



ISPRA

Istituto Superiore per la Protezione
e la Ricerca Ambientale



Sistema Nazionale
per la Protezione
dell'Ambiente

Esenzioni dalla *Ballast Water Management Convention*. Linee guida tecniche per la valutazione del rischio

MANUALI
E LINEE GUIDA

217/2026



Esenzioni dalla *Ballast Water Management Convention*. Linee guida tecniche per la valutazione del rischio

Informazioni legali

L'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA), insieme alle 21 Agenzie Regionali (ARPA) e Provinciali (APPA) per la protezione dell'ambiente, a partire dal 14 gennaio 2017 fa parte del Sistema Nazionale a rete per la Protezione dell'Ambiente (SNPA), istituito con la Legge 28 giugno 2016, n.132.

Le persone che agiscono per conto dell'Istituto non sono responsabili per l'uso che può essere fatto delle informazioni contenute in questa pubblicazione.

ISPRA - Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale
Via Vitaliano Brancati, 48 – 00144 Roma
www.isprambiente.gov.it

ISPRA, Manuali e Linee Guida 217/2026
ISBN 978-88-448-0422-0

Riproduzione autorizzata citando la fonte

Elaborazione grafica

Grafica di copertina: Sonia Poponessi - ISPRA – Area Comunicazione Ufficio Grafica
ISPRA – Area Comunicazione

Coordinamento pubblicazione online:

Ufficio Grafica
ISPRA – Area Comunicazione

Autori

Erika Magaletti, Cecilia Silvestri, Luca Castriota, Manuela Falautano, Silvia Livi, Giulietta Rak (ISPRA)

Francesca Garaventa (IAS-CNR)

Maria Cristina Angelici, (Istituto Superiore di Sanità - DAMSA)

Rossella Briancesco, Fulvio Ferrara, Giuseppina La Rosa, Daniela Mattei (Istituto Superiore di Sanità - CENSIA)

Tiziana Chieruzzi, Roberto Giangreco, Annalisa Patania, Paolo Gulia, Vincenzo Ventra, C.F. (CP) Mario Esposito Montefusco (MASE – DG-TBM)

Simona Rossi, Gianluca Vetrari (MASE - AT Sogesid)

S.T.V. (CP) Paolo Fedele, Lgt. Np Fabio Tasca (Reparto Ambientale Marino)

CF (CP) Antonino Scarpato, (Comando Generale delle Capitanerie di Porto)

Annamaria Cruciani, Francesca Lemmo (MIT - DGVPTM)

Con la collaborazione del tavolo Tecnico Ballast Water

Il documento è stato ampiamente e proficuamente rivisto e discusso dal “Tavolo Tecnico Ballast Water”, istituito dal Ministero dell'Ambiente e della Sicurezza Energetica - Direzione generale per la Tutela della Biodiversità e Mare con Decreto direttoriale prot. DEC/DPNM/0001919 del 30-01-2017, prot. DEC/DPNM/0006541 del 29/03/2018 e aggiornato con DEC/DTBM/ 0000752 del 17.12.2025 e così composto: Giuseppe Italiano (ex MATTM, coordinatore), Tiziana Chieruzzi (MASE), Roberto Giangreco (MASE), Annalisa Patania (MASE), Paolo Gulia (MASE), Vincenzo Ventra (MASE), C.F. (CP) Mario Esposito Montefusco (MASE),Domenico Impagliazzo (MIT), Annamaria Cruciani (MIT), Francesca Lemmo (MIT CF (CP) Antonino Scarpato, CC (CP) (Comando Generale delle Capitanerie di Porto), Alessandro Petri (MARICOGECAP), Aurelio Caligiore (MARICOGECAP), Gabriele Peschiulli (MARICOGECAP), Erika Magaletti (ISPRA), Cecilia Silvestri (ISPRA), Giulietta Rak (ISPRA), Maria Cristina Angelici (ISS), Rossella Briancesco (ISS), Fulvio Ferrara, Giuseppina La Rosa (ISS), Daniela Mattei (ISS), S.T.V. (CP) Paolo Fedele, Lgt. Np Fabio Tasca (Reparto Ambientale Marino) e Rossi Simona (Sogesid), Gianluca Vetrari (Sogesid).

Coordinamento editoriale del documento

Erika Magaletti, Eugenia Gentile (ISPRA)

Sommario

1	Introduzione: ambito e scopo delle Linee Guida	4
2	Definizioni	5
3	Principi generali e approccio alla valutazione del rischio	6
4	Criteri e procedure tecniche per la valutazione del rischio	8
4.1	Valutazione preliminare: rischio microbiologico	8
4.2	Valutazione del rischio per l'ambiente e le risorse	10
4.2.1