garantire una miglior qualità ambientale (Lader et al., 2008), occorre selezionare con estrema attenzione la zona, escludendo aree in cui gli eventi atmosferici sono più frequenti.

Un altro fenomeno legato all'acquacoltura è la dispersione di specie esotiche. Delle 573 specie di metazoi non endemici introdotti nel mediterraneo, solo il 10% deriva dall'acquacoltura (Galil, 2009). Nonostante il 10% sia una porzione relativamente esigua rimane comunque non trascurabile.

In letteratura possiamo trovare vari esempi, sia per quanto riguarda le macrofite, che sembrano essere una fetta preponderante delle invasioni (Galil, 2009), sia per metazoi come molluschi e copepodi.

Sono presenti testimonianze di questo processo anche in Italia: soprattutto nel nord dell'Adriatico, dove sono presenti il maggior numero di impianti di molluschicoltura. Più precisamente nella laguna di Venezia (Sfriso & Curiel, 2007) e nella Sacca di Goro nel delta del fiume Po (Munari, 2008).

## Aumento del carico organico

L'arricchimento di materia organica della colonna d'acqua è probabilmente l'impatto ambientale più associato alla pratica dell'acquacoltura.

Questo processo deriva prevalentemente dal mangime non consumato, per colpa dell'*overfeeding* (Crab et al., 2007; Focardi et al., 2005), e secondariamente dagli escrementi e dalla decomposizione degli organismi morti (Burford & Williams, 2001; Feng et al., 2004; Gyllenhammar & Håkanson, 2005; Tacon & Forster, 2003.)

Solo il 20 ed il 50% dell'azoto somministrato ai pesci allevati viene effettivamente utilizzato ed incorporato, il resto rimane nella colonna d'acqua e nel sedimento (Jackson et al., 2003; Schneider et al., 2005)

Un aumento della concentrazione di azoto all'interno dell'ecosistema può portare a fioriture algali di fitoplancton, odori sgradevoli, morte degli organismi bentonici e un aumento di patogeni (Alonso-Rodríguez & Páez-Osuna, 2003; Martínez Córdova et al., 2007).

La gravità dell'impatto è strettamente correlata con la quantità di mangime somministrato (Crab et al., 2007), risulta pertanto importante una somministrazione precisa, rispettando i bisogni del pesce.

La Nutrizione consiste nell'aumento in colonna d'acqua carbonio, azoto e fosforo: il meccanismo di accumulo sembra essere la mineralizzazione della materia organica, la risospensione del sedimento e le escrezioni degli organismi allevati (Martinez-Porchas & Martinez-Cordova, 2012).

Il battente d'acqua sotto la gabbia, la velocità e la direzione della corrente, possono influenzare sensibilmente la sedimentazione del mangime e del materiale fecale e fanno sì che l'area interessata sia più o meno ampia, anche se normalmente gli effetti maggiori si hanno entro un raggio di circa 50 m (Kadowaki et al., 1980; Merican & Phillips, 1985; Warrer-Hansen & Warrer-Hansen, 1982).

La problematica sorge con l'assenza di un ricambio d'acqua adeguato: zone troppo ripariate con poca corrente sono estremamente soggette ad un arricchimento di nutrienti tale da creare impatto da biodeposizione (Sarà et al., 2006).

Sembrirebbe che posizionare gli impianti più a largo permetta la dispersione dei nutrienti e riduca la pressione sull'ambiente (Holmer, 2010). La scelta di un sito idoneo risulta fondamentale per ridurre di molto sia gli impatti derivati dall'impianto, sia i danni economici per le imprese (morte degli organismi, terapie ecc...).

## **Rilascio di sostanze chimiche xenobiotiche**

Metalli, organocloruri e agenti antibatterici (antibiotici) sono i principali composti chimici trovati nei pressi degli impianti (Grigorakis & Rigos, 2011).

(I metalli pesanti sono tutti quegli elementi con caratteristiche omogenee che, nella tavola periodica, vanno dai metalli di transizione ai non metalli e hanno una densità superiore a 5 g/cm<sup>3</sup>. In ambiente, si trovano a bassa concentrazione e sono considerati elementi in traccia. (Ali & Khan, 2018).

Piombo (Pb), arsenico (As), mercurio (Hg), cadmio (Cd), cromo (Cr), cobalto (Co), rame (Cu), zinco (Zn), manganese (Mn), ferro (Fe) e nichel (Ni) sono i metalli più studiati per il loro impatto sulla salute umana (Amosu et al., 2016; Boyd & Massaut, 1999; Presley, 1997). Pb, Hg, As e Cd occupano rispettivamente il 1°, 2°, 3° e 6° posto nella lista dei rifiuti tossici dell'Agenzia statunitense per le sostanze tossiche e il registro delle malattie (ATSDR) il loro meccanismo tossico deriva dalla formazione di legami covalenti con gruppi funzionali delle molecole organiche, influenzando anche organi e apparati (Al-Yousuf et al., 2000).

La natura non biodegradabile e la lunga persistenza nell'ambiente dei metalli pesanti causano tossicità nei pesci, generando specie reattive dell'ossigeno attraverso la produzione di radicali ossidanti (Shahjahan et al., 2022). Negli allevamenti, il fouling (organismi animali e vegetali cresciuti sulle gabbie) è gestito con rivestimenti e sostanze antifouling che potrebbero contenere metalli in tracce, come il rame (Basaran et al., 2010; Guardiola et al., 2012). Il rame è utilizzato anche sotto forma di solfato per sintetizzare pesticidi che controllano il fitoplancton (Singh et al., 2008). Il mangime viene spesso arricchito con minerali fondamentali per sostenere la crescita degli organismi, e si ritiene che questa pratica possa contribuire al rilascio di metalli nell'ambiente (Sapkota et al., 2008).

Zinco (Zn), rame (Cu), ferro (Fe), cadmio (Cd), piombo (Pb) e nichel (Ni) sono stati misurati, ad esempio, nella colonna d'acqua e nel sedimento sotto le gabbie nel Mediterraneo orientale (Basaran et al., 2010). Questi metalli possono inficiare la salute umana attraverso la biomagnificazione, agendo come cancerogeni e danneggiando sistemi e tessuti, incluso il sistema nervoso (Mitra et al., 2022).

Nonostante alcuni studi indichino che i pesci allevati non presentino differenze significative rispetto ai pesci selvatici per quanto riguarda l'accumulo di metalli pesanti (Habib et al., 2023), è comunque essenziale garantire standard rigorosi sia per quanto riguarda i controlli di routine, sia per la bonifica e la rimozione. In questo contesto, l'utilizzo di alghe per attuare una purificazione di tipo biologico sembrerebbe emergere come la via più economica ed efficiente (Emenike et al., 2022).

I composti organoclorurati sono stati trovati in diverse preparazioni di pesce, allevato e selvatico, compreso anche il mangime (Easton et al., 2002; Santerre et al., 2001; Zabik et al., 1996).

Poiché i pesci allevati si alimentano solo con ciò che viene loro fornito dall'uomo, potrebbe sembrare che siano più sicuri. Tuttavia, l'uso di mangimi contenenti oli di pesce potenzialmente contaminati ha dimostrato che il grado di contaminazione può essere almeno pari, se non superiore, a quello riscontrato nelle popolazioni selvatiche (Severino & Anastasio, 2022). I composti trovati sono principalmente le diossine, i PCBs e DDT (Grigorakis & Rigos, 2011).

I composti organofosfati, pericolosi per la salute umana e l'ambiente, possono causare effetti tossici cronici e potenzialmente essere cancerogeni (IARC, Gruppo 2B). Data la loro capacità di bioaccumularsi, unita alla tendenza mondiale, col passare degli anni, di mangiare sempre più pesce di cui la maggior parte allevato (Kobayashi et al., 2015). Diventa imperativo implementare politiche di controllo sempre più rigorose, specialmente per gli allevamenti, specialmente in paesi extra UE come China, Thailandia e Vietnam in cui le norme sembrerebbero essere meno costringenti. Gli animali allevati, spesso caratterizzati da un maggiore contenuto di grasso rispetto a quelli selvatici, potrebbero essere più suscettibili all'assorbimento e all'accumulo di queste sostanze (Serrano et al., 2003).

Oltre a politiche precauzionali di controllo, potrebbe essere fondamentale ridurre la quantità di olio di pesce utilizzato nei mangimi. È stato osservato che, mediante la riduzione della quantità di oli di pesce e l'utilizzo di sostituti vegetali, si registra una significativa diminuzione di sostanze inquinanti persistenti e semipersistenti (Ginés et al., 2018)

Nonostante ottimizzazioni delle strategie terapeutiche, l'uso di antibiotici per trattare le infezioni batteriche negli allevamenti può portare alla dispersione di tali sostanze in ambiente, influenzando le popolazioni di pesci selvatici.

Gli antibiotici sono definiti come un gruppo di composti naturali o sintetici che uccidono (battericidi) o inibiscono la crescita dei batteri (batteriostatici) (Patel et al., 2023).

Per combattere questo tipo di infezioni in allevamento vengono usate tetracicline, (fluoro) chinoloni, sulfamidici potenziati, penicilline e derivati cloramfenicolo. Sulla base dei dati disponibili, l'ossitetraciclina (OTC) e i farmaci chinolonici (acido oxolinico - OA e flumechina - FLU) sono i più ampiamente utilizzati nell'acquacoltura del Mediterraneo (Rigos & Troisi, 2005).

La dispersione avviene attraverso il pellet non consumato, gli escrementi dei pesci con il farmaco non assorbito e i metaboliti escreti dalle branchie tramite la via renale; ciò deriva

dal fatto che i farmaci utilizzati possono avere un tasso di assorbimento molto basso (Rigos et al., 1999; Rigos, Nengas, et al., 2004; Rigos, Tyrpenou, et al., 2004).

Diversi articoli segnalano e confermano la presenza persistente di antibiotici nelle vicinanze degli impianti di acquacoltura, anche dopo la conclusione della terapia. Come già evidenziato per altre sostanze, questa persistenza è principalmente dovuta alla loro elevata lipofilia, che favorisce l'assorbimento nei sedimenti e nel particolato organico. Questo consente ai composti di entrare nella catena alimentare, colpendo organismi non target. La lenta degradazione è ulteriormente influenzata dal fatto che il principale meccanismo di decomposizione, la fotolisi, si verifica solo per la piccola porzione dei composti che effettivamente è situata nello strato fotico e richiede settimane per completarsi (Capone et al., 1996; Jacobsen & Berglind, 1988; Oka et al., 1989; Samuelsen, 1989; Tore Lunestad et al., 1995).

Il pericolo più grande, è che il residuo di antibiotici, derivato dall'uso negli impianti, vada a generare ceppi resistenti (*multi drug resistant bacteria*). Sono stati trovati batteri di questo tipo sia nel sedimento sotto gli impianti (Chelossi et al., 2003) sia nella colonna d'acqua, in specie di pesci selvatici, in Cile (Castro-Escarpulli et al., 2003; Miranda & Zemelman, 2001), in Giappone e Corea (Kim & Aoki, 1993), ma anche in Mediterraneo (Zorrilla et al., 2003).

Ceppi come *Vibrio* spp., *Pseudomonas* spp. e *Aeromonas* spp., acquisendo resistenza, non solo diventano difficili da combattere in mare e negli allevamenti, ma potrebbero anche creare problematiche per la salute umana. Il consumo di pesce allevato o pescato, infetto da batteri antibiotico-resistenti, potrebbe essere un veicolo per la trasmissione orizzontale (Rigos & Troisi, 2005).

Sebbene le vaccinazioni abbiano sicuramente ridotto la necessità di utilizzare gli antibiotici per combattere alcune infezioni batteriche, ci sono ancora molte infezioni per le quali è necessario l'utilizzo di antimicrobici. Sembrerebbe inoltre che la conoscenza sulla farmacocinetica e farmacodinamica dei principali farmaci utilizzati in acquacoltura sia ancora incompleta (Rigos & Troisi, 2005).

Per affrontare al meglio questa problematica, è essenziale acquisire informazioni complete sui farmaci somministrati negli impianti, al fine di selezionare quelli più efficaci e garantire dosaggi minimi. Inoltre, è fondamentale continuare a investire nella ricerca e nello sviluppo di nuovi vaccini. Questo approccio sinergico potrebbe contribuire a ridurre l'incidenza di malattie che richiedono interventi drastici.

## Utilizzo del pescato per gli allevamenti

Gli stock di pesci pescabili hanno subito una significativa contrazione dagli anni '70; per compensare ciò, la produzione di pesce allevato tramite acquacoltura è aumentata (Fao, 2022). Tuttavia, l'acquacoltura non è ancora completamente svincolata dalla pesca. Il pescato viene utilizzato sia come riproduttori vivi sia come cibo processato in pellet o somministrato intero.

I cicli vitali di molti pesci possono risultare complessi e, prima di riuscire a studiare e comprendere appieno tutti gli stadi e completare i cicli in cattività, spesso vengono utilizzati individui prelevati dall'ambiente (Beveridge, 2001). Ciò è evidente nei casi di allevamenti sperimentali, avviati come studi pilota, come ad esempio per la ricciola, in cui sono stati prelevati individui dall'ambiente in alcune aree, sebbene progressi siano stati compiuti (Papadakis et al., 2008).

Allevamenti che si basano sulla cattura di larve e giovanili possono avere gravi conseguenze sull'ambiente, soprattutto se gli stock sono già sovrasfruttati per la pesca e il consumo umano. Un esempio emblematico è il tonno pinna blu atlantico (*Thunnus thynnus*): la cattura per l'ingrassamento, unita alla pesca per il consumo, solleva preoccupazioni riguardo al rischio di estinzione, specialmente considerando che negli anni la domanda sta aumentando (FAO, 2022; Naylor et al., 2005).

Nel 2004, il 36% delle catture totali di molluschi e pesci è stato destinato non all'alimentazione umana, ma è stato ridotto in oli di pesce o utilizzato come ingrediente per il mangime. Le specie target sono i pelagici con alto contenuto di olio, che sono piccoli e abbondanti in banchi, rendendo la cattura su larga scala più agevole (Huntington & Hasan, 2009)

L'utilizzo di oli e farine di pesce è giustificato dalla loro composizione ammino-lipidica completa, ricca di nutrienti essenziali per la crescita e la salute sia dei pesci sia per la salute umana, tra cui i grassi omega-3, in particolare l'acido eicosapentaenoico (EPA) e l'acido docosaesaenoico (DHA) (Gammone et al., 2019; Gladyshev et al., 2013; Sundell et al., 2022). L'acquacoltura deve ridurre la pressione sulla pesca e trovare alternative all'utilizzo di piccoli pelagici, producendo una materia prima più controllata.

La sostituzione di farina e olio di pesce potrebbe influire sull'equilibrio degli omega-3 e omega-6 nelle carni del pesce, riducendo sicuramente gli impatti ambientali ma a discapito delle qualità organolettiche e nutrizionali del filetto (Lazzarotto et al., 2018).

Recentemente, si è iniziato a utilizzare *trash fish*, pesce senza mercato commerciale derivato dal by-catch o scarti del pesce lavorato, come teste, viscere, ossa e scaglie. La FAO prevede che questa tendenza continuerà a crescere, considerando che parti spesso non

utilizzate del pesce contengono nutrienti e PUFA adatti allo sviluppo degli animali allevati (FAO, 2022).

Metodi alternativi includono l'integrazione di PUFA attraverso oli di piante geneticamente modificate, come l'olio di *Camelia sativa*, sperimentato con successo negli allevamenti di salmone (Betancor et al., 2017). Un'altra possibilità è l'uso di proteine di insetti come sostituto di oli e farine di pesci nei mangimi (Makkar et al., 2014). Questa opzione è diventata possibile nell'UE solo di recente, con la modifica della legislazione che consente l'uso di farine di insetti negli alimenti per animali acquatici (UE 2017). Tra le specie ammesse, la mosca soldato nera (*Hermetia illucens*) sembra essere la più promettente, in quanto non sembra influire eccessivamente sulla crescita e lo sviluppo dei pesci allevati (van Huis & Oonincx, 2017).

Ulteriori ricerche in questo settore saranno cruciali per semplificare la selezione degli ingredienti utilizzati nei mangimi per i pesci, promuovendo la crescita e la salute senza ulteriori impatti negativi sugli stock marittimi già fortemente depauperati. È fondamentale considerare che l'assunzione di specifici nutrienti, come i PUFA, conferisce alle carni del pesce i benefici per la salute desiderati dai consumatori. Pertanto, è imperativo prestare costante attenzione a una formulazione del mangime che conservi la qualità lipidica per cui il pesce è apprezzato.

### 1.2.2 Sostenibilità economica-amministrativa

Oltre alle già menzionate problematiche ambientali è importante focalizzarsi sulle sfide amministrative che costituiscono un notevole ostacolo allo sviluppo di questo settore.

In generale, i seguenti punti possono essere identificati come i principali fattori limitanti nelle procedure di concessione di licenze e leasing per l'acquacoltura (Zaragoza et al., 2009):

- Procedure per il rilascio lunghe e complesse sul territorio pubblico.
- Presenza di molte leggi, direttive e procedure a cui l'investitore deve attenersi.
- Controllo dispersivo, non organico e gestito da molteplici autorità su livelli diversi.

Van Houtte (2001) ha evidenziato una serie di elementi ancora attuali che consentirebbero di superare le difficoltà legislative riguardanti l'acquacoltura in Europa:

La legislazione correlata all'acquacoltura dovrebbe essere principalmente orientata allo sviluppo del settore e concepita a vantaggio della popolazione e delle comunità. A questo scopo, dovrebbe:

- Riconoscere, definire e valutare l'attività (pratica, strutture e prodotti) e i vari agenti coinvolti.
- Integrare i valori ambientali e sociali nei processi di pianificazione e decisione per l'assegnazione di terre, acqua e altre risorse naturali a fini di acquacoltura.
- Includere meccanismi efficaci di monitoraggio, attuazione e applicazione (economici, amministrativi e penali) per garantire la conformità agli strumenti regolatori, compresi codici di condotta e migliori pratiche gestionali.
- Sviluppare e utilizzare regolarmente criteri di performance e indicatori che valutino se gli obiettivi di un'acquacoltura responsabile siano stati raggiunti da governi e stakeholder.

Si consiglia di porre particolare attenzione alla risoluzione dei conflitti tra le istituzioni competenti. Inoltre, vengono fornite linee guida per la creazione di un quadro istituzionale per l'acquacoltura, con un focus specifico sull'istituzione di aree allocate. Queste linee guida includono (Van Houtte, 2001):

**Legislazione:** È necessario orientare il quadro istituzionale con l'obiettivo di creare una politica e una normativa in acquacoltura centrata su obiettivi specifici, al fine di garantirne la corretta attuazione.

**Chiare Responsabilità:** È importante identificare le responsabilità delle istituzioni coinvolte nello sviluppo, nell'operatività e nella gestione dell'acquacoltura. Nel caso di coinvolgimento di più agenzie, si dovrebbe favorire la creazione di reti adeguate a facilitare l'attuazione di pratiche di acquacoltura responsabile.

**Uso condiviso delle risorse naturali:** Il processo di gestione dell'acquacoltura, soprattutto per quanto riguarda l'utilizzo di risorse naturali, dovrebbe essere aperto a interessi non governativi, inclusi il settore privato, la comunità, gli utenti tradizionali e gli operatori dell'acquacoltura. Il tutto considerando ovviamente politiche di controllo stringenti.

**Approccio Coordinato:** Si dovrebbe promuovere un approccio coordinato tra enti governativi e non governativi, per garantire un'efficace applicazione di tutte le leggi e i regolamenti.

**Creazione di Incentivi:** Si dovrebbero prevedere incentivi finanziari e educativi per promuovere un'acquacoltura responsabile. Questi dovrebbero vertere al potenziamento dei

sistemi di allevamento esistenti, allo sviluppo e all'attuazione di migliori pratiche gestionali, al supporto nello svolgimento di controlli ambientali efficaci per mantenere e perfezionare i requisiti per l'acquacoltura, e al sostegno della conservazione e ripristino dell'ambiente.

È essenziale promuovere il coordinamento e gli accordi tra le varie autorità amministrative coinvolte nel quadro giuridico per la selezione e la gestione dei siti di acquacoltura. Inoltre, normative chiare sono indispensabili, poiché la suddivisione dei compiti tra diversi organi amministrativi deve essere semplice, evitando sovrapposizioni inutili di competenze e facilitando le procedure di concessione di licenze e leasing (Zaragoza et al., 2009.).

In Italia, lo spazio marittimo sotto giurisdizione è compreso tra la linea di costa e il limite delle 12 miglia nautiche, pari a circa 14 milioni di ettari. Solo circa lo 0,16% di questa area, corrispondente a 22.000 ettari, è assegnato all'acquacoltura. La molluschicoltura rappresenta circa il 97% (21.627 ettari) delle superfici destinate al demanio marittimo, mentre solo il 3% (560 ettari) è destinato alla piscicoltura. La differenza tra le superfici assegnate e i volumi di produzione è dovuta al fatto che i sistemi d'allevamento per i molluschi sono estensivi e consentono produzioni per ettaro inferiori rispetto alla piscicoltura, richiedendo quindi zone marine più vaste (AZA, guida tecnica 2020).

L'assegnazione del demanio marittimo avviene mediante concessioni di spazi demaniali marittimi (Codice della Navigazione). Il processo di rilascio è lungo, variando da 6 a 24 mesi a seconda della regione competente e del tipo di attività produttiva. Questi lunghi tempi di autorizzazione rappresentano una delle principali cause che ostacolano la crescita del settore (OCSE, 2017).

Ogni regione competente ha tempi di rilascio diversi. Il MiPAAF ha inviato questionari a undici regioni costiere, evidenziando che regioni come la Liguria hanno un tempo di rilascio per impianti di piscicoltura di 6 mesi, mentre per la Campania e il Lazio superano i 24 mesi. Inoltre, è importante notare che le numerose procedure amministrative coinvolgono diverse amministrazioni centrali, regionali e relative strutture di competenza.

L'Italia affronta una significativa frammentazione nel settore, con il 99,4% delle imprese catalogato come piccola o micro impresa, generando il 78,6% dei ricavi totali. Queste imprese hanno un budget limitato e tempi di attesa così prolungati che possono scoraggiare gli investimenti (MiPAAF, 2022).

Secondo la guida AZA, le azioni prioritarie per alleviare il peso sugli stakeholder includono:

- Il ripristino della competenza regionale per il rilascio delle concessioni marine nelle regioni in cui la pertinenza è attualmente dei comuni, per ridurre le incertezze legate alla definizione dei confini dello spazio marittimo nei comuni adiacenti e la relativa competenza.
- La delimitazione di un iter procedurale certo, identificando i servizi amministrativi competenti e omogenizzando le tipologie di pareri richiesti per ridurre i tempi di rilascio.
- L'incremento della formazione del personale tecnico nelle autorità competenti, in particolare a livello comunale, per evitare rallentamenti nell'iter autorizzativo e l'adozione di pareri contrari al rilascio di concessioni.
- L'istituzione di uno "sportello unico" a livello regionale per facilitare la gestione di tutte le fasi del processo autorizzativo.
- Abrogazione del dM MiPAAF n. 21355/2017, che prevede la richiesta del parere ministeriale per il rilascio dell'autorizzazione all'esercizio di impianti di acquacoltura in mare posti ad una distanza superiore ad un chilometro dalla costa.

### *1.3 Pianificazione dello spazio marittimo e allocazione di zone per l'acquacoltura.*

Parlando delle problematiche relative alla sostenibilità, sia economica sia ecologica, un modo per ridurre il peso è l'implementazione di AZA, ovvero "Allocated Zones for Aquaculture".

Una delle sfide più grandi che ostacolano lo sviluppo dell'acquacoltura è la competizione per lo spazio marittimo tra gli allevatori e il gran numero di altre attività connesse allo sfruttamento delle risorse marine, sia viventi che non viventi (Pérez et al., 2005). Per superare questa problematica, diventa essenziale una pianificazione accurata dello spazio al fine di prevenire conflitti.

La pianificazione spaziale marittima (MSP) è un processo di analisi e allocazione della distribuzione spaziale e temporale delle attività umane nelle aree marine. Consente di raggiungere obiettivi ecologici, economici e sociali generalmente definiti attraverso un processo politico (Ehler et al., 2009). Essa rappresenta uno strumento fondamentale per gestire in maniera efficace e integrata le varie attività che vengono svolte in oceano.

L'approccio utilizzato è olistico: le politiche gestionali, i permessi e le decisioni amministrative vengono impiegati per definire la distribuzione spaziale e temporale delle attività presenti e future sul territorio (BLUE ECONOMY REPORT, 2022.), consentendo

una corretta amministrazione e creando sinergie tra i settori economici (European Commission, 2020).

Il MSP è un processo in cui può rivelarsi difficile mettere d'accordo gli stakeholders ed implementare una distribuzione equa dello spazio. Ciò deriva anche dal fatto che i portatori di interesse spesso appartengono a categorie totalmente differenti: comunità di pescatori, allevamenti di pesci, industrie, paesi vicini e organizzazioni internazionali (BLUE ECONOMY REPORT, 2022.). Ciò nonostante, nel tempo sono stati fatti molti progressi.

In Europa, la direttiva 2014/89/UE "Un quadro per la Pianificazione dello Spazio Marittimo" stabilisce la strategia comune dei paesi dell'Unione Europea per la pianificazione dello spazio marittimo. La direttiva invita gli Stati membri a sviluppare e implementare la pianificazione dello spazio marittimo, tenendo conto degli aspetti economici, sociali e ambientali, al fine di promuovere uno sviluppo e una crescita sostenibili nel settore marittimo. Si adotta un approccio ecosistemico e si promuove la coesistenza delle diverse attività e dei relativi usi che coinvolgono il mare e le coste. Questa direttiva impone agli Stati membri dell'UE di creare piani per la gestione dello spazio marino entro il 31 marzo 2021.

Secondo la definizione fornita dalla guida AZA dell'ISPRA del 2020, l'Approccio Ecosistemico (AE) è la strategia finalizzata alla gestione integrata di terra, acqua e risorse viventi, con l'obiettivo di promuovere la conservazione e l'uso sostenibile delle risorse, nonché la ripartizione giusta ed equa dei benefici. In termini più semplici, l'AE studia e gestisce le interazioni tra l'uomo e la natura. Questo approccio si basa su tre principi fondamentali: licenza sociale, economica ed ambientale.

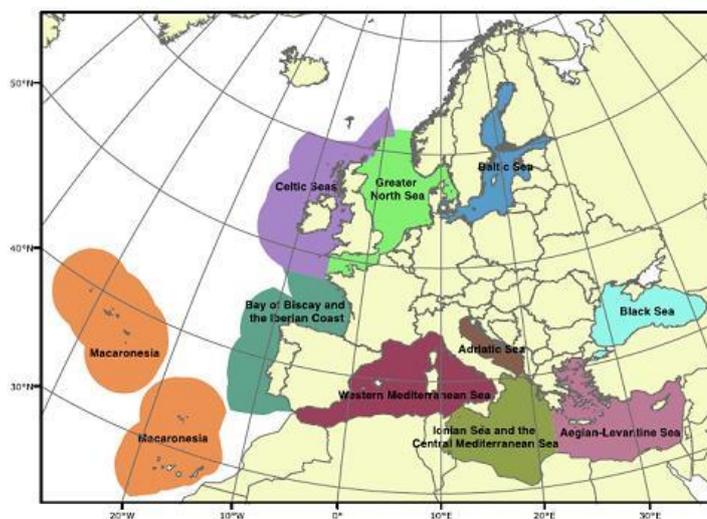
La **licenza sociale** implica lo sviluppo dell'acquacoltura con l'intento di migliorare il benessere umano in modo equo per tutte le parti interessate, garantendo una giusta distribuzione dei benefici e il diritto di accesso.

La **licenza economica** riguarda politiche settoriali e lo sviluppo delle economie marittime pianificato a livello di macroregione; essa promuove sinergie con altri settori economici e assicura la solidità dei piani di sviluppo e degli investimenti programmati nell'acquacoltura.

La **licenza ambientale** promuove lo sviluppo dell'acquacoltura nel contesto delle funzioni e dei servizi dell'ecosistema, compresa la biodiversità, senza causare degrado degli

ecosistemi oltre la loro capacità di resilienza. Pertanto, richiede che le aziende dimostrino la compatibilità ambientale delle loro attività produttive.

In Italia, la pianificazione dello spazio marittimo è stata avviata con il d.Lgs. 201/2006 "Attuazione della direttiva 2014/89/UE", finalizzata allo sviluppo delle zone marine e all'uso sostenibile delle risorse, garantendo la protezione dell'ambiente marino e costiero. Sono state definite tre aree di riferimento, utilizzando quelle preesistenti della Marine Strategy: Mediterraneo occidentale, Adriatico, Ionio e Mediterraneo centrale.



**Figura 1.3.2:** immagine che illustra le aree della marine strategy: Nell'area occidentale troviamo, Liguria, Toscana, Lazio, Campania, Basilicata, Calabria, Sicilia, Sardegna; nell'Adriatico, Friuli-Venezia Giulia, Veneto, Emilia-Romagna, Marche, Abruzzo, Molise, Puglia; nello ionio e mediterraneo centrale: Puglia, Basilicata, Calabria e Sicilia.

Secondo la "MSP European Platform", al momento l'Italia non ha ancora una pianificazione definitiva dello spazio marittimo. Nel 2022 è stata inviata una bozza che deve ancora essere approvata da un Comitato Tecnico.

In Italia, le regioni svolgeranno un ruolo fondamentale nella gestione e nella programmazione dell'uso dello spazio marino, essendo già inserite come attori principali della Marine Strategy e responsabili delle politiche economiche regionali di sviluppo. I benefici auspicati per le regioni includono (AZA, guida tecnica 2020):

- Pianificazione e integrazione delle necessità d'uso dei diversi settori marini, rappresentandole su scala spaziale.
- Chiarezza nei processi politico-decisionali, favorendo un miglior coordinamento tra le amministrazioni.
- Creazione e applicazione di linee guida e criteri univoci: creare un unicum tra le amministrazioni e ridurre le distorsioni competitive tra usi e operatori.

- Responsabilità condivise e maggior coinvolgimento degli stakeholder.
- Procedure amministrative semplificate.
- Facilitare gli investimenti privati creando un quadro di riferimento chiaro e certo.
- Integrazione degli interessi economici tenendo conto degli obiettivi di tutela e conservazione.

Risulta evidente che una corretta pianificazione degli spazi marini consentirebbe una maggior chiarezza e un quadro che ispiri più fiducia negli investitori e, in generale, nei portatori di interessi. Una programmazione meno nebulosa consentirebbe la creazione di un sistema più semplice con una burocrazia più chiara e alleggerita, unita a linee guida chiare e specifiche. Questo migliorerebbe l'efficienza economica degli allevamenti, consentendo anche una corretta gestione delle aree marine, anche dal punto di vista ambientale.

Il processo per la creazione di AZA è complesso e richiede l'utilizzo di algoritmi che tengono conto di numerose condizioni vincolanti. All'interno del progetto nel quale si colloca il mio lavoro di tesi è stata condotta una valutazione spaziale con più criteri (SMCE: Spatial Multi-Criteria Evaluation), grazie alla combinazione del software GIS e tecniche di valutazione con più criteri (MCE: Multi-Criteria Evaluation) (Dapueto et al., 2015). Le tecniche SMCE rappresentano un'ottima soluzione per migliorare i processi decisionali nella gestione degli spazi, soprattutto quando vengono messi in gioco i diversi interessi dei portatori di interesse.

La procedura è divisa in quattro parti:

1. Individuare i fattori che vanno ad influenzare l'idoneità del sito e raccogliere i relativi dati.
2. I dati vengono elaborati con GIS ottenendo mappe dei criteri e dei vincoli.
3. Le mappe vengono unite in un'unica mappa e, aggiungendo anche il parere degli esperti, si crea una mappa delle idoneità.
4. Vengono fatte delle verifiche confrontando le aree trovate con allevamenti preesistenti.

Per quanto riguarda il metodo con cui vengono selezionati i siti idonei si tiene conto dei vincoli e dei criteri di idoneità.

I vincoli rappresentano tutte le condizioni che impediscono l'installazione di un impianto e sono utilizzati per creare la mappa dei vincoli.

L'acquacoltura costituisce una fonte di inquinamento ambientale a causa dell'aumento di sostanza organica nei pressi degli impianti (Braband et al., 1990; Zhang et al., 2006). È essenziale mantenere le gabbie a una distanza considerevole da queste aree al fine di prevenire danni al turismo costiero e, più in generale, preservare la bellezza paesaggistica della regione. Contestualmente, è fondamentale posizionare gli impianti lontano da altre fonti di impatto, garantendo così che gli esemplari possano crescere in condizioni ottimali di salute. Quindi, quando si considerano i vincoli, le aree vincolate sono:

1. Quelle da preservare, che non devono presentare fonti di impatto nelle vicinanze, come spiagge, siti per le immersioni dei subacquei, aree marine protette e siti di interesse comunitario e nazionale.
2. Le aree da evitare, caratterizzate da fonti di inquinamento che possono nuocere alla salute degli animali allevati, come foci fluviali, porti, aree di scarico di materiali, punti di scarico di reflui urbani, industrie ed aree ad alto rischio ambientale.
3. Aree in cui la presenza di impianti interferirebbe con attività preesistenti, come linee di costa, unità dissuasive per la pesca a strascico, condotte e cavi sottomarini, barriere costiere, ecc.
4. Aree con divieti, come aree interne ai porti e aree di ancoraggio.

I criteri di idoneità permettono di classificare le aree in cui l'impianto può essere installato, tenendo conto di quattro tipi di variabili diverse:

1. Fattibilità di installazione dell'impianto.
2. Qualità ambientale.
3. Condizioni ottimali per la crescita dei pesci.
4. Valutazioni socio-economiche.

Per quanto riguarda le onde, se queste raggiungono un'ampiezza eccessiva, si possono compromettere le possibilità di installazione degli impianti galleggianti. In tal caso, una soluzione può essere l'installazione di gabbie sommergibili. Tuttavia, è fondamentale considerare la frequenza delle onde, poiché in presenza di onde troppo frequenti diventa impraticabile somministrare il mangime. Pertanto, vengono esclusi i luoghi in cui le onde possono raggiungere un'altezza sufficiente da porre sotto stress le gabbie con una frequenza tale da causare danni economici.

Per valutare la qualità ambientale, si considera lo stato ecologico della colonna d'acqua e dei sedimenti, utilizzando indicatori biologici, parametri fisico-chimici e valutando la presenza di inquinanti mediante metodologie standard. Lo stato ecologico viene quindi

convertito in un punteggio che varia da 'High' (10) a 'Bad' (0). Qualsiasi ambiente con una qualità superiore a 'Bad' è considerato accettabile.

Al fine di promuovere la salute dei pesci, è fondamentale evitare aree troppo vicine alle foci fluviali, potenziali fonti di patogeni e inquinanti. La vicinanza ai fiumi, misurata in miglia nautiche, è stata classificata in cinque categorie: 2 miglia nautiche (nm), 1 miglia nautiche (nm), 2/3 di miglia nautiche (nm), 1/2 miglia nautiche (nm) e 2/5 di miglia nautiche (nm).

La prossimità di un porto e la sua estensione agevolano le attività quotidiane e la manutenzione degli impianti; maggiore è la vicinanza ed estensione del porto, minori sono i costi.

Una volta completata la mappa dei criteri, il parere degli esperti viene integrato mediante una combinazione lineare pesata (WLC), assegnando la giusta priorità a ciascuno dei criteri elencati. L'output finale di questa operazione è una mappa delle idoneità che classifica le aree su una scala da 'adatto' ad 'ottimo'.

#### 1.4 *Indici bentonici*

Gli indici bentonici biologici svolgono un ruolo cruciale nella valutazione della qualità ecologica delle acque di un'area marina ed anche della colonna sovrastante, consentendo di comprendere gli effetti dell'attività umana sull'ambiente acquatico e monitorare la salute degli ecosistemi.

Con il passare del tempo, l'opinione pubblica è diventata sempre più attenta a preservare la qualità e l'integrità delle risorse marine. Le misure a livello fisico e chimico possono fornire dati quantitativi sulla presenza di specifiche sostanze inquinanti e sulla degradazione ambientale, ma tali parametri potrebbero non riflettere appieno l'impatto dello stress ambientale sugli organismi viventi. Per affrontare una problematica in modo efficace, è fondamentale essere in grado di identificarla e quantificarla, al fine di rispondere in maniera proporzionata, valutando il danno e i costi associati (Belal, 2019).

Blandin, (1986) definisce un indicatore biologico come un organismo (o una parte di esso) o un gruppo di organismi (popolazioni, comunità) che, con una risposta a livello biochimico, citologico, fisiologico o ecologico, consente di caratterizzare, in modo pratico e sicuro, lo stato di un ecosistema o di un complesso ecologico (un insieme localizzato di ecosistemi interdipendenti, modellati da una storia ecologica comune) e di evidenziarne, il più precocemente possibile, le probabili alterazioni. Si basano sulla risposta degli organismi viventi alle variazioni ambientali, questi sono noti come bioindicatori: questi

possono essere specie di macro-invertebrati bentonici, alghe pesci o altre forme di vita acquatica (ISPRA).

Gli indici sviluppati si basano sul paradigma di Pearson e Rosenberg (1978), secondo il quale le comunità macro bentoniche reagiscono al miglioramento della qualità ambientale procedendo attraverso tre step: un iniziale incremento dell'abbondanza, un successivo aumento della diversità di specie e un passaggio da una dominanza di specie tolleranti all'inquinamento alla dominanza di specie sensibili all'inquinamento (Borja et al., 2000).

Nel caso del benthos, quando si va a definire lo stato ecologico si utilizzano indici che riportano ad un tipo di classificazione a cinque classi ecologiche. Queste sono le stesse proposte dalla *Water Frame Directive* (2000/60/CE) e sono: *high, good, moderate, poor, bad*.

Nel caso degli invertebrati bentonici i principali parametri utilizzati sono la diversità e l'abbondanza dei *taxa* ed il rapporto tra numero di *taxa* tolleranti e *taxa* sensibili (Muxika et al., 2007)

Andando più nel dettaglio, prendendo come esempio l'indice AMBI, uno degli indici più utilizzati in mare, le cinque classi o stati ecologici sono (Borja et al., 2004):

- **High status:** i livelli di diversità e abbondanza dei vari *taxa* di invertebrati bentonici sono nel range normalmente associato a condizioni di non disturbo. Sono presenti tutti i *taxa* sensibili alle condizioni di disturbo, quindi associati ad ambienti non inquinati;
- **Good status:** i livelli di diversità e abbondanza dei vari *taxa* di invertebrati bentonici sono leggermente fuori dal range normalmente associato a condizioni di non disturbo. Sono presenti molti *taxa* associati alle comunità-tipo e siamo in condizioni di leggero disturbo;
- **Moderate status:** i livelli di diversità e abbondanza dei vari *taxa* di bentonici sono moderatamente fuori dal range normalmente associato a condizioni di non disturbo. Sono assenti molti *taxa* normalmente associati a condizioni di non disturbo;
- **Poor status:** le acque mostrano evidenze di maggiori alterazioni dei valori degli elementi di qualità biologica per i corpi idrici-tipo; le comunità deviano sostanzialmente da quelle che sono normalmente associate a condizioni di non disturbo; siamo in presenza di inquinamento pesante;
- **Bad status:** le acque mostrano severe alterazioni e mancano completamente le comunità associate a condizioni di non disturbo; siamo in presenza di sedimenti anossici e in condizioni estremamente inquinate.

### 1.4.1 indice M-AMBI

L' m-Ambi è un indice cumulativo sviluppato di recente (Muxika et al., 2007), in cui vengono combinati l'indice di diversità di Shannon, l'indice AMBI e la ricchezza specifica, L'indice è stato adottato a livello nazionale con DM 260/2010 con lo scopo di integrare in un unico indice più variabili descrittive delle comunità bentoniche in esame. I valori assunti dall'indice vanno da 0 a 1 e vengono divisi nelle diverse classi di stato ecologico (Tabella 1.4.1) e viene calcolato attraverso la seguente formula:  $M-AMBI = (S + H + AMBI) / 3$ .

Valore m-AMBI	Classificazione dell'area
$0.82 < m-AMBI$	Elevato
$0.62 \leq m-AMBI \leq 0.82$	Buono
$0.41 \leq m-AMBI \leq 0.61$	Moderato
$0.20 \leq m-AMBI \leq 0.40$	Povero
$0,00 \leq m-AMBI < 0.20$	Pessimo

**Tabella 1.4.1.** Valori soglia dell'indice m-AMBI per la classificazione delle aree di studio.

L'AMBI (Borja et al., 2000) è un indice biotico utilizzato per valutare lo stato ecologico dei fondi molli. Anche questo effettua una divisione in cinque classi biologiche, relative principalmente al grado di eutrofizzazione ambientale:

- **Gruppo I:** specie molto sensibili ad arricchimento organico, presenti in aree non impattate o leggermente impattate.
- **Gruppo II:** specie non influenzate dall'arricchimento organico, sempre presenti in basse densità, con variazioni non significative nel numero di individui.
- **Gruppo III:** specie che tollerano l'eccesso di sostanza organica; possono essere presenti anche in condizioni normali, di ambiente non stressato, ma i loro popolamenti sono stimolati dall'arricchimento organico.
- **Gruppo IV:** specie opportuniste di secondo ordine.
- **Gruppo V:** specie opportunistiche di primo ordine; detritivori, che proliferano nei sedimenti anossici.

Il software utilizzato per calcolarlo, AMBI by ATZI, si basa su una lista di specie che fa riferimento ad uno di questi gruppi, La formula utilizzata è la seguente:

$$AMBI = [(0 \times \%GI) + (1.5 \times \%GII) + (3 \times \%GIII) + (4.5 \times \%GIV) + (6 \times \%GV)] / 100$$

L'indice ha un valore assoluto che va da 0 a 6, in base al range in cui ricade il valore calcolato dell'area di studio, troviamo cinque casistiche (tabella 1.4.2):

Valore AMBI	Classificazione dell'area
0.0<AMBI≤1.2	Elevato
1.2<AMBI≤3.3	Buono
3.3<AMBI≤4.3	Moderato
4.3<AMBI≤5.5	Povero
5.5<AMBI≤6.0	Pessimo

**Tabella 1.4.2.** Valori soglia dell'indice AMBI per la classificazione delle aree di studio.

L'indice di *Shannon* va a valutare la diversità delle comunità attraverso la seguente formula:  $H' = - \sum n_i/N \log_2 n_i/N$

dove:  $n_i$  = numero degli individui della specie  $i$ -esima;  $N$  = numero totale degli individui. Questo indice contiene informazioni sia sulla ricchezza di specie sia su come gli individui sono ripartiti tra esse. Esso esprime in termini quantitativi il grado di diversità della comunità biologica e della struttura biotica. Può assumere valori compresi tra 0 e  $+\infty$ ; ha valore 0 quando tutti gli individui appartengono alla stessa specie, mentre a parità di numero di specie ha valore massimo quando tutte le specie hanno lo stesso numero di individui.

Si utilizza il valore assunto dall'indice di Shannon per definire 5 categorie che determinano lo stato di salute ambientale (Simboura & Zenetos, 2001):

Valore di $H'$	Classificazione dell'area
$H' > 4,6$	Elevato
$4,0 < H' \leq 4,6$	Buono
$3,0 < H' \leq 4,0$	Moderato
$1,5 < H' \leq 3,0$	Povero
$H' \leq 1,5$	Pessimo

**Tabella 1.4.3.** Valori soglia dell'indice di Shannon per la classificazione delle aree di studio.

La "ricchezza specifica" in biologia marina si riferisce al numero di specie presenti in un determinato ambiente o campione, considerato in relazione alla sua dimensione o unità di area. Questo parametro fornisce informazioni sulla diversità biologica di una data area o habitat (Brown et al., 2016).

L'applicazione della ricchezza specifica come indicatore di bontà ambientale in biologia marina nel benthos è basata sulla premessa che ecosistemi più diversificati e ricchi di specie

possono svolgere una serie di funzioni ecologiche importanti. Una maggiore ricchezza specifica può indicare una maggiore stabilità dell'ecosistema, resilienza alle perturbazioni ambientali, e maggiore capacità di fornire servizi ecosistemici (Allison, 2004).

### 1.5 *Indici non bentonici*

Per valutare la qualità della colonna d'acqua marina, vengono impiegati diversi indicatori e parametri che forniscono un quadro completo della salute e della composizione dell'ecosistema marino. Questi parametri possono essere raggruppati in diverse categorie, tra cui quelli chimici, fisici, biologici e relativi agli inquinanti. L'analisi della temperatura dell'acqua fornisce informazioni cruciali sui processi biologici e chimici in corso, mentre la salinità riflette la concentrazione di sali nell'acqua di mare, influenzando la densità e la vita marina. La presenza di ossigeno disciolto è essenziale per la vita marina e può indicare la presenza di fenomeni come l'ipossia (European environmental agency).

Dal punto di vista fisico, la trasparenza dell'acqua e la profondità della colonna d'acqua sono indicatori importanti, riflettendo la chiarezza dell'acqua e la sua struttura in profondità. I parametri biologici includono la clorofilla a, che fornisce informazioni sulla presenza di alghe e piante acquatiche, e il fitoplancton e zooplancton, componenti chiave della catena alimentare marina (Pérez-Ruzafa et al., 2019; Zhu et al., 2023)

Oltre a ciò, il monitoraggio degli inquinanti chimici, come oli, metalli pesanti e nutrienti in eccesso, contribuisce a valutare gli impatti delle attività umane sull'ecosistema marino.

La microbiologia gioca un ruolo importante, evidenziando la presenza di contaminanti microbiologici, quali batteri e virus, che possono costituire rischi per la salute pubblica (Some et al., 2021).

L'analisi combinata di questi parametri fornisce una visione complessiva della qualità della colonna d'acqua marina, aiutando la gestione delle risorse e l'identificazione eventuali problemi ambientali e a prendere misure correttive per preservare e proteggere l'ecosistema marino.

Il progetto Atlante sul mare utilizza l'indice TRIX (Vollenweider et al., 1998) per valutare la qualità ambientale in colonna d'acqua. Questo indice trofico integrato è definito da

quattro variabili di stato principali correlate alla produzione primaria: Ossigeno disciolto, Clorofilla a, Fosforo totale e Azoto inorganico disciolto.

L'indice TRIX è stato integrato nella legge italiana per il monitoraggio degli ambienti marini costieri con il D.L. 260/2010 ed è stato già utilizzato in vari mari europei (Giovanardi & Vollenweider, 2004; Kovalova & Medinets, 2012).

La formula dell'indice TRIX è la seguente:

$$\text{TRIX} = (\text{Log} [\text{Cha} \times |\text{OD}\%| \times \text{N} \times \text{P}] - [-1.5]) / 1.2$$

I primi due sono fattori che vanno ad esprimere direttamente la produttività:

- Ossigeno disciolto: |OD%| come deviazione in valore assoluto della saturazione di ossigeno dal 100%. È un ottimo indicatore dell'intensità della produzione del sistema in quanto dipende sia dall'attività fotosintetica degli organismi sia dai processi di respirazione.
- Clorofilla "a": Cha, espressa in µg/l. La clorofilla "a" è il principale pigmento fotosintetico presente negli organismi fitoplanctonici, di conseguenza è un ottimo indicatore, semplicemente misurabile, sostitutivo della biomassa ed indice di produttività.

Azoto e fosforo sono considerati "fattori nutrizionali", essenziali per la crescita degli organismi vegetali. L'aumento di questi elementi può portare a eutrofizzazione e al deterioramento della qualità ambientale.

L'indice TRIX consente una valutazione quantitativa dello stato trofico dell'area, evitando criteri di valutazione soggettiva e consentendo confronti quantitativi tra siti geograficamente e temporalmente diversi. I valori dell'indice variano da 2 a 8 e rappresentano un ampio intervallo di stati ecologici (Tabella 1.5.1).

SCALA TROFICA	STATO
2 a 4	Elevato
4 e 5	Basso
5 e 6	Mediocre
6 a 8	Scadente

**Tabella 1.5.1.** Valori soglia dell'indice TRIX.

In particolare, gli stati che vanno da "Elevato" a "Scadente" riflettono le seguenti condizioni (ARPA):

- **Elevato:** Acque scarsamente produttive, livello di trofia basso, buona trasparenza, assenza di sottosaturazione di ossigeno sul fondo.
- **Basso:** Acque moderatamente produttive, livello di trofia medio, buona trasparenza, con occasionali fenomeni di intorbidimento. Si verificano occasionali colorazioni anomale ed ipossie sul fondo.
- **Mediocre:** Acque molto produttive, livello di trofia elevato, scarsa trasparenza, colorazioni anomale. Si riscontrano ipossie ed occasionali anossie sul fondo, con stato di sofferenza del benthos.
- **Scadente:** Acque fortemente produttive, livello di trofia molto elevato ed elevata torbidità. Si osservano diffuse e persistenti colorazioni ed anossie/ipossie sul fondo. Si verificano morie di organismi bentonici, con alterazioni delle comunità bentiche e impatti economici per il turismo, la pesca e l'acquacoltura.

## 1.6 Il Progetto Atlante del mare

Il progetto di tesi si è inserito all'interno del progetto Atlante del mare. Questo aveva come principale obiettivo quello di migliorare la qualità dei luoghi di produzione della risorsa ittica e favorire l'adozione di pratiche per ridurre gli impatti negativi sull'ambiente prodotti dalle attività di acquacoltura, sviluppare la competenza etica di operatori del settore e stakeholder in generale. L'azione ha contribuito a perseguire le priorità del FEAMP:

- Promuovere la pesca sostenibile sotto il profilo ambientale, efficiente in termini di risorse, innovativa, competitiva e basata sulle conoscenze.
- Favorire un'acquacoltura sostenibile sotto il profilo ambientale, efficiente in termini di risorse, innovativa, competitiva e basata sulle conoscenze.
- Tutelare l'ambiente e promuovere l'uso efficiente delle risorse.

Il progetto, affidato alla regione Liguria come coordinatore e con l'Università di Genova come responsabile scientifica, ha coinvolto principalmente tre dipartimenti. Le attività del progetto hanno compreso: DISTAV - Dipartimento di scienze della terra, dell'ambiente e della vita; DISFOR - Dipartimento di scienze della formazione; DICCA - Dipartimento di ingegneria civile, chimica e ambientale.

Il progetto era volto a fornire agli Enti locali ed al settore ittico un quadro complessivo delle potenzialità dell'area marina di competenza del territorio ligure, attraverso studi e ricerche (sotto-progetti) volti a:

1. Monitoraggio e studio delle migliori tecnologie di maricoltura nel Mar Mediterraneo.
2. Mappatura dell'area marina del Savonese.
3. Studi per l'individuazione di nuove aree idonee all'acquacoltura off-shore nel Levante Ligure.
4. Attività di sensibilizzazione sul territorio e verso gli stakeholder.

Le attività del progetto di tesi si sono concentrate principalmente nei sotto-progetti 1 e 3.

Il Sotto-progetto 1 si è occupato di un monitoraggio preliminare attraverso due differenti tipi di attività:

- Ricognizione preliminare nel Mar Mediterraneo ed in altri mari aventi caratteristiche fisico-chimiche e idrodinamiche simili a quelle del Mar Ligure, per l'individuazione di impianti di acquacoltura esistenti e analisi delle relative caratteristiche.
- Indagine sulle migliori tecnologie attualmente sul mercato in grado di garantire qualità e sicurezza dei prodotti, salute e benessere animale, qualità ambientale, minimo impatto con il pregiato habitat costiero ligure, mettendo in relazione le esigenze dell'economia ittica con tutte le attività economiche presenti lungo la fascia costiera, tenendo conto degli aspetti socio economici e di tutela del paesaggio.

Il Sotto-progetto 3 si è posto l'obiettivo di individuare nuove aree per l'acquacoltura off-shore. Esso ha riguardato la realizzazione di uno studio pilota nell'area del Golfo della Spezia (Levante Ligure, nelle cui acque attualmente era concentrata l'intera produzione di acquacoltura regionale) per l'individuazione di aree idonee all'itticoltura off-shore, sulla scorta delle ricerche condotte da Regione Liguria per la molluschicoltura e finanziate attraverso la misura 2.51 del FEAMP.

### 1.6.1 Scopo della tesi

Il progetto di tesi si è sviluppato nei sotto-progetti uno e tre, includendo una parte preliminare di ricerca bibliografica sullo stato dell'arte e sulle problematiche del settore, e una fase in campo basata sull'analisi della comunità macrobentonica.

Lo scopo principale di questo lavoro è stato quello di investigare il fondale delle aree individuate come idonee per nuovi impianti di acquacoltura, verificando che le condizioni ambientali siano adatte alla crescita del pesce allevato. Inoltre, si intendono gettare le basi per futuri studi relativi a eventuali impatti che nuovi impianti potrebbero generare sull'ambiente, con particolare attenzione agli organismi che vi abitano.

## 2. Materiali e metodi

### Area di Studio

La parte pratica del progetto di tesi si suddivide in due fasi: una prima fase di campionamento del sedimento e una seconda di sorting con riconoscimento tassonomico in laboratorio. I campionamenti in barca sono stati effettuati in due occasioni: uno nel periodo tardo primaverile (8 maggio 2023) e uno in estate avanzata (20 agosto 2023). Le date sono state selezionate in modo tale che fossero più rappresentative possibile rispettivamente delle stagioni primavera ed estate, compatibilmente con le condizioni meteo-marine.

I campionamenti in barca sono stati condotti al largo del Golfo di La Spezia, e in questa area sono state selezionate cinque stazioni (vedi Figura 2.1). Tre di queste corrispondono ai precedenti punti di campionamento di ARPAL (vedi Figura 2.2), identificati come POR2 (A1), POR3 (A2) e PORSMS (A3). A questi sono stati aggiunti due ulteriori punti, uno a levante e uno a ponente, sulla linea di POR3.

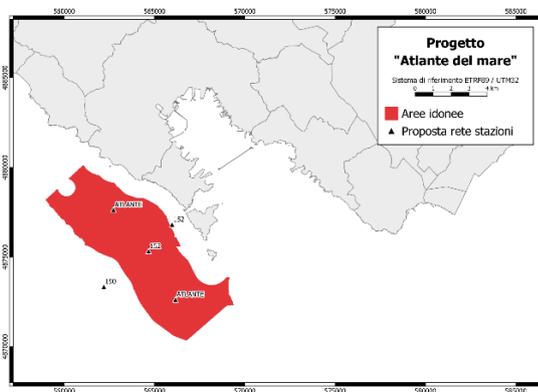


Figura 2.1. Punti scelti per il progetto Atlante del mare.

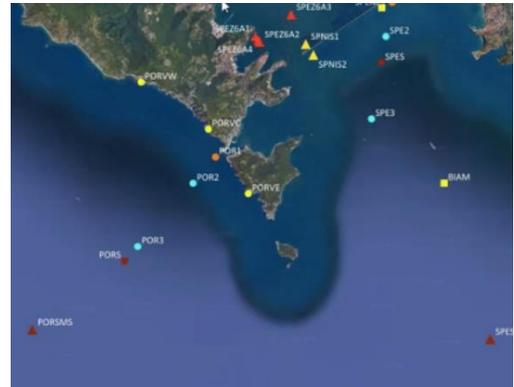


Figura 2.2. punti pre-esistenti presi come riferimento.

### Campionamento e analisi del macrobenthos

Per quanto riguarda il benthos, per ciascuna delle due uscite in barca sono state eseguite tre repliche per sito. Ogni replica consisteva in una bennata effettuata con una benna di tipo van Veen. Il campione è stato poi risciacquato in acqua marina corrente e setaccio con apertura delle maglie da 500 micrometri: Ciascuna delle repliche sono state conservate in un barattolo con un volume di 500 ml a cui è stato successivamente aggiunto etanolo al 70% come conservante.

L'analisi del macrozoobenthos si suddivide inizialmente in una fase di smistamento e successivamente in una di identificazione dei *taxa*.

Lo smistamento comporta l'identificazione e la separazione dei *taxa* prioritari (Policheti, Molluschi, Crostacei ed Echinodermi) dal materiale inorganico residuo che deve essere eliminato.

Per effettuare questa operazione, il contenuto del barattolo viene accuratamente lavato con abbondante acqua dolce mediante una spruzzetta. Il materiale viene quindi posto su due setacci di dimensioni differenti: uno con una maglia di oltre 1 mm e l'altro con una maglia inferiore a 500 micron. Dopo un adeguato lavaggio dei campioni, si procede con una fase di pre-sorting, durante la quale gli organismi vengono separati in base al loro *phylum* di appartenenza.

Il sorting della frazione più grande è stato eseguito su un vassoio: i campioni sono stati analizzati tramite ispezione visiva, l'uso di pinzette e stereomicroscopio. Per la frazione più piccola, il processo è stato eseguito utilizzando un microscopio ottico, trasferendo gradualmente parte del campione su una piastra Petri e separando con attenzione gli organismi dal residuo. Sulla piastra Petri è stata fissata della carta millimetrata, utile per stimare la quantità di foraminiferi presenti nel barattolo.

È importante sottolineare che sono stati selezionati e contati solo esemplari interi, assumendo che al momento del campionamento fossero vivi: ad esempio, per i molluschi, sono stati esclusi tutti gli esemplari con la conchiglia vuota, per i policheti, sono stati esclusi tutti gli esemplari mancanti della porzione cefalica, e in generale, tutti gli organismi eccessivamente rovinati e quindi non riconoscibili.

Per quanto riguarda la conservazione degli organismi, sono state preparate boccette per i vari *taxa* contenenti alcool al 70%. Queste sono state etichettate con la data del campionamento, la replica e il *phylum* inserito. Ogni organismo riconosciuto, a seconda del taxon di appartenenza, è stato inserito in una di queste boccette. Le boccette sono poi state chiuse e sigillate con un tappo a pressione e del parafilm. Il residuo è stato conservato in provette più grandi, etichettate come "altro".

Il riconoscimento tassonomico è avvenuto una volta completata la fase di pre-sorting per tutte le repliche. Gli organismi sono stati identificati al massimo livello di organizzazione possibile (classe, ordine, famiglia genere e specie). Nella classificazione e conteggio degli organismi sono stati esclusi: molluschi vuoti, esemplari molto rovinati e non riconoscibili, organismi a simmetria radiale (es. ofiure) mancanti della maggior parte del disco orale e policheti mancanti della porzione cefalica. Ogni organismo è stato analizzato con l'ausilio di un microscopio ottico, procedendo per *phylum*.

Al termine di questa fase, i dati sono stati organizzati in una tabella

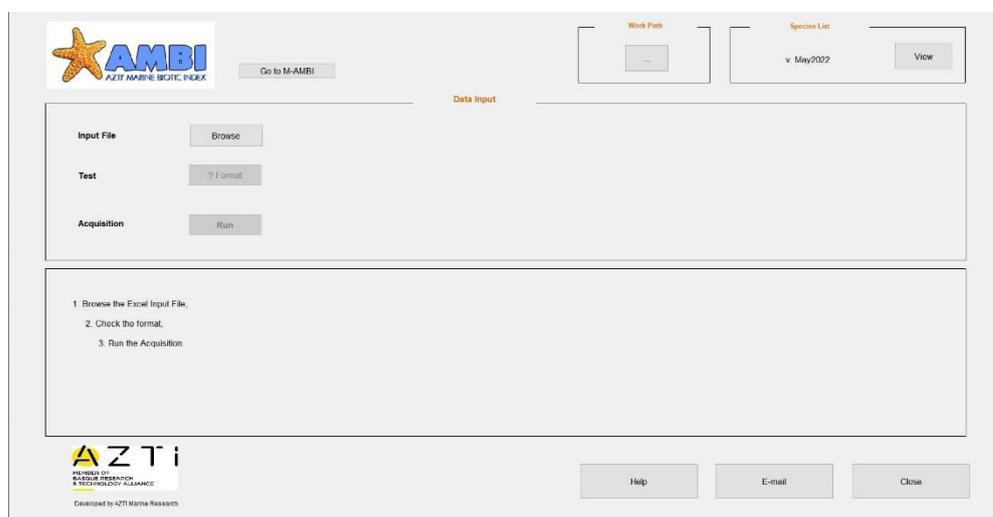
Excel e successivamente importati nel programma dedicato per il calcolo dell'M-AMBI: AMBI by ATZI (Borja et al., 2000).

### **Analisi dati macrobenthos**

Il calcolo dell'indice M-AMBI è avvenuto attraverso l'utilizzo del programma AMBI by ATZI (Borja et al., 2000).

Nel programma è stata importata la tabella Excel con la formattazione specifica: sulle righe sono state scritte le specie e sulle colonne il sito (con le repliche per ogni sito).

Il programma ha la seguente interfaccia:



**Figura 2.3.** Interfaccia programma AMBI by ATZI

“Browse” permette di importare il file in formato Excel, una volta caricato il programma viene avviato con “run”. A questo punto il programma calcolerà l'indice AMBI, dividendo le stazioni e le repliche ed assegnando ad ogni specie una delle 5 classi ecologiche (Figura 2.4).

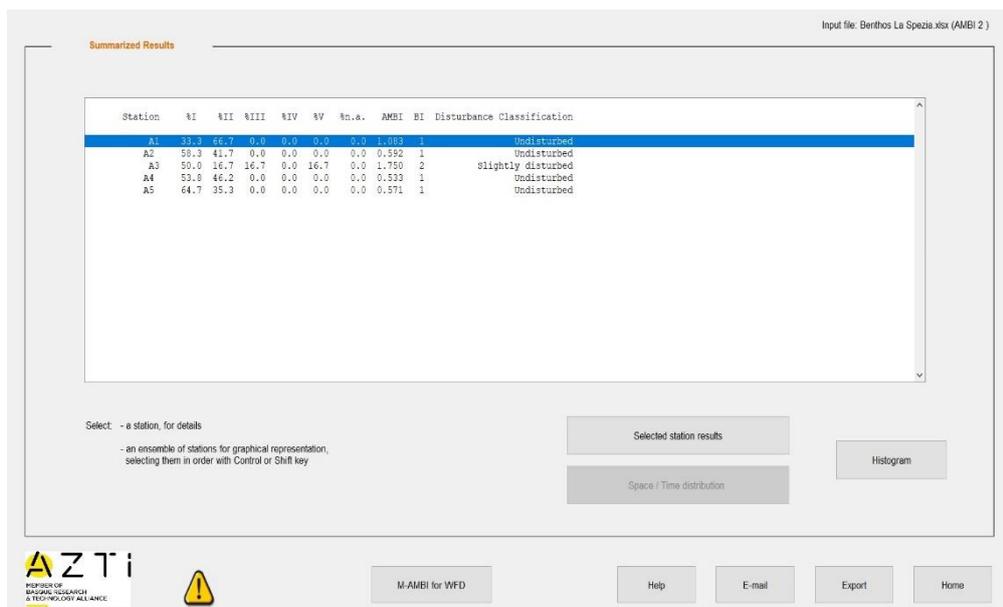


Figura 2.4. esempio elaborazione per l'indice AMBI.

Il programma, a discrezione dell'operatore può calcolare anche l'M-AMBI. Restituendo, una tabella con i valori per stazione ed anche degli istogrammi (figura 2.5).

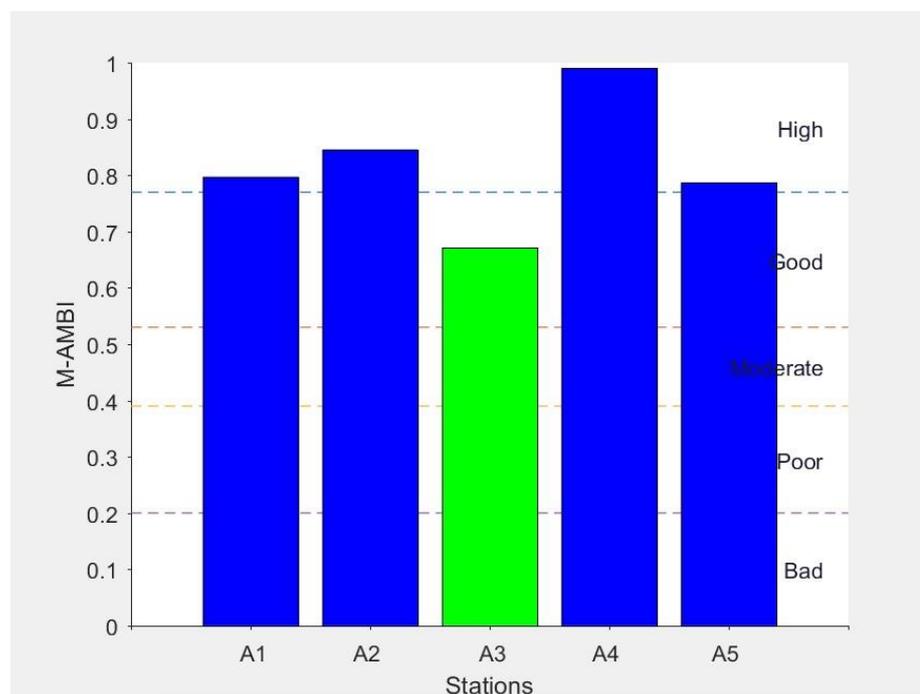


Figura 2.5. esempio elaborazione per l'indice M-AMBI.

Per l'analisi statistica del dataset benthos, è stata condotta un'analisi multivariata mediante la tecnica MDS e utilizzando il test multivariato PERMANOVA, impiegando il software R Studio.

Il dataset Benthos comprende dati sulle specie marine campionate in diversi siti durante le stagioni estiva e primaverile. Ogni campionamento è stato replicato tre volte in ciascun sito. Le variabili di interesse includono informazioni sulla data di campionamento

("Tempo"), il sito di campionamento ("Sito"), e la replica del campionamento ("Replica"). Inoltre, sono riportate le abbondanze delle diverse specie marine nei campioni. Il disegno sperimentale è ortogonale.

Per esplorare la similarità tra le comunità bentoniche, è stato fatto un Multidimensional Scaling (MDS) attraverso il pacchetto "*Vegan*" in R. Inizialmente, è stata calcolata la matrice di distanza di Bray-Curtis tra i campioni, considerando l'abbondanza di tutte le specie. Successivamente, questa matrice di distanza è stata impiegata per eseguire l'MDS attraverso la funzione "isoMDS" dal pacchetto "MASS". Un grafico di dispersione è stato creato per visualizzare i campioni nello spazio bidimensionale ottenuto dall'MDS. I punti sono stati colorati in base alla data di campionamento ("Tempo") e contrassegnati con forme diverse in base al sito di campionamento ("Sito").

Per la PERMANOVA, è stato utilizzato nuovamente il pacchetto "*Vegan*" per elaborare la matrice di distanza di Bray-Curtis tra i campioni ed è stata impiegata la funzione "Adonis2".

### **Colonna d'acqua**

Il campionamento e l'analisi della colonna d'acqua è stato gestito da ARPAL mediante l'utilizzo di sonde multiparametriche (modello IDRONAUT OCEAN 316 plus).

Ciò ha permesso di acquisire in situ, lungo la colonna d'acqua i principali parametri fisico-chimici:

- **pressione (profondità)**
- **temperatura (°C)**
- **conducibilità**
- **salinità (PSU)**
- **pH (Unità di ph)**
- **ossigeno (% e mg/l)**
- **clorofilla a**

Le repliche di questa analisi sono state eseguite negli stessi punti in cui sono state effettuate le bennate per il macrozoobenthos. Per ciascun punto, sono state utilizzate diverse batimetrie, come illustrato nella tabella seguente (Tabella 2.1).

Sigla punto	denominazione	Profondità(m)	latitudine	longitudine
A1	Atlante costiero (ex POR 2 – 152)	28	44° 02' 30" N	009° 49' 24" E
A2	Atlante centrale (ex POR 3 – 152)	32	44° 01' 42" N	009° 48' 25" E
A3	Atlante esterno (ex PORSMS –190)	54	44° 00' 39" N	009° 46' 33" E
A4	Atlante levante	35	44° 00' 14" N	009° 49' 31" E
A5	Atlante ponente	32	44° 02' 57" N	009° 46' 59" E

**Tabella 2.1.** punti di campionamento scelti per colonna d'acqua e macrozoobenthos con rispettiva anagrafica.

Oltre a questi parametri è stata valutata la trasparenza dell'acqua, attraverso un disco di Secchi (diametro 30 cm; spessore 0,5 cm) fissato da un lato ad una cima metrata e dall'altro ad una zavorra che permetta una discesa quanto più verticale possibile. Il disco viene calato dal lato in ombra del natante e l'operatore deve valutare la media fra le profondità di scomparsa e di ricomparsa del disco stesso.

Per la raccolta di campioni di acqua atti alla valutazione di nutrienti e solidi sospesi totali è stata utilizzata un bottiglia di tipo Niskyn: la raccolta è avvenuta in 3 aliquote diverse, rispettivamente 0,5m (S), 12m (M) e 5m dal fondo (F). I campioni sono stati conservanti in

borse frigo e trasportate poi in laboratorio per le analisi. I metodi utilizzati sono riassunti nella tabella (Tabella 2.2.; IRSA-CNR, 2003)

GRUPPO CHIMICO	PARAMETRO	LDQ (µg/l)	METODO ANALITICO
<b>Nutrienti</b>	azoto nitrico	5	APAT CNR IRSA 4040A2 Man 29 2003
	azoto nitroso	5	APAT CNR IRSA 4050 Man 29 2003
	azoto ammoniacale	10	APAT CNR IRSA 4030A1 Man 29 2003
	azoto totale	40	APAT CNR IRSA 4060 + 4040A2 Man 29 2003
	ortofosfato	5	APAT CNR IRSA 4110A1 Man 29 2003
	fosforo totale	10	APAT CNR IRSA 4060 + 4110A1 Man 29 2003
	clorofilla a	0,2	APAT CNR IRSA 9020 Man 29 2003
	solidi sospesi totali	2	APAT CNR IRSA 2090B Man 29 2003

**Tabella 2. 2.** metodi analitici per le analisi in laboratorio.

### 3. Risultati

#### Risultati macrobenthos

Gli esemplari totali ammontano a 127 di questi ne sono stati individuati 70 in primavera e 57 in estate. Dopo aver assegnato a ciascun organismo un *taxon* di appartenenza, essi sono stati categorizzati in gruppi ecologici come riportato in Tabella 3.1. (tabella 3.1).

Specie	Gruppo ecologico
<i>Lumbrineris</i> sp.	II
<i>Harmothoe</i> sp.	II
<i>Brania clavata</i>	II
Paraonidae	II
Eunicidae	II
Magelonidae	I
Maldanidae	I
<i>Arenicola</i> sp.	I
<i>Orbinia</i> sp.	I
<i>Neanthes acuminata</i>	III
<i>Nephtys</i> sp.	II
Capitellidae	V
Pilargidae	II
<i>Protodrilus</i> sp.	I
<i>Dinophilus</i> sp.	II
<i>Retusa</i> sp.	II
<i>Rissoa</i> sp.	I
<i>Nassarius incrassatus</i>	II
<i>Hinia</i> sp.	II
<i>Ringicula auriculata</i>	I
<i>Turritella communis</i>	II
<i>Tellina fabula</i>	I
<i>Nucula nucleus</i>	I
<i>Dosinia</i> sp.	I
<i>Tapes</i> sp.	I

<i>Parvicardium</i> sp.	I
<i>Diplodonta</i> sp.	II
<i>Amphiura chiajei</i>	II
<i>Amphiura filiformis</i>	II
<i>Labidoplax digitata</i>	I
Gammaridae	I
Lysianassidae	I
<i>Goneplax rhomboides</i>	I
Tanaidacea	II
Cumacea	I

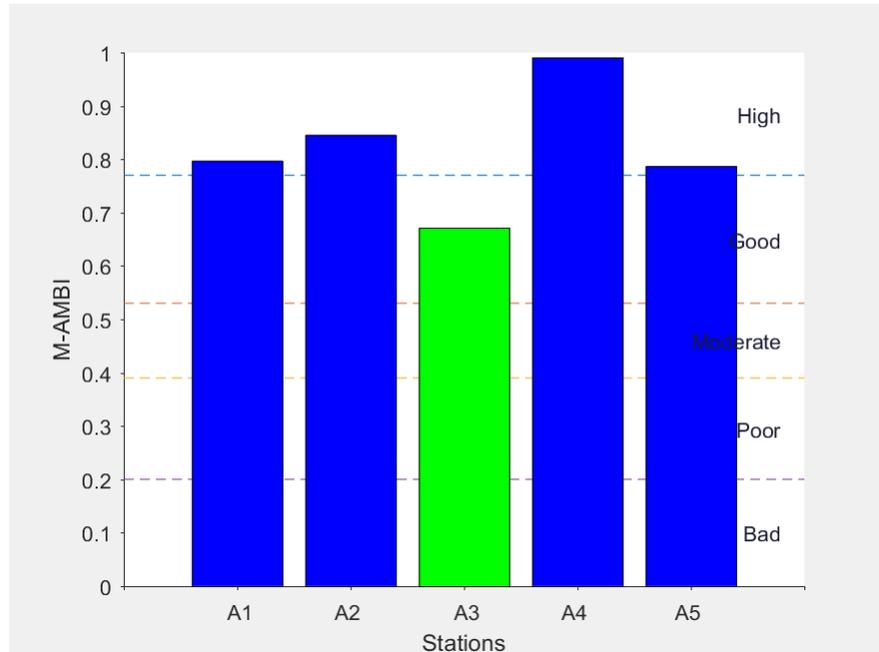
**Tabella 3.1.** elenco specie/taxa trovate con relative classi ecologiche

Successivamente, è stato utilizzato il programma AMBI by ATZI per il calcolo degli indici. Questo ha restituito i risultati per l'indice AMBI, l'indice di Shannon ed il numero di specie totali trovate per sito. Tutti i valori risultano accettabili e testimoniano un ambiente mediamente in buone condizioni. A1 e A3 sono le stazioni che risultano avere dei valori leggermente più bassi in termini di stato ecologico, rimanendo comunque classificati come “buoni”. A seguire, si è proceduto al calcolo dell'indice M-AMBI (Tabella 3.3):

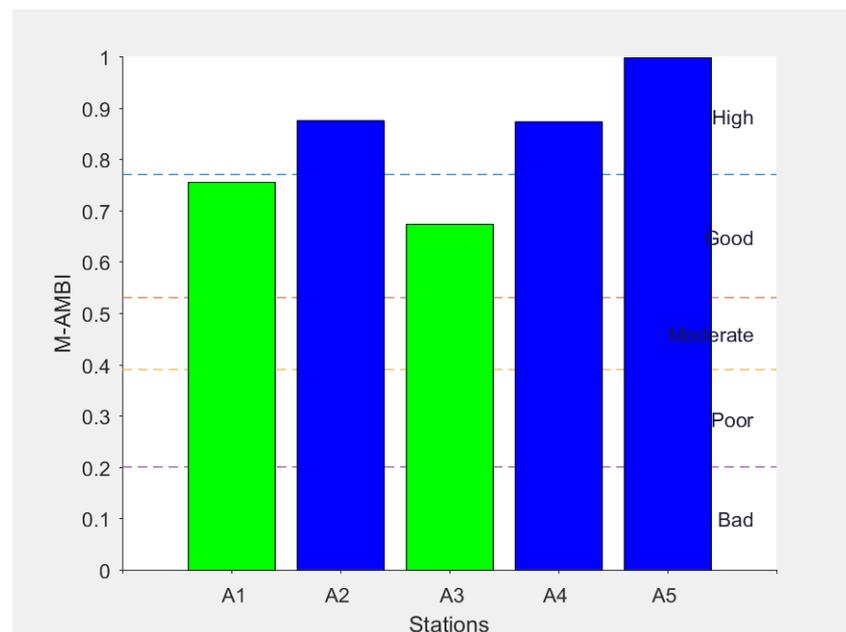
	Primavera					Estate				
	AMBI	H'	S	M-AMBI	Stato	AMBI	H'	S	M-AMBI	Stato
<b>A1</b>	2,600	3,50	12	0,80	Buono	1,083	2,73	7	0,76	Buono
<b>A2</b>	0,700	3,28	10	0,85	Elevato	0,592	3,08	9	0,88	Elevato
<b>A3</b>	1,667	2,75	7	0,67	Buono	1,750	2,58	6	0,67	Buono
<b>A4</b>	0,861	3,73	15	0,99	Elevato	0,530	3,03	9	0,87	Elevato
<b>A5</b>	0,917	3,02	9	0,79	Elevato	0,571	3,45	12	1,00	Elevato

**Tabella 3.3.** risultati precedentemente trattati integrati per il calcolo dell'M-AMBI (in giallo)

Gli stati ambientali, dedotti attraverso l'indice M-AMBI, forniscono una panoramica dello stato ecologico nelle cinque stazioni, variando da condizioni “Elevate” a “Buone”. Si nota che le stazioni A1 e A3, in linea con le osservazioni ottenute mediante l'AMBI, presentano dei valori leggermente più bassi, come evidenziato chiaramente dagli istogrammi (Figura 3.1, 3.2).



**Figura 3.1.** Risultati dell'indice M-AMBI per i 5 siti, campionamento primaverile.



**Figura 3.2.** Risultati dell'indice M-AMBI per i 5 i siti, campionamento estivo.

Successivamente, è stata condotta un'analisi esplorativa del dataset attraverso l'utilizzo del programma R. È stato eseguito un Multidimensional Scaling (MDS) per mappare i campioni in due dimensioni, esplorando possibili aggregazioni di specie sia per il fattore "Tempo" che per il fattore "Sito" (Figura 3.3). Tuttavia, il valore di stress ottenuto risulta elevato ( $>0.2$ ), indicando la necessità di prestare attenzione: stress superiori a 0.2 potrebbero suggerire una rappresentazione meno accurata delle distanze originali, pertanto è consigliabile interpretare i risultati con cautela.

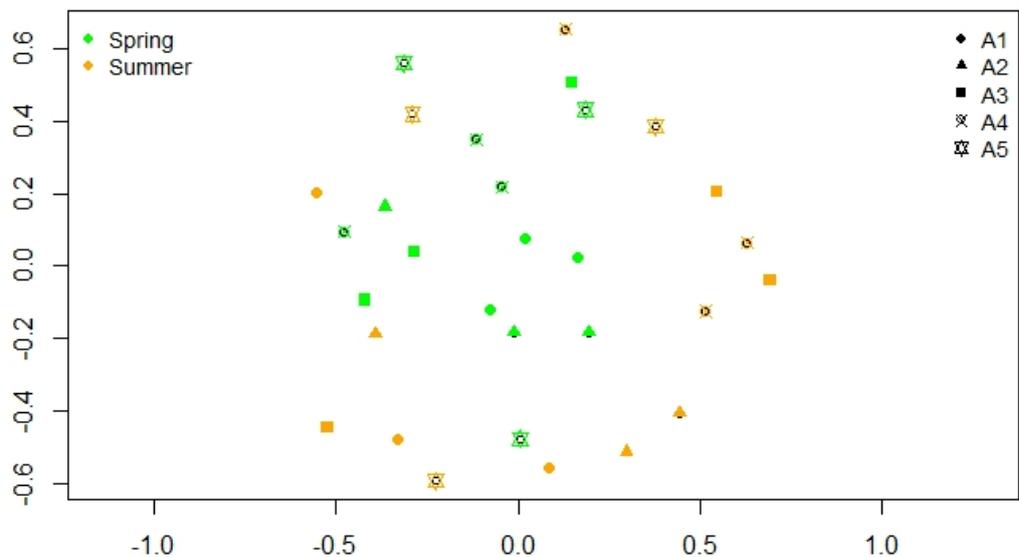


Figura 3.3. Plot MDS, specie per sito e tempo

Non sembrerebbero comunque esserci aggregazioni particolari per le specie, sia tenendo conto del sito, sia tenendo conto del tempo. Per confermare questo risultato si è proceduto con il calcolo di una PERMANOVA (Analisi di varianza per dati multivariati su distanze) (figura 3.4).

	Df	SumOfSqs	R2	F	Pr(>F)
Sito	4	1.6982	0.14091	1.0145	0.459
Stagione	1	0.6569	0.05451	1.5698	0.094
Sito:Stagione	4	1.3271	0.11012	0.7929	0.843
Residual	20	8.3692	0.69446		
Total	29	12.0515	1.00000		

Figura 3.4. Output PERMANOVA, calcolata tenendo conto dei fattori Sito e Stagione.

La tabella ottenuta è l'output della PERMANOVA, eseguita sulla matrice delle distanze tra le osservazioni (calcolata utilizzando la distanza di Bray-Curtis) in relazione ai fattori "Sito" e "Tempo":

**Sito:**

Questo test valuta se c'è una differenza significativa tra i siti. Un valore  $p = 0.459$  indica che non c'è evidenza sufficiente per rifiutare l'ipotesi nulla che non ci siano differenze significative tra i siti. In altre parole, il fattore "Sito" non sembra contribuire in modo significativo alla variazione nelle distanze osservate.

**Tempo:**

Questo test valuta se c'è una differenza significativa tra le stagioni. Un valore  $p = 0.094$  indica che non ci sono differenze significative nemmeno rispetto al fattore tempo.

**Sito:Tempo** (Interazione tra Sito e Tempo):

Questo test valuta se c'è una differenza significativa nelle interazioni tra Sito e Tempo. Un valore  $p$  di 0.828 indica che non c'è evidenza sufficiente per rifiutare l'ipotesi nulla che non ci siano differenze significative nelle interazioni tra Sito e Tempo.

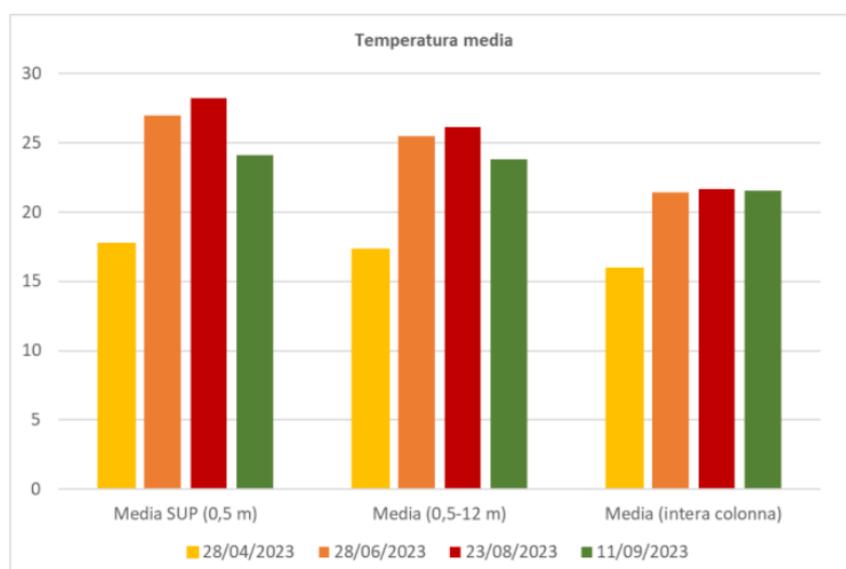
In sintesi, sembra che la variabilità nelle distanze osservate sia legata ad una intrinseca variabilità del sistema e non sia imputabile a differenze spaziali a livello dei siti o temporali, almeno tra i due momenti temporali confrontati.

## Risultati Colonna d'Acqua

### PARAMETRI MISURATI IN CAMPO

#### Temperatura dell'acqua

La temperatura media superficiale dello specchio d'acqua monitorato, calcolata per ciascuna campagna tenendo conto delle 5 stazioni (n=5) presenta un andamento stagionale tipico con un picco di  $28.25 \pm 0.10$  °C il 23/08/2023. Considerando lo strato d'acqua compreso tra 0.5 e 12 m (n=120) si registra un picco del valore medio pari a  $26.14 \pm 1.79$  °C sempre nella campagna del 23/08/2023. Infine, considerando tutta la colonna d'acqua nelle 5 stazioni (n= 346), il valore medio più elevato, si registra nella campagna del 23/08/2023 con  $21.79 \pm 3.96$  °C ed è paragonabile a quello riscontrato nella campagna di giugno e di settembre.



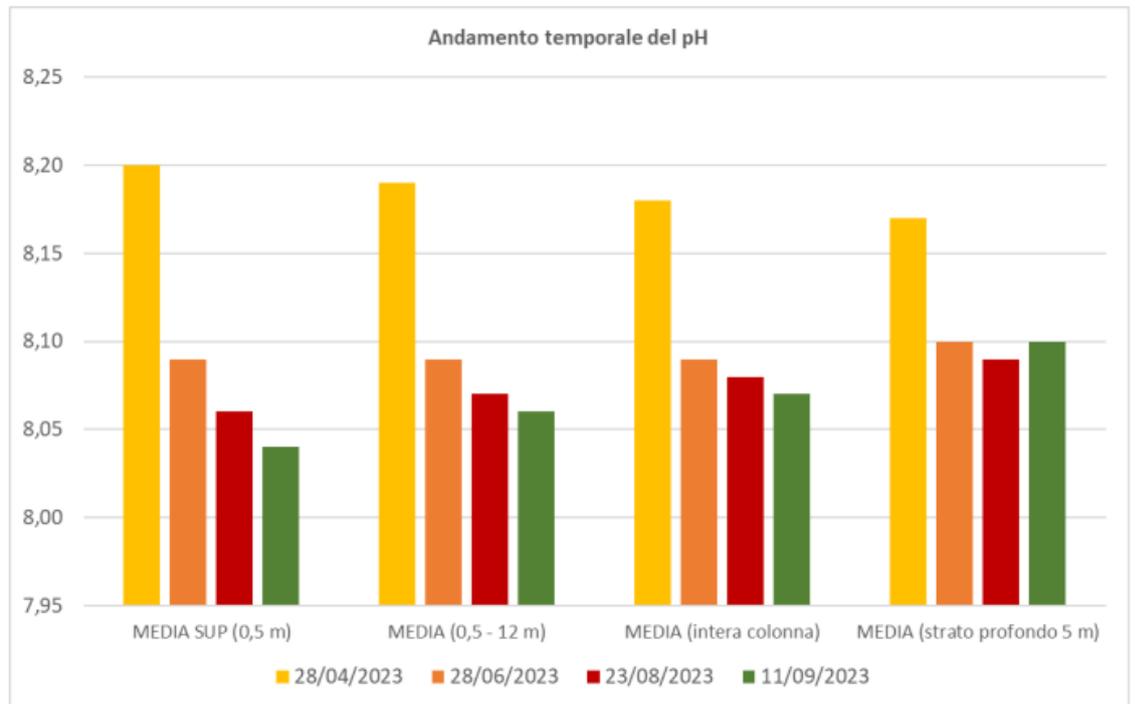
**Figura 3.5.** Istogramma riassuntivo delle temperature medie per le diverse profondità e per i diversi campionamenti.

#### Ph

In Figura 3.6 e nella relativa Tabella 3.4 sono presentati i valori medi del pH calcolati considerando le 5 stazioni durante le 4 campagne di monitoraggio, avvenuta in 3 aliquote diverse, rispettivamente 0,5m (S), 12m (M) e 5m dal fondo (F). Emergono valori mediamente superiori durante la campagna primaverile. Tuttavia, tra i diversi strati della colonna d'acqua considerati, non si osservano differenze significative, in particolare nei fondali (ultimi 5 metri), dove non si registrano abbassamenti del pH.

	28/04/2023	28/06/2023	23/08/2023	11/09/2023
<b>MEDIA SUP (0,5 m)</b>	8,20±0.01	8,09±0.01	8,06±0.01	8,04±0.08
<b>MEDIA (strato superficiale 0,5 - 12 m)</b>	8,19±0.01	8,09±0.01	8,07±0.01	8,06±0.06
<b>MEDIA (strato profondo 5m)</b>	8,17±0.01	8,10±0.01	8,09±0.01	8,10±0.03
<b>MEDIA (intera colonna)</b>	8,18±0.02	8,09±0.01	8,08±0.01	8,07±0.06

**Tabella 3.4.** tabella con i valori medi del pH nelle diverse batimetrie, per ognuno dei quattro campionamenti.



**Figura 3.6.** Istogrammi con gli andamenti temporali del pH,

## Saturazione ossigeno

Dai risultati ottenuti emerge che i valori medi di ossigeno disciolto sono in generale superiori al 100%. Il valore minimo registrato è del 97.9%, mentre il valore massimo è stato di 111.8%. La media complessiva su tutta la colonna d'acqua, considerando le 4 campagne e le 5 stazioni, si attesta a  $104.8 \pm 3.15\%$  (come illustrato nella Figura 3.7 e nella Tabella 3.5).

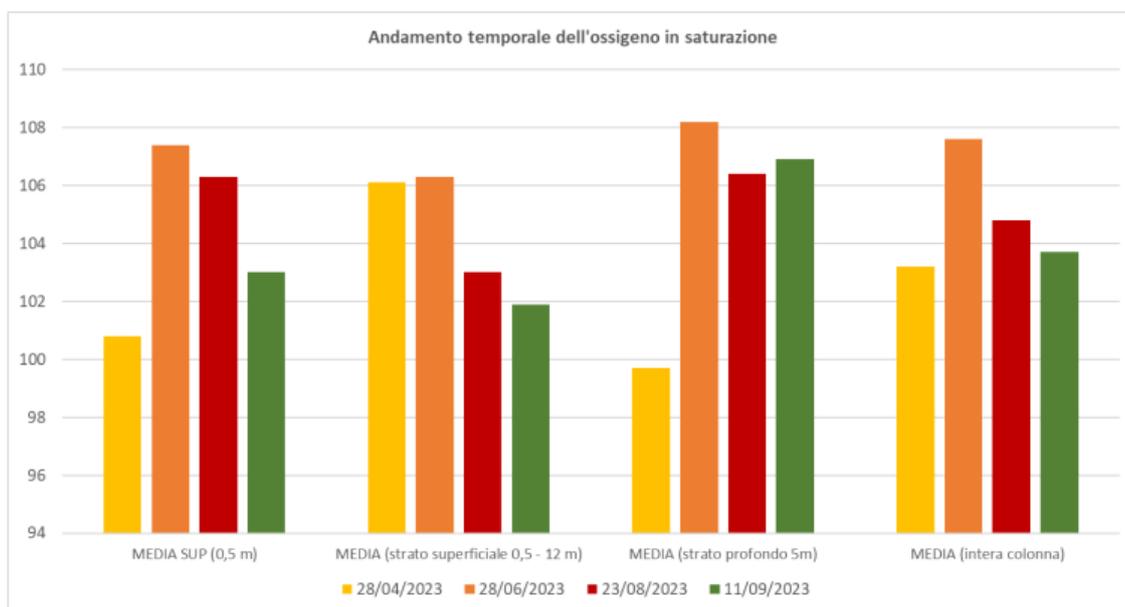


Figura 3.7. Istogrammi con gli andamenti temporali della saturazione dell'ossigeno.

	28/04/2023	28/06/2023	23/08/2023	11/09/2023
<b>MEDIA SUP (0,5 m)</b>	100.8±4.0	107.4±0.8	106.3±2.7	103.0±1.8
<b>MEDIA (strato superficiale 0,5 - 12 m)</b>	106.1±1.4	106.3±0.8	103.0±1.4	101.9±0.9
<b>MEDIA (strato profondo 5m)</b>	99.7±0.9	108.2±2.5	106.4±3.4	106.9±1.9
<b>MEDIA (intera colonna)</b>	103.2±1.6	107.6±1.0	104.8±1.3	103.7±0.4

Tabella 3.5. tabella con i valori medi di saturazione di ossigeno nelle diverse batimetrie, per ognuno dei quattro campionamenti.

## Salinità

Dalla distribuzione della salinità emerge che, nella campagna primaverile e in parte anche in quella di giugno, si osservano valori inferiori di circa 1.2 PSU fino alla profondità di circa 13 metri rispetto a quelli riscontrati nelle campagne estive. Nello strato più profondo (a 5 metri dal fondo), si osservano valori uniformi in tutte le campagne. In ogni caso, i valori medi di salinità si collocano tra 37.01 e 38.44 PSU, come rappresentato nella Figura 3.7 e riportato nella Tabella 3.5.

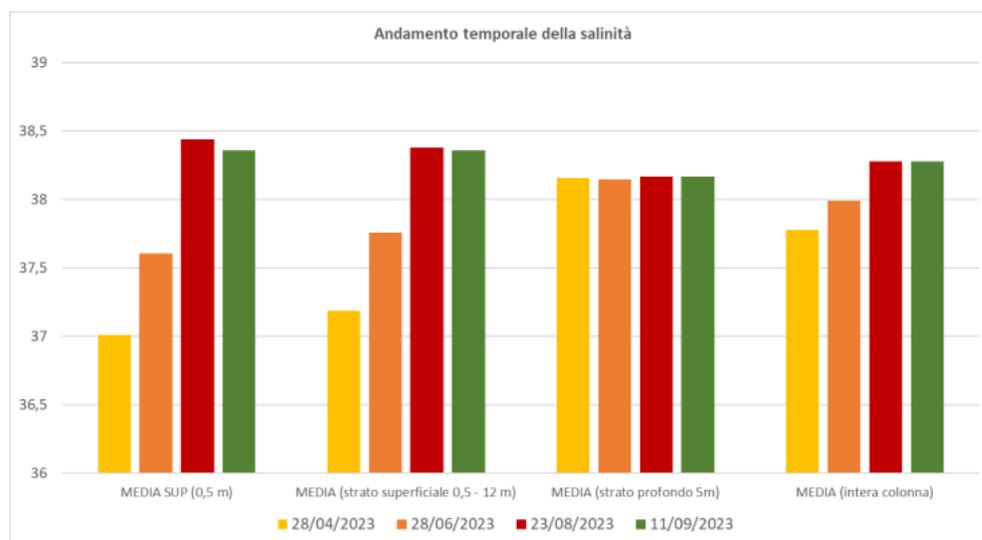


Figura 3.8. Istogrammi con gli andamenti temporali della salinità.

	28/04/2023	28/06/2023	23/08/2023	11/09/2023
<b>MEDIA SUP (0,5 m)</b>	37.01±0.02	37.61±0.13	38.44±0.06	38.36±0.05
<b>MEDIA (strato superficiale 0,5 - 12 m)</b>	37.19±0.21	37.76±0.20	38.38±0.07	38.36±0.03
<b>MEDIA (strato profondo 5m)</b>	38.16±0.01	38.15±0.07	38.17±0.06	38.17±0.01
<b>MEDIA (intera colonna)</b>	37.78±0.46	37.99±0.21	38.28±0.12	38.28±0.10

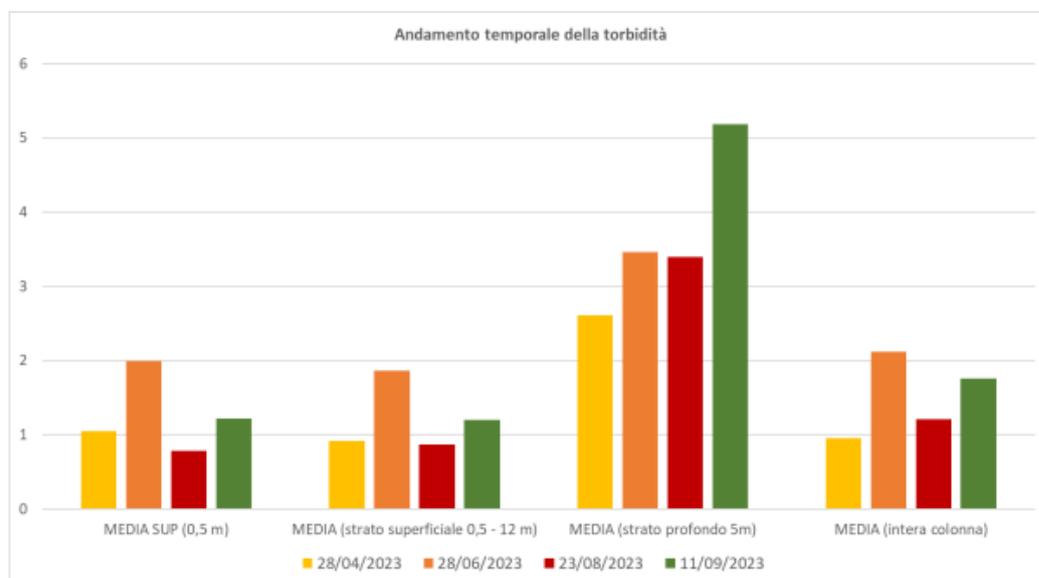
Tabella 3.6. tabella con i valori medi di salinità nelle diverse batimetrie, per ognuno dei quattro campionamenti.

## Torbidità e trasparenza

### Torbidità

La torbidità, indicante la presenza di materiale organico e inorganico in sospensione, influisce sulle proprietà fisiche e chimiche dell'acqua, specialmente in termini di penetrazione della luce, con conseguenze sulla produzione primaria.

Dall'analisi della distribuzione dei valori di torbidità, con l'eccezione della stazione A3 (Atlante esterno), si osservano livelli superiori a 5 NTU (Unità di Torbidità Nefelometriche) negli strati più profondi, comunque inferiori a 15 NTU, con valori medi nei fondali di 5 metri compresi tra 2.61 e 5.19 NTU. Va notato che in alcuni casi potrebbe verificarsi l'interferenza delle operazioni di monitoraggio. Fino alla profondità di 12 metri, si riscontrano valori inferiori a 2 NTU, con tali livelli che persistono anche a profondità superiori a 20-25 metri, spesso mantenendosi intorno ai 2 NTU o al di sotto (come illustrato nella Figura 3.8 e riportato nella Tabella 3.7 e Figura 3.8).



**Figura 3.9.** andamento temporale dei valori medi della torbidità (NTU) delle acque marino costiere.

	28/04/2023	28/06/2023	23/08/2023	11/09/2023
<b>MEDIA SUP (0,5 m)</b>	1.05±0.67	2.00±0.06	0.78±0.22	1.22±0.42
<b>MEDIA (strato superficiale 0,5 - 12 m)</b>	0.92±0.35	1.86±0.35	0.87±0.05	1.20±0.35
<b>MEDIA (strato profondo 5m)</b>	2.61±1.00	3.46±2.49	3.40±2.81	5.19±2.01
<b>MEDIA (intera colonna)</b>	0.95±0.81	2.12±1.00	1.21±1.24	1.76±1.54

**Tabella 3.7.** tabella con i valori medi di torbidità (NTU) nelle diverse batimetrie, per ognuno dei quattro campionamenti.

### Trasparenza

Nella seguente tabella 3.8 si riportano le misurazioni della trasparenza effettuate nelle 5 stazioni durante 3 campagne di monitoraggio, con il Disco di Secchi. I valori riscontrati variano tra 7 e 25 m.

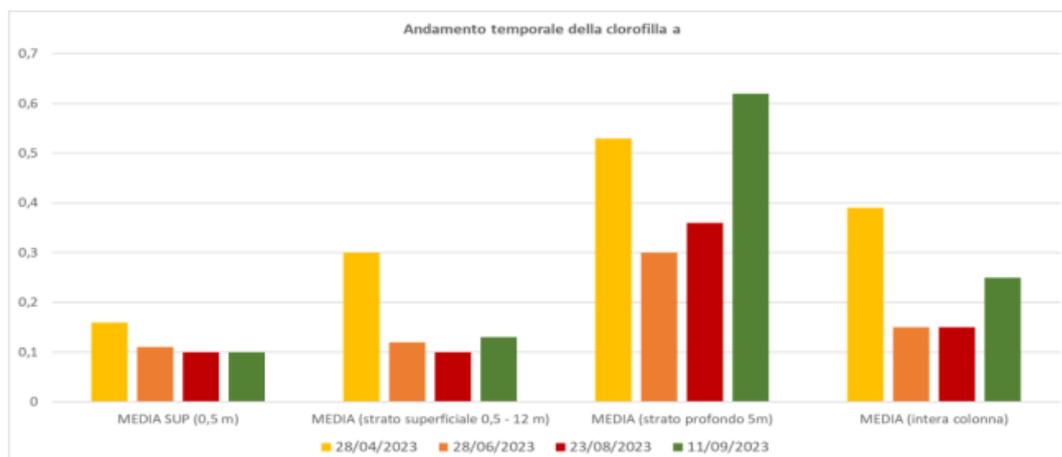
	28/06/2023	23/08/2023	11/09/2023
<b>A 1 – Atlante costiero</b>	11	18	11
<b>A 2 – Atlante centrale</b>	12	18	12
<b>A 3 – Atlante esterno</b>	19	22	25
<b>A 4 – Atlante levante</b>	19	21	14
<b>A 5 – Atlante ponente</b>	16	20	7

**Tabella 3.10.** tabella con i valori medi (in metri) di trasparenza per sito e per 3 monitoraggi.

La stazione con trasparenza mediamente maggiore delle altre, come prevedibile, è la stazione più esterna, A3 “Atlante esterno”.

## Clorofilla a

Si riportano i risultati delle concentrazioni di clorofilla a ( $\mu\text{g/l}$ ) ottenuti mediante l'utilizzo della sonda multiparametrica (figura 3.9; tabella 3.10):



**Figura 3.9.** andamento temporale dei valori medi della clorofilla a delle acque marino costiere.

	28/04/2023	28/06/2023	23/08/2023	11/09/2023
<b>MEDIA SUP (0,5 m)</b>	0.16±0.02	0.11±0.01	0.10±0.01	0.10±0.04
<b>MEDIA (strato superficiale 0,5 - 12 m)</b>	0.30±0.10	0.12±0.03	0.10±0.01	0.13±0.04
<b>MEDIA (strato profondo 5m)</b>	0.53±0.12	0.30±0.24	0.36±0.24	0.62±0.40
<b>MEDIA (intera colonna)</b>	0.39±0.17	0.15±0.11	0.15±0.13	0.25±0.23

**Tabella 3.11.** tabella con i valori medi di concentrazione di clorofilla a nelle diverse batimetrie, per ognuno dei quattro campionamenti.

Tutti i valori risultano essere inferiori a 1,17, un valore soglia che indica un buono stato di qualità della colonna d'acqua (ARPA).

## PARAMETRI MISURATI IN LABORATORIO

### NUTRIENTI

Nel seguente sotto-paragrafo sono presentati i risultati ottenuti a seguito delle analisi di laboratorio condotte su campioni d'acqua. Complessivamente, sono stati processati 60 campioni, analizzando 7 parametri distinti con un totale di 420 analisi effettuate. Le tabelle sono suddivise per stazione di monitoraggio, riflettendo i dati raccolti in ciascuna delle quattro campagne.

PARAMETRO	UNITA' DI MISURA	28/04/2023			28/06/2023			23/08/2023			11/09/2023		
		S	M	F	S	M	F	S	M	F	S	M	F
		(-0,5 m)	(-12 m)	(5 m fondo)	(-0,5 m)	(-12 m)	(5 m fondo)	(-0,5 m)	(-12 m)	(5 m fondo)	(-0,5 m)	(-12 m)	(5 m fondo)
		VALORE			VALORE			VALORE			VALORE		
Azoto ammoniacale	$\mu\text{g/l N}$	<10	17	12	12	11	22	10	<10	<10	13	17	84
Azoto nitroso	$\mu\text{g/l N}$	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5
Azoto nitrico	$\mu\text{g/l N}$	<5	<5	21	<5	<5	<5	51	<5	<5	<5	<5	<5
Azoto totale	$\mu\text{g/l N}$	138	154	212	210	110	132	156	94	120	144	104	330
Ortofosfato	$\mu\text{g/l P}$	<5	<5	16	<5	<5	5	20	<5	<5	<5	<5	28
Fosforo totale	$\mu\text{g/l P}$	<3	<3	34	<10	<10	<10	24	<3	<3	<10	<3	48
Solidi Sospesi Totali	$\text{mg/l}$	<2	<2	2	2	2	<2	21	22	2,8	<2	<2	4

**Tabella 3.12.** Valore dei nutrienti analizzati del sito A1 (Atlante costiero), per le quattro campagne di campionamento.

PARAMETRO	UNITA' DI MISURA	28/04/2023			28/06/2023			23/08/2023			11/09/2023		
		S	M	F	S	M	F	S	M	F	S	M	F
		(-0,5 m)	(-12 m)	(5 m fondo)	(-0,5 m)	(-12 m)	(5 m fondo)	(-0,5 m)	(-12 m)	(5 m fondo)	(-0,5 m)	(-12 m)	(5 m fondo)
		VALORE			VALORE			VALORE			VALORE		
Azoto ammoniacale	$\mu\text{g/l N}$	10	11	11	<10	12	12	<10	<10	13	13	<10	<10
Azoto nitroso	$\mu\text{g/l N}$	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5
Azoto nitrico	$\mu\text{g/l N}$	<5	<5	9	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5
Azoto totale	$\mu\text{g/l N}$	130	206	176	96	120	106	92	64	92	122	210	122
Ortofosfato	$\mu\text{g/l P}$	<5	<5	<5	<5	26	17	<5	<5	<5	<5	<5	<5
Fosforo totale	$\mu\text{g/l P}$	<10	<3	<10	<10	30	20	<3	<3	<3	<10	<10	<10
Solidi Sospesi Totali	$\text{mg/l}$	<2	<2	3	<2	<2	<2	4,4	3,6	3,5	13	<2	6

**Tabella 3.13.** Valore dei nutrienti analizzati del sito A2 (Atlante centrale), per le quattro campagne di campionamento.

PARAMETRO	UNITA' DI MISURA	28/04/2023			28/06/2023			23/08/2023			11/09/2023		
		S	M	F	S	M	F	S	M	F	S	M	F
		(-0,5 m)	(-12 m)	(5 m fondo)	(-0,5 m)	(-12 m)	(5 m fondo)	(-0,5 m)	(-12 m)	(5 m fondo)	(-0,5 m)	(-12 m)	(5 m fondo)
		VALORE			VALORE			VALORE			VALORE		
Azoto ammoniacale	$\mu\text{g/l N}$	<10	15	10	13	23	19	17	20	15	13	14	10
Azoto nitroso	$\mu\text{g/l N}$	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5
Azoto nitrico	$\mu\text{g/l N}$	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	15	10	<5	<5	<5
Azoto totale	$\mu\text{g/l N}$	170	218	162	105	161	100	216	234	144	114	128	128
Ortofosfato	$\mu\text{g/l P}$	<5	<5	<5	<5	9	22	<5	<5	<5	<5	<5	<5
Fosforo totale	$\mu\text{g/l P}$	<10	<3	<3	<3	<10	22	<3	<3	<3	<3	<3	<3
Solidi Sospesi Totali	$\text{mg/l}$	<2	2	<2	<2	3	5	6,2	7	2,5	<2	<2	<2

Tabella 3.14. Valore dei nutrienti analizzati del sito A3 (Atlante esterno), per le quattro campagne di campionamento.

PARAMETRO	UNITA' DI MISURA	28/04/2023			28/06/2023			23/08/2023			11/09/2023		
		S	M	F	S	M	F	S	M	F	S	M	F
		(-0,5 m)	(-12 m)	(5 m fondo)	(-0,5 m)	(-12 m)	(5 m fondo)	(-0,5 m)	(-12 m)	(5 m fondo)	(-0,5 m)	(-12 m)	(5 m fondo)
		VALORE			VALORE			VALORE			VALORE		
Azoto ammoniacale	$\mu\text{g/l N}$	<10	<10	25	12	17	15	13	<10	10	<10	<10	11
Azoto nitroso	$\mu\text{g/l N}$	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5
Azoto nitrico	$\mu\text{g/l N}$	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	5	<5	<5	<5
Azoto totale	$\mu\text{g/l N}$	134	138	284	89	102	68	150	92	126	130	102	144
Ortofosfato	$\mu\text{g/l P}$	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5
Fosforo totale	$\mu\text{g/l P}$	<10	<3	10	<10	<10	<10	<3	<3	<3	<3	<3	<10
Solidi Sospesi Totali	$\text{mg/l}$	5	5	106	<2	10	<2	3,4	6,8	7,4	<2	<2	5

Tabella 3.15. Valore dei nutrienti analizzati del sito A4 (Atlante levante), per le quattro campagne di campionamento.

PARAMETRO	UNITA' DI MISURA	28/04/2023			28/06/2023			23/08/2023			11/09/2023		
		S	M	F	S	M	F	S	M	F	S	M	F
		(-0,5 m)	(-12 m)	(5 m fondo)	(-0,5 m)	(-12 m)	(5 m fondo)	(-0,5 m)	(-12 m)	(5 m fondo)	(-0,5 m)	(-12 m)	(5 m fondo)
		VALORE			VALORE			VALORE			VALORE		
Azoto ammoniacale	$\mu\text{g/l N}$	<10	<10	12	12	11	16	<10	<10	20	10	<10	<10
Azoto nitroso	$\mu\text{g/l N}$	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5
Azoto nitrico	$\mu\text{g/l N}$	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5
Azoto totale	$\mu\text{g/l N}$	108	140	140	104	81	129	88	106	210	138	98	88
Ortofosfato	$\mu\text{g/l P}$	<5	<5	<5	<5	<5	11	<5	<5	<5	<5	<5	<5
Fosforo totale	$\mu\text{g/l P}$	<10	<10	<10	<10	<10	16	<3	<3	12	<3	<3	<3
Solidi Sospesi Totali	$\text{mg/l}$	2	<2	5	2	2	3	6,4	3,2	<2	<2	3	<2

Tabella 3.16. Valore dei nutrienti analizzati del sito A5 (Atlante ponente), per le quattro campagne di campionamento.

**L'azoto ammoniacale** (N-NH<sub>3</sub>) è stato rilevato con valori inferiori al limite di quantificazione, pari a <10 µg/l N, in circa il 33% delle analisi svolte. I valori medi ottenuti nel contesto dello specchio d'acqua monitorato indicano un incremento nelle profondità maggiori. Tali valori medi di azoto ammoniacale risultano comparabili sia con quelli monitorati da ARPAL negli anni precedenti, sia con i risultati ottenuti nel progetto FEAMP condotto sulle acque del Golfo della Spezia e nelle acque antistanti la foce del Fiume Magra.

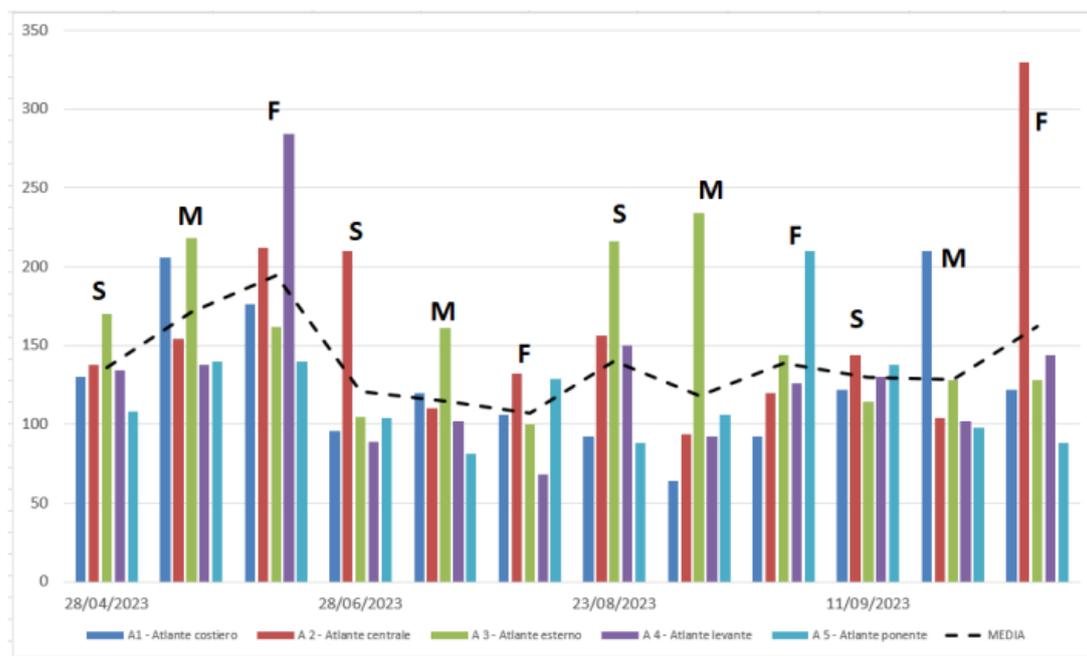
PARAMETRO	UNITA' DI MISURA	28/04/2023			28/06/2023			23/08/2023			11/09/2023		
		S (-0,5 m)	M (-12 m)	F (5 m fondo)	S (-0,5 m)	M (-12 m)	F (5 m fondo)	S (-0,5 m)	M (-12 m)	F (5 m fondo)	S (-0,5 m)	M (-12 m)	F (5 m fondo)
A1 - Atlante costiero	µg/l N	10	11	11	<10	12	12	<10	<10	13	13	<10	<10
A 2 - Atlante centrale	µg/l N	<10	17	12	12	11	22	10	<10	<10	13	17	84
A 3 - Atlante esterno	µg/l N	<10	15	10	13	23	19	17	20	15	13	14	10
A 4 - Atlante levante	µg/l N	<10	<10	25	12	17	15	13	<10	10	<10	<10	11
A 5 - Atlante ponente	µg/l N	<10	<10	12	12	11	16	<10	<10	20	10	<10	<10
	<b>MEDIA</b>	<b>6</b>	<b>11</b>	<b>14</b>	<b>11</b>	<b>15</b>	<b>17</b>	<b>10</b>	<b>8</b>	<b>13</b>	<b>11</b>	<b>9</b>	<b>23</b>

**Tabella 3.17.** distribuzione delle concentrazioni di azoto ammoniacale nelle acque di mare delle 5 stazioni di monitoraggio.

Per quanto riguarda l'**azoto nitroso** (N-NO<sub>2</sub>), le concentrazioni riscontrate sono risultate costantemente inferiori al limite di quantificazione, fissato a <5 µg/l. Tale situazione è in linea con quanto osservato nei precedenti monitoraggi condotti da ARPAL. Le analisi suggeriscono che né l'apporto di acqua dolce dal Fiume Magra né le precipitazioni atmosferiche sembrano causare un incremento significativo delle concentrazioni di questo parametro nelle stazioni monitorate.

**L'azoto nitrico** (N-NO<sub>3</sub>), essendo una componente solubile dell'azoto, mostra un andamento annuale strettamente correlato alle portate dei fiumi che scaricano acqua dolce in mare, influenzate a loro volta dalle precipitazioni atmosferiche. Le concentrazioni riscontrate sono costantemente inferiori al limite di quantificazione di <5 µg/l, con l'eccezione della campagna del 28/04/2023. In tale occasione, sono stati rilevati valori di 9 e 21 µg/l rispettivamente nelle stazioni A1 - Atlante costiero e A2 - Atlante centrale, nei campioni prelevati a 5 metri dal fondo. Nella campagna del 23/08/2023, si sono verificati valori di 51 µg/l nello strato superficiale della stazione A2 - Atlante centrale, e di 15 e 10 µg/l negli strati intermedi e di fondo della stazione A3 - Atlante esterno. In quest'ultimo caso, si evidenzia il periodo estivo caratterizzato dall'assenza di eventi piovosi.

I risultati **dell'azoto totale** (N – tot) sono presentati nella Tabella 3.17 e nella Figura 3.10. Tali risultati possono essere confrontati sia con quelli monitorati da ARPAL negli anni precedenti sia con i risultati ottenuti nel progetto FEAMP condotto sulle acque del Golfo della Spezia e nelle acque antistanti la foce del Fiume Magra.



**Figura 3.10** distribuzione delle concentrazioni di azoto totale nelle acque di mare delle 5 stazioni di monitoraggio.

AZOTO TOTALE		28/04/2023			28/06/2023			23/08/2023			11/09/2023		
		S (-0,5 m)	M (-12 m)	F (5 m fondo)	S (-0,5 m)	M (-12 m)	F (5 m fondo)	S (-0,5 m)	M (-12 m)	F (5 m fondo)	S (-0,5 m)	M (-12 m)	F (5 m fondo)
PARAMETRO	UNITA' DI MISURA	VALORE			VALORE			VALORE			VALORE		
A1 - Atlante costiero	µg/l N	130	206	176	96	120	106	92	64	92	122	210	122
A2 - Atlante centrale	µg/l N	138	154	212	210	110	132	156	94	120	144	104	330
A3 - Atlante esterno	µg/l N	170	218	162	105	161	100	216	234	144	114	128	128
A4 - Atlante levante	µg/l N	134	138	284	89	102	68	150	92	126	130	102	144
A5 - Atlante ponente	µg/l N	108	140	140	104	81	129	88	106	210	138	98	88
MEDIA		136	171	195	121	115	107	140	118	138	130	128	162

**Tabella 3.18.** Tabella con le concentrazioni di azoto totale nelle acque di mare delle 5 stazioni di monitoraggio.

Per quanto riguarda l'**ortofosfato** (P-PO<sub>4</sub>), si osservano principalmente valori inferiori al limite di quantificazione di <5 µg/l. Tuttavia, negli strati più profondi, si notano concentrazioni superiori a 5 µg/l nel 15% dei casi, con un picco massimo di 28 µg/l riscontrato nella stazione A2 - Atlante centrale durante la campagna del 11/09/2023, nello strato più profondo.

Anche per il **fosforo totale**, prevalgono valori al di sotto del limite di quantificazione di <10 µg/l. Nei più profondi strati d'acqua, si riscontrano concentrazioni superiori a 10 µg/l nel 15% dei casi, con un picco massimo di 48 µg/l registrato nella stazione A2 - Atlante centrale, sempre durante la campagna del 11/09/2023, nello strato più profondo.

I **solidi sospesi totali** rappresentano la frazione del materiale presente in sospensione in un campione d'acqua che può essere separata mediante filtrazione, utilizzando un filtro a membrana con porosità di 0,45 µm. Nella tabella successiva (Tabella 3.9) sono riportate le concentrazioni ottenute durante le quattro campagne di monitoraggio effettuate nelle cinque stazioni, analizzate a tre differenti profondità.

STAZIONE	UNITA' DI MISURA	28/04/2023			28/06/2023			23/08/2023			11/09/2023		
		S (-0,5 m)	M (-12 m)	F (5 m fondo)	S (-0,5 m)	M (-12 m)	F (5 m fondo)	S (-0,5 m)	M (-12 m)	F (5 m fondo)	S (-0,5 m)	M (-12 m)	F (5 m fondo)
		valore			valore			valore			valore		
A 1	mg/l	<2	<2	3	<2	<2	<2	4,4	3,6	3,5	13	<2	6
A 2	mg/l	<2	<2	2	2	2	<2	21	22	2,8	<2	<2	4
A 3	mg/l	<2	2	<2	<2	3	5	6,2	7	2,5	<2	<2	<2
A 4	mg/l	5	5	106	<2	10	<2	3,4	6,8	7,4	<2	<2	5
A 5	mg/l	2	<2	5	2	2	3	6,4	3,2	<2	<2	3	<2

**Tabella 3.19.** distribuzione delle concentrazioni di SST nelle acque marino costiere.

La distribuzione delle concentrazioni di Solidi Sospesi Totali (SST) nei campioni di acqua marina prelevati, escludendo il valore di 106 mg/l misurato il 28/04/2023 nella stazione A4 (Atlante levante) a 5 metri dal fondo (cella rossa), probabilmente legato a interferenze con le operazioni di monitoraggio, mostra che generalmente sono  $\leq 2$  mg/l per il 55% dei campioni (celle verdi). Tutti i campioni presentano valori inferiori a 10 mg/l, con l'eccezione di due campioni prelevati il 23/08/2023 nella stazione A2 (Atlante centrale) nello strato superficiale e a 12 metri di profondità, rispettivamente 21 e 22 mg/l (cella gialla). Si fa notare che nella stessa campagna del 23/08/2023 sono stati rilevati valori di trasparenza elevati.

## INDICE TRIX

L'indice TRIX è calcolato utilizzando la seguente formula:

$$\text{TRIX} = (\text{Log} [\text{Cha} \times |\text{OD}\%| \times \text{N} \times \text{P}] - [-1.5]) / 1.2$$

Come illustrato nel capitolo precedente, l'indice TRIX è un indicatore trofico che varia da 0 a 10, dove 0 indica un ambiente oligotrofico e 10 un ambiente eutrofico e disturbato.

Nella Figura 3.11 e nella Tabella 3.15 sono riportati i valori medi dell'indice trofico "TRIX" calcolato nelle acque marine delle cinque stazioni di monitoraggio durante le quattro campagne di prelievo, basati sui dati raccolti nei primi 12 metri di profondità. Tutte le stazioni rientrano nella categoria di macrotipo "bassa stabilità", la quale presenta una soglia di valutazione "buono/sufficiente" pari a 4. I valori calcolati per l'indice TRIX sono inferiori a questa soglia, compresa la media del periodo monitorato. Tale risultato conferma il giudizio di qualità trofica "buono", in linea con i dati forniti dalla Regione Liguria.

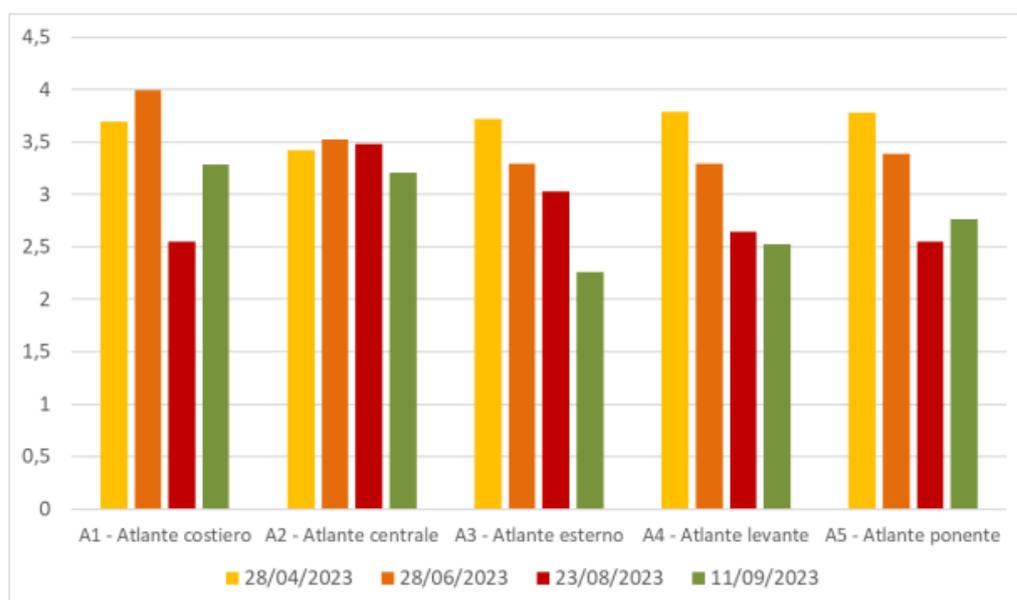


Figura 3.11. istogrammi contenenti i valori medi del TRIX nelle acque di mare.

	28/04/2023	28/06/2023	23/08/2023	11/09/2023	MEDIA periodo
<b>A1 - Atlante costiero</b>	3,69	3,99	2,55	3,28	<b>3,60</b>
<b>A2 - Atlante centrale</b>	3,42	3,52	3,48	3,21	<b>3,41</b>
<b>A3 - Atlante esterno</b>	3,72	3,29	3,03	2,26	<b>3,07</b>
<b>A4 - Atlante levante</b>	3,79	3,29	2,64	2,52	<b>3,06</b>
<b>A5 - Atlante ponente</b>	3,78	3,39	2,55	2,76	<b>3,12</b>

Tabella 3. 20. Tabella riassuntiva contenente i valori medi del TRIX nelle acque di mare.

## 4. Discussione

La scelta del sito per l'allevamento acquicolo è strettamente legata ai parametri ambientali e oceanografici, i quali, una volta escluse le aree vincolate, consentono di individuare le zone più idonee per garantire la massima resa nell'allevamento. La considerazione di parametri oceanografici e biologici riveste un ruolo cruciale, influenzando direttamente le funzioni biologiche delle specie allevate, la robustezza delle infrastrutture impiegate, la gestione dei cicli di produzione e la qualità complessiva dell'ambiente marino nel sito prescelto.

Tra i principali parametri presi in considerazione figurano l'altezza delle onde, l'ossigeno disciolto, la temperatura, la clorofilla a, nonché gli indici trofici TRIX e M-AMBI. Questi parametri contribuiscono in modo significativo all'analisi dell'idoneità delle zone marine per l'acquacoltura.

Seguendo le linee guida proposte dalla Tecnica dell'ISPRA per i principali indicatori oceanografici, ambientali e logistici (capitolo 3.3), è emerso che i valori medi di **ossigeno** disciolto in mare aperto sono generalmente adatti all'allevamento. Tuttavia, riveste particolare importanza l'attenzione a eventuali episodi di fioriture algali o crisi anossiche nel corso del tempo. È essenziale escludere criticità nelle aree di progetto legate a rischi di morie causate da crisi anossiche o, in generale, patologie derivanti da condizioni prolungate di ipossia.

La **temperatura** dell'acqua, con la sua escursione stagionale, assume un ruolo fondamentale per individuare le aree idonee e valutare il rischio associato a questo parametro. Aumenti significativi delle temperature possono essere correlati a fenomeni di fioriture algali, con conseguente riduzione delle performance produttive e rischio di patologie. Nell'ambito delle aree di studio, come già evidenziato nei risultati, le variazioni di temperatura riscontrate derivano principalmente da normali fluttuazioni climatiche legate alle diverse stagioni in cui sono stati effettuati i campionamenti, risultando coerenti con i valori di riferimento della Guida AZA.

La **salinità**, in mare aperto, manifesta una relativa stabilità, ma risente dell'influenza di scarichi e foci fluviali. I valori medi si attestano in linea con quelli tipici del Mar Mediterraneo, oscillando intorno ai 38 PSU. Al contrario, nelle vicinanze di foci fluviali, si possono verificare variazioni significative.

Il **pH**, parametro stabile in ambiente marino con valori compresi tra 7.8 e 8, può subire alterazioni nelle zone prossime a foci fluviali. Le variazioni del pH possono impattare negativamente sulle performance degli impianti e sulla vita degli organismi marini. In

mare, le oscillazioni del parametro sul fondo sono spesso riconducibili a fenomeni di degradazione della sostanza organica, associati al rilascio di composti acidi, indicando condizioni di eutrofia. Nell'area di studio, non si osservano variazioni significative, con valori che si mantengono tra 7.91 e 8.20, evidenziando la stabilità del pH sia nella colonna d'acqua che sul fondo.

La **Clorofilla a**, indicatore indiretto dell'abbondanza del fitoplancton, assume rilevanza per la piscicoltura in gabbia. Preferibilmente, si cercano aree con basse concentrazioni di clorofilla a, poiché elevate concentrazioni comportano spesso la proliferazione di organismi sessili, aumentando i costi di manutenzione delle reti. Nelle cinque stazioni monitorate, i valori medi di clorofilla a, sia nella colonna d'acqua superiore a 12 metri che negli strati più profondi, risultano costantemente inferiori a 0.30 µg/l e 0.70 µg/l rispettivamente, indicando basse concentrazioni di fitoplancton.

I **Solidi Sospesi Totali (SST)** riflettono il materiale in sospensione, e alti livelli possono rappresentare criticità per alcuni organismi marini. Complessivamente, i valori di torbidità rilevati nelle campagne di monitoraggio sono bassi, ad eccezione degli strati più profondi. Tutti i campioni presentano valori di SST inferiori a 10 mg/l, con l'eccezione di due campioni prelevati il 23/08/2023 nella stazione A2 - Atlante centrale, rispettivamente 21 mg/l e 22 mg/l, nello strato superficiale e a 12 metri di profondità.

I **criteri oceanografici** rivestono un'importanza cruciale, poiché influenzano la fattibilità dell'installazione dell'impianto, i costi associati alla manutenzione e all'ancoraggio. La batimetria delle stazioni, situata nell'intervallo tra 25 e 80 metri, insieme a un tipo di sedimento non roccioso e a una pendenza del fondale con un'inclinazione significativamente inferiore al 30%, costituiscono una certificazione della fattibilità dell'installazione.

La **batimetria** è fondamentale per determinare la posizione idonea dell'impianto. La scelta di fondali compresi tra 25 e 80 metri è coerente con le esigenze dell'allevamento marino, bilanciando adeguatamente la stabilità delle strutture con la profondità sufficiente per consentire un adeguato flusso d'acqua e diluizione degli effluenti.

La **natura** del sedimento sottomarino, preferibilmente non roccioso, è altrettanto rilevante. Un sedimento meno compatto agevola l'ancoraggio delle strutture e facilita le operazioni di installazione e manutenzione. La pendenza del fondale con un'inclinazione inferiore al 30% è un ulteriore elemento positivo, garantendo una distribuzione uniforme dei materiali di fondale e contribuendo alla stabilità delle strutture di allevamento.

Per quanto riguarda l'indice trofico **TRIX** (Tabella 4.1.), valori compresi tra 2 e 4 indicano uno stato ecologico riconducibile a "elevato". Questi dati confermano e sintetizzano quanto osservato nei parametri ambientali esaminati: le acque dei siti selezionati presentano una bassa produttività, caratterizzate da un basso livello trofico, una buona trasparenza e una sottosaturazione di ossigeno sul fondo assente.

	28/04/2023	28/06/2023	23/08/2023	11/09/2023	MEDIA periodo
<b>A1 - Atlante costiero</b>	3,69	3,99	2,55	3,28	<b>3,60</b>
<b>A2 - Atlante centrale</b>	3,42	3,52	3,48	3,21	<b>3,41</b>
<b>A3 - Atlante esterno</b>	3,72	3,29	3,03	2,26	<b>3,07</b>
<b>A4 - Atlante levante</b>	3,79	3,29	2,64	2,52	<b>3,06</b>
<b>A5 - Atlante ponente</b>	3,78	3,39	2,55	2,76	<b>3,12</b>

**Tabella 4.1.** Valori medi dell'indice TRIX di ogni campagna di monitoraggio, diviso per ogni stazione.

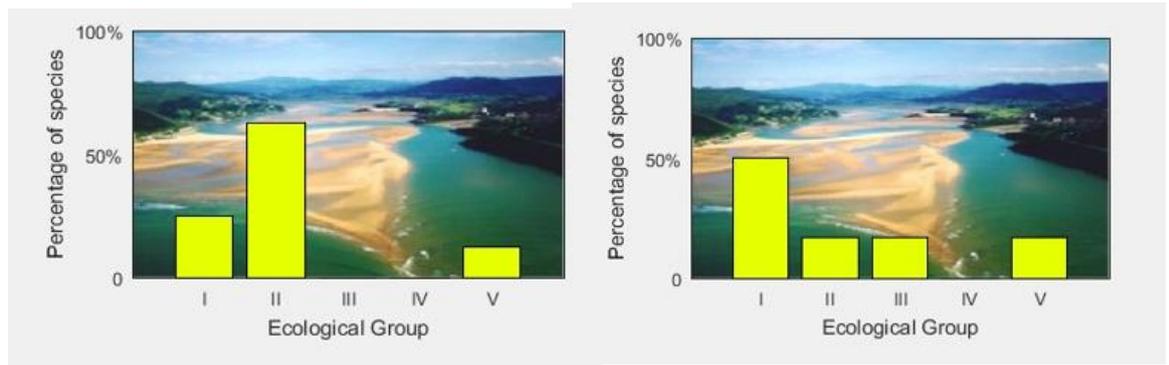
Relativamente al macrozoobenthos, l'indice M-AMBI restituisce valori che riflettono le buone condizioni ambientali già osservate per la colonna d'acqua (tabella 4.2.):

	Primavera					Estate				
	AMBI	H'	N	M-AMBI	Stato	AMBI	H'	N	M-AMBI	Stato
<b>A1</b>	2,600	3,50	12	0,80	Buono	1,083	2,73	7	0,76	Buono
<b>A2</b>	0,700	3,28	10	0,85	Elevato	0,592	3,08	9	0,88	Elevato
<b>A3</b>	1,667	2,75	7	0,67	Buono	1,750	2,58	6	0,67	Buono
<b>A4</b>	0,861	3,73	15	0,99	Elevato	0,530	3,03	9	0,87	Elevato
<b>A5</b>	0,917	3,02	9	0,79	Elevato	0,571	3,45	12	1,00	Elevato

**Tabella 4.2.** Valori degli indici bentonici calcolati con relativi stati ecologici associati.

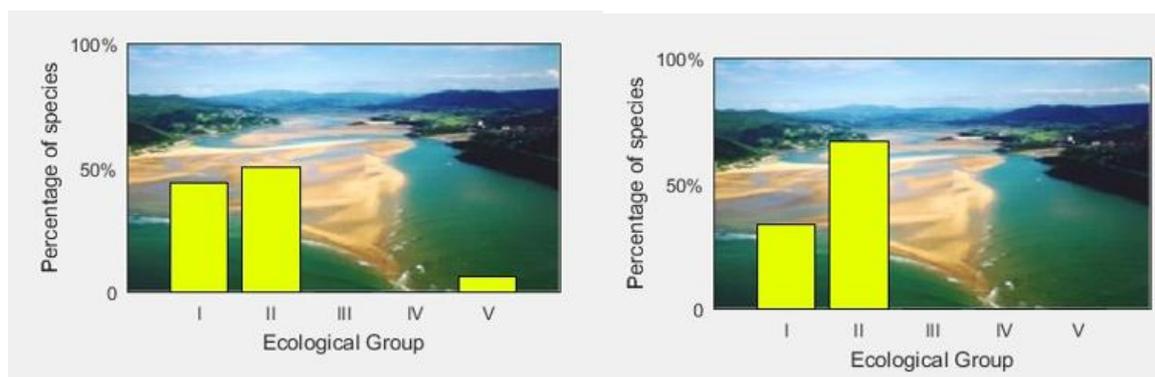
Gli stati ecologici dedotti dall'indice M-AMBI variano da "Elevato" a "Buono", segnalando livelli di diversità e abbondanza dei vari *taxa* di invertebrati bentonici situati nel range normalmente associato a condizioni di non disturbo. La presenza di *taxa* sensibili alle condizioni di disturbo suggerisce ambienti non inquinati.

Tuttavia, è interessante notare che i valori rilevati nei siti 1 e 3 appaiono leggermente inferiori rispetto agli altri siti. Nel caso del sito A3, questa differenza è attribuita alla presenza, in entrambi i campionamenti, di un singolo esemplare di *Capitellidae*, una famiglia di vermi policheti appartenenti alla sottoclasse Scolecida, classificato come organismo di gruppo 5 per la valutazione dello stato ecologico. La presenza di un singolo individuo ha un impatto significativo sul calcolo, abbassando il valore dell'indice (vedi Figura 4.1. e 4.2.).



**Figura 4.1. e Figura 4.2.** Istogrammi che vanno a rappresentare la composizione specifica e i gruppi ecologici di appartenenza per entrambi i campionamenti del sito A3. A sinistra quello primaverile, a destra quello estivo.

Per quanto riguarda invece A1, nel primo campionamento è stato rinvenuto un *Capitellidae*, e nel secondo troviamo una preponderanza di specie appartenenti al gruppo 2 (Figura 4.3.;4.4.).



**Figura 4.3. e Figura 4.4.** Istogrammi che vanno a rappresentare la composizione specifica e i gruppi ecologici di appartenenza per entrambi i campionamenti del sito A1. A sinistra quello primaverile, a destra quello estivo.

I risultati della PERMANOVA e dell'analisi MDS (Multidimensional Scaling) sono coerenti con le osservazioni effettuate sul bentos: la variabilità nelle distanze osservate è principalmente attribuibile a fattori diversi da "Sito" e "Stagione", fondamentalemente riflettendo la variabilità spaziale a piccola scala.

Per quanto riguarda i siti, questa mancanza di differenziazione può essere spiegata dalla presenza di un'area geografica relativamente limitata e dal fatto che tutti i siti condividono lo stesso tipo di habitat, caratterizzato da fondali molli e argillosi. Se ci fossero differenze ecologiche o ambientali significative tra i siti, ci si potrebbe aspettare un raggruppamento delle specie in base al sito. Tuttavia, poiché gli indici e i parametri indicano uniformità anche dal punto di vista dello stato ambientale, l'assenza di raggruppamento risulta più sensata.

In breve, si può dedurre che le acque nell'area di studio al largo di La Spezia presentano caratteristiche oligotrofiche, indicando uno standard elevato di qualità ambientale. Questa condizione rende l'area particolarmente adatta per l'installazione di impianti di piscicoltura.

## 5. Conclusione

In sintesi, sebbene l'Italia abbia storicamente occupato una posizione di leadership nel settore dell'acquacoltura insieme a Francia e Spagna, attualmente la produzione nel nostro paese mostra una tendenza stagnante. L'Italia, nonostante la sua ricca tradizione legata all'acquacoltura, è diventata uno dei principali importatori di pesce dell'Unione Europea. Nel periodo dal 2008 al 2018, le esportazioni di prodotti ittici sono diminuite dell'1%, mentre le importazioni sono aumentate del 16%.

L'aumento della produzione di pesce e, in generale, di proteine marine potrebbe rappresentare una soluzione ai problemi di malnutrizione che affliggono miliardi di persone nel mondo, poiché il consumo di pesce ha dimostrato benefici per la salute (Daviglius et al., 2002). Inoltre, questa strategia consentirebbe di separare il consumo di pesce dalla pesca, considerando la condizione di sovrasfruttamento degli stock mondiali.

Nonostante il notevole potenziale del settore, va sottolineato che ci sono sfide significative che impediscono uno sviluppo più ampio, soprattutto riguardo alla sostenibilità ecologica ed alle questioni economico-amministrative. Tutte queste problematiche sembrano convergere verso un fattore comune: la necessità di effettuare una scelta ponderata del sito.

Il mio progetto di tesi si è proposto di indagare il fondale delle aree individuate come idonee per nuovi impianti off-shore di acquacoltura nel comune di La Spezia (SP), con l'obiettivo di verificare che le condizioni ambientali fossero favorevoli alla crescita del pesce allevato.

I risultati ottenuti, sia per quanto riguarda la colonna d'acqua che il bentos, confermano la piena idoneità del sito selezionato per l'installazione di impianti di allevamento per il pesce in modalità off-shore. Tali studi si rivelano di importanza cruciale per individuare siti che favoriscano lo sviluppo degli organismi allevati, evitando impatti negativi sugli ecosistemi e contribuendo così a ridurre conflitti per lo spazio marittimo tra gli allevatori e le numerose altre attività legate allo sfruttamento delle risorse marine, sia viventi che non viventi.

L'importanza di questi studi non si limita al contesto attuale, ma si proietta verso il futuro. Possedere una baseline di riferimento di aree "pristine" consente, attraverso attività di monitoraggio e controllo ambientale nei siti di produzione, di approfondire la comprensione delle interazioni tra l'acquacoltura e l'ambiente. Ciò permette di mitigare potenziali impatti negativi e di perseguire una gestione sostenibile nel lungo termine.

## 6. Bibliografia

- Ali, H., & Khan, E. (2018). What are heavy metals? Long-standing controversy over the scientific use of the term 'heavy metals'—proposal of a comprehensive definition. *Toxicological and Environmental Chemistry*, *100*(1), 6–19. <https://doi.org/10.1080/02772248.2017.1413652>
- Allison, G. (2004). The Influence of Species Diversity and Stress Intensity on Community Resistance and Resilience. *Ecological Monographs*, *74*(1), 117–134. <http://www.jstor.org/stable/4539048>
- Alonso-Rodríguez, R., & Páez-Osuna, F. (2003). Nutrients, phytoplankton and harmful algal blooms in shrimp ponds: a review with special reference to the situation in the Gulf of California. *Aquaculture*, *219*(1–4), 317–336. [https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(02\)00509-4](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(02)00509-4)
- Al-Yousuf, M. H., El-Shahawi, M. S., & Al-Ghais, S. M. (2000). Trace metals in liver, skin and muscle of *Lethrinus lentjan* fish species in relation to body length and sex. *The Science of the Total Environment*, *256*(2–3), 87–94. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(99\)00363-0](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(99)00363-0)
- Amosu, A. O., Robertson-Andersson, D. V., Kean, E., Maneveldt, G. W., & Cyster, L. (2016). Biofiltering and uptake of dissolved nutrients by *Ulva armoricana* (Chlorophyta) in a land-based aquaculture system. *International Journal of Agriculture and Biology*, *18*(2), 298–304. <https://doi.org/10.17957/IJAB/15.0086>
- Antonello, J., Massault, C., Franch, R., Haley, C., Pellizzari, C., Bovo, G., Patarnello, T., de Koning, D. J., & Bargelloni, L. (2009). Estimates of heritability and genetic correlation for body length and resistance to fish pasteurellosis in the gilthead sea bream (*Sparus aurata* L.). *Aquaculture*, *298*(1–2), 29–35. <https://doi.org/10.1016/J.AQUACULTURE.2009.10.022>
- APAT Agenzia per la protezione dell'ambiente e per i servizi tecnici APAT Metodi analitici per le acque Volume Secondo Sezione 4000-Inorganici non metallici Sezione 5000-Organici IRSA-CNR Istituto di Ricerca sulle Acque Consiglio Nazionale delle Ricerche. (2003). [www.irsa.rm.cnr.it](http://www.irsa.rm.cnr.it)
- AZIENDE IN ACQUACOLTURA E PRODUZIONI | Indicatori ambientali. (n.d.). Retrieved December 14, 2023, from <https://annuariodev.isprambiente.it/it/acquacoltura/aziende-acquacoltura-e-produzioni>
- Basaran, A. K., Aksu, M., & Egemen, O. (2010). Impacts of the fish farms on the water column nutrient concentrations and accumulation of heavy metals in the sediments in the eastern Aegean Sea (Turkey). *Environmental Monitoring and Assessment*, *162*(1–4), 439–451. <https://doi.org/10.1007/S10661-009-0808-X>

- Belal, A. A. M. (2019). Macro-benthic invertebrates as a bio-indicator for water and sediment quality in Suez Bay, Red Sea. *The Egyptian Journal of Aquatic Research*, 45(2), 123–130. <https://doi.org/10.1016/J.EJAR.2019.03.003>
- Betancor, M. B., Li, K., Sprague, M., Bardal, T., Sayanova, O., Usher, S., Han, L., Masøval, K., Torrissen, O., Napier, J. A., Tocher, D. R., & Olsen, R. E. (2017). An oil containing EPA and DHA from transgenic *Camelina sativa* to replace marine fish oil in feeds for Atlantic salmon (*Salmo salar* L.): Effects on intestinal transcriptome, histology, tissue fatty acid profiles and plasma biochemistry. *PLOS ONE*, 12(4), e0175415. <https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0175415>
- Beveridge, M. (2001). Aquaculture and wildlife interactions. *Cah. Opt. Méd.*, 55.
- Blandin, P. (1986). Bioindicateurs et diagnostic des systèmes écologiques. *Bull. Ecol.*, 17, 215–307.
- BLUE ECONOMY REPORT 2 22. (n.d.). <https://doi.org/10.2771/923170>
- Borja, A., Franco, J., & Erez, V. P. (n.d.). *A Marine Biotic Index to Establish the Ecological Quality of Soft-Bottom Benthos Within European Estuarine and Coastal Environments*.
- Borja, A., Franco, J., & Muxika, I. (2004). The biotic indices and the Water Framework Directive: The required consensus in the new benthic monitoring tools [2]. *Marine Pollution Bulletin*, 48(3–4), 405–408. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2003.10.024>
- Borja, A., Franco, J., & Pérez, V. (2000). A Marine Biotic Index to Establish the Ecological Quality of Soft-Bottom Benthos Within European Estuarine and Coastal Environments. *Marine Pollution Bulletin*, 40(12), 1100–1114. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(00\)00061-8](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(00)00061-8)
- Boyd, C. E., & Massaut, L. (1999). Risks associated with the use of chemicals in pond aquaculture. *Aquacultural Engineering*, 20(2), 113–132. [https://doi.org/10.1016/S0144-8609\(99\)00010-2](https://doi.org/10.1016/S0144-8609(99)00010-2)
- Braband, A., Faafeng, B. A., & Nilssen, J. P. M. (1990). Relative importance of phosphorus supply to phytoplankton production: fish excretion versus external loading. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 47(2), 364–372. <https://doi.org/10.1139/F90-038>
- Brown, R. L., Reilly, L. A. J., & Peet, R. K. (2016). Species Richness: Small Scale. In *Encyclopedia of Life Sciences* (pp. 1–9). <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/9780470015902.a0020488.pub2>

- Burbridge, Hendrick, Roth, & Rosenthal. (2001). Social and economic policy issues relevant to marine aquaculture. *Journal of Applied Ichthyology*, 17(4), 194–206.  
<https://doi.org/10.1046/J.1439-0426.2001.00316.X>
- Burford, M. A., & Williams, K. C. (2001). The fate of nitrogenous waste from shrimp feeding. *Aquaculture*, 198(1–2), 79–93. [https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(00\)00589-5](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(00)00589-5)
- Capone, D. G., Weston, D. P., Miller, V., & Shoemaker, C. (1996). Antibacterial residues in marine sediments and invertebrates following chemotherapy in aquaculture. *Aquaculture*, 145(1–4), 55–75. [https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(96\)01330-0](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(96)01330-0)
- Castro-Escarpulli, G., Figueras, M. J., Aguilera-Arreola, G., Soler, L., Fernández-Rendón, E., Aparicio, G. O., Guarro, J., & Chacón, M. R. (2003). Characterisation of *Aeromonas* spp. isolated from frozen fish intended for human consumption in Mexico. *International Journal of Food Microbiology*, 84(1), 41–49. [https://doi.org/10.1016/S0168-1605\(02\)00393-8](https://doi.org/10.1016/S0168-1605(02)00393-8)
- Charlesworth, D., & Willis, J. H. (2009). The genetics of inbreeding depression. In *Nature Reviews Genetics* (Vol. 10, Issue 11, pp. 783–796). <https://doi.org/10.1038/nrg2664>
- Chelossi, E., Vezzulli, L., Milano, A., Branzoni, M., Fabiano, M., Riccardi, G., & Banat, I. M. (2003). Antibiotic resistance of benthic bacteria in fish-farm and control sediments of the Western Mediterranean. *Aquaculture*, 219(1–4), 83–97. [https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(03\)00016-4](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(03)00016-4)
- Commission, E., Innovation, D.-G. for R. and, & Advisors, G. of C. S. (2017). *Food from the oceans – How can more food and biomass be obtained from the oceans in a way that does not deprive future generations of their benefits?* Publications Office.  
<https://doi.org/doi/10.2777/66235>
- Crab, R., Avnimelech, Y., Defoirdt, T., Bossier, P., & Verstraete, W. (2007). Nitrogen removal techniques in aquaculture for a sustainable production. *Aquaculture*, 270(1–4), 1–14.  
<https://doi.org/10.1016/J.AQUACULTURE.2007.05.006>
- Craft, M. E. (2015). Infectious disease transmission and contact networks in wildlife and livestock. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 370(1669). <https://doi.org/10.1098/RSTB.2014.0107>
- Dapueto, G., Massa, F., Costa, S., Cimoli, L., Olivari, E., Chiantore, M., Federici, B., & Povero, P. (2015). A spatial multi-criteria evaluation for site selection of offshore marine fish farm in the Ligurian Sea, Italy. *Ocean and Coastal Management*, 116, 64–77.  
<https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2015.06.030>

- Daviglus, M., Sheeshka, J., & Murkin, E. (2002). Health benefits from eating fish. In *Comments on Toxicology* (Vol. 8, Issues 4–6, pp. 345–374). <https://doi.org/10.1080/08865140215064>
- Dimitriou, E., Katselis, G., Moutopoulos, D. K., Akovitiotis, C., & Koutsikopoulos, C. (2007). Possible influence of reared gilthead sea bream (*Sparus aurata*, L.) on wild stocks in the area of the Messolonghi lagoon (Ionian Sea, Greece). *Aquaculture Research*, 38(4), 398–408. <https://doi.org/10.1111/J.1365-2109.2007.01681.X>
- Dupont-Nivet, M., Vandeputte, M., Vergnet, A., Merdy, O., Haffray, P., Chavanne, H., & Chatain, B. (2006). Heritabilities and GxE interactions for growth in the European sea bass (*Dicentrarchus labrax* L.). *International Symposium on Genetics in Aquaculture*, 253–254. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2007.07.053i>
- Easton, M. D. L., Luszniak, D., & Von der Geest, E. (2002). Preliminary examination of contaminant loadings in farmed salmon, wild salmon and commercial salmon feed. *Chemosphere*, 46(7), 1053–1074. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(01\)00136-9](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(01)00136-9)
- Ehler, Charles, Douvère, Fanny, & Ioc. (2009). *Marine spatial planning: a step-by-step approach toward ecosystem-based management; IOC. Manuals and guides; Vol.:53; 2013.*
- Ellis, E. C., Klein Goldewijk, K., Siebert, S., Lightman, D., & Ramankutty, N. (2010). Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. *Global Ecology and Biogeography*, 19(5), 589–606. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00540.x>
- Emenike, E. C., Iwuozor, K. O., & Anidiobi, S. U. (2022). Heavy Metal Pollution in Aquaculture: Sources, Impacts and Mitigation Techniques. *Biological Trace Element Research*, 200(10), 4476–4492. <https://doi.org/10.1007/S12011-021-03037-X>
- Fao. (n.d.). *Marketing of Aquacultured Finfish in Europe: Focus on Seabass and Seabream from the Mediterranean Basin Markets and Marketing of Aquaculture Finfish in Europe.* Retrieved January 13, 2024, from [www.globefish.org](http://www.globefish.org)
- FAO. (2022). The State of World Fisheries and Aquaculture 2022. *The State of World Fisheries and Aquaculture 2022.* <https://doi.org/10.4060/CC0461EN>
- Feng, Y. Y., Hou, L. C., Ping, N. X., Ling, T. D., & Kyo, C. I. (2004). Development of mariculture and its impacts in Chinese coastal waters. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 14(1), 1–10. <https://doi.org/10.1007/S11160-004-3539-7/METRICS>
- Focardi, S., Corsi, I., & Franchi, E. (2005). Safety issues and sustainable development of European aquaculture: New tools for environmentally sound aquaculture. *Aquaculture International*, 13(1–2), 3–17. <https://doi.org/10.1007/S10499-004-9036-0>

- Galil, B. S. (2009). Taking stock: Inventory of alien species in the Mediterranean Sea. *Biological Invasions*, *11*(2), 359–372. <https://doi.org/10.1007/S10530-008-9253-Y/METRICS>
- Gammone, M. A., Riccioni, G., Parrinello, G., & D’orazio, N. (2019). Omega-3 Polyunsaturated Fatty Acids: Benefits and Endpoints in Sport. *Nutrients*, *11*(1). <https://doi.org/10.3390/NU11010046>
- Ginés, R., Camacho, M., Henríquez-Hernández, L. A., Izquierdo, M., Boada, L. D., Montero, D., Robaina, L., Zumbado, M., & Luzardo, O. P. (2018). Reduction of persistent and semi-persistent organic pollutants in fillets of farmed European seabass (*Dicentrarchus labrax*) fed low fish oil diets. *Science of The Total Environment*, *643*, 1239–1247. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2018.06.223>
- Giovanardi, F., & Vollenweider, R. (2004). Trophic conditions of marine coastal waters: Experience in applying the Trophic Index TRIX to two areas of the Adriatic and Tyrrhenian seas. *J. Limnol*, *63*, 199–218. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2004.199>
- Gladyshev, M. I., Sushchik, N. N., & Makhutova, O. N. (2013). Production of EPA and DHA in aquatic ecosystems and their transfer to the land. *Prostaglandins & Other Lipid Mediators*, *107*, 117–126. <https://doi.org/10.1016/J.PROSTAGLANDINS.2013.03.002>
- Grigorakis, K. (2010). Ethical issues in aquaculture production. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics*, *23*(4), 345–370. <https://doi.org/10.1007/S10806-009-9210-5/METRICS>
- Grigorakis, K., & Rigos, G. (2011). Aquaculture effects on environmental and public welfare - The case of Mediterranean mariculture. *Chemosphere*, *85*(6), 899–919. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2011.07.015>
- Guardiola, F. A., Cuesta, A., Meseguer, J., & Esteban, M. A. (2012). Risks of Using Antifouling Biocides in Aquaculture. *International Journal of Molecular Sciences 2012, Vol. 13, Pages 1541-1560*, *13*(2), 1541–1560. <https://doi.org/10.3390/IJMS13021541>
- guida-tecnica-aza\_ispra-mipaaf\_01-12-20\_con-presentazioni-dg\_compressed*. (n.d.).
- Gyllenhammar, A., & Håkanson, L. (2005). Environmental consequence analyses of fish farm emissions related to different scales and exemplified by data from the Baltic--a review. *Marine Environmental Research*, *60*(2), 211–243. <https://doi.org/10.1016/J.MARENRES.2004.10.005>
- Habib, S. S., Naz, S., Fazio, F., Cravana, C., Ullah, M., Rind, K. H., Attaullah, S., Filiciotto, F., & Khayyam, K. (2023). Assessment and Bioaccumulation of Heavy Metals in Water, Fish

- (wild and farmed) and Associated Human Health Risk. *Biological Trace Element Research*.  
<https://doi.org/10.1007/S12011-023-03703-2>
- Holmer, M. (2010). Environmental issues of fish farming in offshore waters: Perspectives, concerns and research needs. *Aquaculture Environment Interactions*, *1*(1), 57–70.  
<https://doi.org/10.3354/AEI00007>
- Huntington, T., & Hasan, M. R. (n.d.). *Fish as feed inputs for aquaculture-practices, sustainability and implications: a global synthesis*.
- ISPRA. (n.d.). Retrieved January 16, 2024, from  
<https://www.isprambiente.gov.it/it/attivita/biodiversita/ispra-e-la-biodiversita/attivita-e-progetti/indicatori-biologici>
- Jackson, C., Preston, N., Thompson, P. J., & Burford, M. (2003). Nitrogen budget and effluent nitrogen components at an intensive shrimp farm. *Aquaculture*, *218*(1–4), 397–411.  
[https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(03\)00014-0](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(03)00014-0)
- Jacobsen, P., & Berglind, L. (1988). Persistence of oxytetracycline in sediments from fish farms. *Aquaculture*, *70*(4), 365–370. [https://doi.org/10.1016/0044-8486\(88\)90120-2](https://doi.org/10.1016/0044-8486(88)90120-2)
- Jensen, Dempster, T., Thorstad, E. B., Uglem, I., & Fredheim, A. (2010). Escapes of fishes from Norwegian sea-cage aquaculture: causes, consequences and prevention. *Aquaculture Environment Interactions*, *1*(1), 71–83. <https://doi.org/10.3354/AEI00008>
- Kadowaki, S.; K. T. ; N. T. ; Y. Y. ; H. H., Kadowaki, S., Kasedo, T., Nakazono, T., Yamashita, Y., & Hirata, H. (1980). The relation between sediment flux and fish feeding in coastal culture farms. *Memoirs of Faculty of Fisheries, Kagoshima University*, *29*, 217–224.  
<https://doi.org/10.0/FONT/BOOTSTRAP-ICONS.CSS>
- Katranidis, S., Nitsi, E., & Vakrou, A. (2003). Social Acceptability of Aquaculture Development in Coastal Areas: The Case of Two Greek Islands. *Coastal Management*, *31*(1), 37–53.  
<https://doi.org/10.1080/08920750390168291>
- Kim, E. heui, & Aoki, T. (1993). Drug resistance and broad geographical distribution of identical R plasmids of *Pasteurella piscicida* isolated from cultured yellowtail in Japan. *Microbiology and Immunology*, *37*(2), 103–109. <https://doi.org/10.1111/J.1348-0421.1993.TB03186.X>
- Kobayashi, M., Msangi, S., Batka, M., Vannuccini, S., Dey, M. M., & Anderson, J. L. (2015). Fish to 2030: The Role and Opportunity for Aquaculture. *Aquaculture Economics and Management*, *19*(3), 282–300. <https://doi.org/10.1080/13657305.2015.994240>

- Kovalova, N., & Medinets, V. (2012). Comprehensive assessment of long-term changes of the Black Sea surface waters quality in the Zmiinyi Island area. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 12(SPL.ISS.12), 485–491. [https://doi.org/10.4194/1303-2712-V12\\_2\\_40](https://doi.org/10.4194/1303-2712-V12_2_40)
- Lader, P., Dempster, T., Fredheim, A., & Jensen, Ø. (2008). Current induced net deformations in full-scale sea-cages for Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Aquacultural Engineering*, 38(1), 52–65. <https://doi.org/10.1016/J.AQUAENG.2007.11.001>
- Lazzarotto, V., Médale, F., Larroquet, L., & Corraze, G. (2018). Long-term dietary replacement of fishmeal and fish oil in diets for rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*): Effects on growth, whole body fatty acids and intestinal and hepatic gene expression. *PLOS ONE*, 13(1), e0190730. <https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0190730>
- Makkar, H. P. S., Tran, G., Heuzé, V., & Ankers, P. (2014). State-of-the-art on use of insects as animal feed. *Animal Feed Science and Technology*, 197, 1–33. <https://doi.org/10.1016/J.ANIFEEDSCI.2014.07.008>
- Malaguerra, F., Albrechtsen, H., Binning, P. J., Malaguerra, F., Albrechtsen, H., & Binning, P. J. (2010). Infiltration of pesticides in surface water into nearby drinking water supply wells. *AGUFM, 2010*, H21C-1058. <https://ui.adsabs.harvard.edu/abs/2010AGUFM.H21C1058M/abstract>
- Martínez Córdova, L. R., Rafael, L., Córdova, M., Fernando, L., & Ocaña, E. (2007). Study of Benthic Fauna in the Discharge Lagoon of a Shrimp Farm with Special Emphasis on the Polychaetes. *OnLine Journal of Biological Sciences*, 7(1), 12–17. <https://doi.org/10.3844/OJBSCI.2007.12.17>
- Martinez-Porchas, M., & Martinez-Cordova, L. R. (2012). The scientificWorldJOURNAL Review Article World Aquaculture: Environmental Impacts and Troubleshooting Alternatives. *The Scientific World Journal*, 2012. <https://doi.org/10.1100/2012/389623>
- MERIKAN, Z. O., & PHILLIPS, M. J. (1985). Solid waste production from rainbow trout, *Salmo gairdneri* Richardson, cage culture. *Aquaculture Research*, 16(1), 55–69. <https://doi.org/10.1111/J.1365-2109.1985.TB00296.X>
- Miranda, C. D., & Zemelman, R. (2001). Antibiotic resistant bacteria in fish from the Concepción Bay, Chile. *Marine Pollution Bulletin*, 42(11), 1096–1102. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(01\)00093-5](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(01)00093-5)
- Mitra, S., Chakraborty, A. J., Tareq, A. M., Emran, T. Bin, Nainu, F., Khusro, A., Idris, A. M., Khandaker, M. U., Osman, H., Alhumaydhi, F. A., & Simal-Gandara, J. (2022). Impact of heavy metals on the environment and human health: Novel therapeutic insights to counter

- the toxicity. *Journal of King Saud University - Science*, 34(3), 101865.  
<https://doi.org/10.1016/J.JKSUS.2022.101865>
- Munari, C. (2008). Effects of the exotic invader *Musculista senhousia* on benthic communities of two Mediterranean lagoons. *Hydrobiologia*, 611(1), 29–43. <https://doi.org/10.1007/S10750-008-9459-0/METRICS>
- Muxika, I., Borja, Á., & Bald, J. (2007). Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*, 55(1–6), 16–29.  
<https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2006.05.025>
- Naylor, R., Burke, M., Wrigley, J., Fellow, S., & Fellow, R. (2005). Aquaculture and ocean resources: Raising tigers of the sea. *Annu. Rev. Environ. Resour.*, 20, 185–218.  
<https://doi.org/10.1146/annurev.energy.30.081804.121034>
- Oka, H., Ikai, Y., Kawamura, N., Yamada, M., Harada, K. ichi, Ito, S., & Suzuki, M. (1989). Photodecomposition Products of Tetracycline in Aqueous Solution. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 37(1), 226–231.  
[https://doi.org/10.1021/JF00085A052/ASSET/JF00085A052.FP.PNG\\_V03](https://doi.org/10.1021/JF00085A052/ASSET/JF00085A052.FP.PNG_V03)
- Oxygen concentrations in coastal and marine waters surrounding Europe.* (n.d.). Retrieved January 21, 2024, from <https://www.eea.europa.eu/en/analysis/indicators/oxygen-concentrations-in-coastal-and>
- Papadakis, I. E., Chatzifotis, S., Divanach, P., & Kentouri, M. (2008). Weaning of greater amberjack (*Seriola dumerilii* Risso 1810) juveniles from moist to dry pellet. *Aquaculture International*, 16(1), 13–25. <https://doi.org/10.1007/S10499-007-9118-X>
- Patel, P., Wermuth, H. R., Calhoun, C., & Hall, G. A. (2023). Antibiotics. *Chronic Rhinosinusitis: The Mucosal Concept*, 341–353. [https://doi.org/10.1007/978-981-16-0784-4\\_43](https://doi.org/10.1007/978-981-16-0784-4_43)
- Pérez, O. M., Telfer, T. C., & Ross, L. G. (2005). Geographical information systems-based models for offshore floating marine fish cage aquaculture site selection in Tenerife, Canary Islands. *Aquaculture Research*, 36(10), 946–961. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2109.2005.01282.x>
- Pérez-Ruzafa, A., Campillo, S., Fernández-Palacios, J. M., García-Lacunza, A., García-Oliva, M., Ibañez, H., Navarro-Martínez, P. C., Pérez-Marcos, M., Pérez-Ruzafa, I. M., Quispe-Becerra, J. I., Sala-Mirete, A., Sánchez, O., & Marcos, C. (2019). Long-term dynamic in nutrients, chlorophyll a, and water quality parameters in a coastal lagoon during a process of eutrophication for decades, a sudden break and a relatively rapid recovery. *Frontiers in Marine Science*, 6(FEB), 431132. <https://doi.org/10.3389/FMARS.2019.00026/BIBTEX>

PIANO NAZIONALE STRATEGICO ACQUACOLTURA. (n.d.).

- Presley, B. J. (1997). A review of Arctic trace metal data with implications for biological effects. *Marine Pollution Bulletin*, 35(7–12), 226–234. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(97\)00089-1](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(97)00089-1)
- Rigos, G., Alexis, M., & Nengas, I. (1999). Leaching, palatability and digestibility of oxytetracycline and oxolinic acid included in diets fed to seabass *Dicentrarchus labrax* L. *Aquaculture Research*, 30(11–12), 841–847. <https://doi.org/10.1046/J.1365-2109.1999.00410.X>
- Rigos, G., Nengas, I., Alexis, M., & Troisi, G. M. (2004). Potential drug (oxytetracycline and oxolinic acid) pollution from Mediterranean sparid fish farms. *Aquatic Toxicology*, 69(3), 281–288. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2004.05.009>
- Rigos, G., & Troisi, G. M. (2005). Antibacterial agents in Mediterranean finfish farming: A synopsis of drug pharmacokinetics in important euryhaline fish species and possible environmental implications. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 15(1–2), 53–73. <https://doi.org/10.1007/S11160-005-7850-8/METRICS>
- Rigos, G., Tyrpenou, A. E., Nengas, I., Alexis, M., & Troisi, G. M. (2004). The kinetic profile of oxolinic acid in sharpsnout sea bream, *Diplodus puntazzo* (Cetti 1777). *Aquaculture Research*, 35(14), 1299–1304. <https://doi.org/10.1111/J.1365-2109.2004.01127.X>
- Samuelsen, O. B. (1989). Degradation of oxytetracycline in seawater at two different temperatures and light intensities, and the persistence of oxytetracycline in the sediment from a fish farm. *Aquaculture*, 83(1–2), 7–16. [https://doi.org/10.1016/0044-8486\(89\)90056-2](https://doi.org/10.1016/0044-8486(89)90056-2)
- Santerre, C. R., Bush, P. B., Xu, D. H., Lewis, G. W., Davis, J. T., Grodner, R. M., Ingram, R., Wei, C. I., & Hinshaw, J. M. (2001). Metal Residues in Farm-Raised Channel Catfish, Rainbow Trout, and Red Swamp Crayfish from the Southern U.S. *Journal of Food Science*, 66(2), 270–273. <https://doi.org/10.1111/J.1365-2621.2001.TB11330.X>
- Sapkota, A., Sapkota, A. R., Kucharski, M., Burke, J., McKenzie, S., Walker, P., & Lawrence, R. (2008). Aquaculture practices and potential human health risks: current knowledge and future priorities. *Environment International*, 34(8), 1215–1226. <https://doi.org/10.1016/J.ENVINT.2008.04.009>
- Sarà, G., Scilipoti, D., Milazzo, M., & Modica, A. (2006). Use of stable isotopes to investigate dispersal of waste from fish farms as a function of hydrodynamics. *Marine Ecology Progress Series*, 313, 261–270. <https://doi.org/10.3354/MEPS313261>

- Schneider, O., Sereti, V., Eding, E. H., & Verreth, J. A. J. (2005). Analysis of nutrient flows in integrated intensive aquaculture systems. *Aquacultural Engineering*, 32(3–4), 379–401. <https://doi.org/10.1016/J.AQUAENG.2004.09.001>
- Serrano, R., Simal-Julián, A., Pitarch, E., Hernandez, F., Varó, I., & Navarro, J. (2003). Biomagnification Study on Organochlorine Compounds in Marine Aquaculture: The Sea Bass (*Dicentrarchus labrax*) as a Model. *Environmental Science & Technology*, 37, 3375–3381. <https://doi.org/10.1021/es020229+>
- Severino, L., & Anastasio, A. (2022). I contaminanti organici persistenti nel pesce allevato e pescato. *IL PESCE*, 9, 78–82. <https://www.iris.unina.it/handle/11588/108064>
- Sfriso, A., & Curiel, D. (2007). Checklist of seaweeds recorded in the last 20 years in Venice lagoon, and a comparison with the previous records. *Botanica Marina*, 50(1), 22–58. <https://doi.org/10.1515/BOT.2007.004>
- Shahjahan, M., Taslima, K., Rahman, M. S., Al-Emran, M., Alam, S. I., & Faggio, C. (2022). Effects of heavy metals on fish physiology – A review. *Chemosphere*, 300, 134519. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2022.134519>
- Singh, D., Nath, K., Trivedi, S. P., & Sharma, Y. K. (2008). Impact of copper on haematological profile of freshwater fish, *Channa punctatus*. *Journal of Environmental Biology*, 29(2), 253–257.
- Some, S., Mondal, R., Mitra, D., Jain, D., Verma, D., & Das, S. (2021). Microbial pollution of water with special reference to coliform bacteria and their nexus with environment. *Energy Nexus*, 1, 100008. <https://doi.org/10.1016/J.NEXUS.2021.100008>
- Sundell, K., Berge, G. M., Ruyter, B., & Sundh, H. (2022). Low Omega-3 Levels in the Diet Disturbs Intestinal Barrier and Transporting Functions of Atlantic Salmon Freshwater and Seawater Smolts. *Frontiers in Physiology*, 13, 883621. <https://doi.org/10.3389/FPHYS.2022.883621/BIBTEX>
- Tacon, A. G. J., & Forster, I. P. (n.d.). *Aquafeeds and the environment: policy implications*. [https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(03\)00476-9](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(03)00476-9)
- The key role of aquaculture for safe and healthy food WE ARE THE SOLUTION WE ARE THE FUTURE*. (n.d.).
- Thorland, I., Papaioannou, N., Kottaras, L., Refstie, T., Papasolomontos, S., & Rye, M. (2007). Family based selection for production traits in gilthead seabream (*Sparus aurata*) and European sea bass (*Dicentrarchus labrax*) in Greece. *Aquaculture (Amsterdam, Netherlands)*, 272(1), S314–S314. <https://doi.org/10.1016/J.AQUACULTURE.2007.07.193>

- Tore Lunestad, B., Samuelsen, O. B., Fjelde, S., & Ervik, A. (1995). Photostability of eight antibacterial agents in seawater. *Aquaculture*, *134*(3–4), 217–225.  
[https://doi.org/10.1016/0044-8486\(95\)00065-A](https://doi.org/10.1016/0044-8486(95)00065-A)
- van Huis, A., & Oonincx, D. G. A. B. (2017). The environmental sustainability of insects as food and feed. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, *37*(5).  
<https://doi.org/10.1007/S13593-017-0452-8>
- Verbeke, W., Sioen, I., Pieniak, Z., Van Camp, J., & De Henauw, S. (2005). Consumer perception versus scientific evidence about health benefits and safety risks from fish consumption. *Public Health Nutrition*, *8*(4), 422–429. <https://doi.org/10.1079/PHN2004697>
- Vollenweider, R. A., Giovanardi, F., Montanari, G., & Rinaldi, A. (1998). Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the NW Adriatic Sea: proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. *Environmetrics*, *9*(3), 329–357. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-095X\(199805/06\)9:3<329::AID-ENV308>3.0.CO;2-9](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-095X(199805/06)9:3<329::AID-ENV308>3.0.CO;2-9)
- Ward, R. D. (2006). The importance of identifying spatial population structure in restocking and stock enhancement programmes. *Fisheries Research*, *80*(1), 9–18.  
<https://doi.org/10.1016/J.FISHRES.2006.03.009>
- Warrer-Hansen, I., & Warrer-Hansen, I. (1982). Evaluation of matter discharged from trout farming in Denmark. *Report of the EIFAC Workshop on Fish Farm Effluents Silkeborg Denmark*, 3–3. <https://doi.org/10.0/FONT/BOOTSTRAP-ICONS.CSS>
- Whitmarsh, D., & Palmieri, M. G. (2011). Consumer behaviour and environmental preferences: a case study of Scottish salmon aquaculture. *Aquaculture Research*, *42*(SUPPL. 1), 142–147.  
<https://doi.org/10.1111/J.1365-2109.2010.02672.X>
- Zabik, M. E., Booren, A., Zabik, M. J., Welch, R., & Humphrey, H. (1996). Pesticide residues, PCBs and PAHs in baked, charbroiled, salt boiled and smoked Great Lakes Lake trout. *Food Chemistry*, *55*(3), 231–239. [https://doi.org/10.1016/0308-8146\(95\)00115-8](https://doi.org/10.1016/0308-8146(95)00115-8)
- Zaragozá, A., Gier, Y., & Pérez, C. (n.d.). *Allocated zones for aquaculture - A guide for the establishment of coastal zones dedicated to aquaculture in the Mediterranean and the Black Sea*. Retrieved January 16, 2024, from <http://www.wipo.int/amc/en/mediation/rules>
- Zhang, S., Liu, J. 2 3, 1~~), ~, Shiqiang, W., Jixi, G., Dingyong, W., & Ke, Z. (2006). Impact of aquaculture on eutrophication in Changshou Reservoir\*. In *CHINESE JOURNAL OF GEOCHEMISTRY* (Vol. 25, Issue 1).

Zhu, W. D., Kong, Y. X., He, N. Y., Qiu, Z. G., & Lu, Z. G. (2023). Prediction and Analysis of Chlorophyll-a Concentration in the Western Waters of Hong Kong Based on BP Neural Network. *Sustainability* 2023, Vol. 15, Page 10441, 15(13), 10441.

<https://doi.org/10.3390/SU151310441>

Zorrilla, I., Chabrilón, M., Arijo, S., Díaz-Rosales, P., Martínez-Manzanares, E., Balebona, M. C., & Moriño, M. A. (2003). Bacteria recovered from diseased cultured gilthead sea bream (*Sparus aurata* L.) in southwestern Spain. *Aquaculture*, 218(1–4), 11–20.

[https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(02\)00309-5](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(02)00309-5)

1. Lo stato della pesca e dell'acquacoltura nei mari italiani", S. Cautadella & M. Spagnolo. 2011
2. L'ACQUACOLTURA NEL MEDITERRANEO ORIENTALE: GRECIA, TURCHIA E CIPRO, Dipartimento tematico delle Politiche strutturali e di coesione 2007.
- 3 Vallicoltura integrata, Gino Ravagnan 1992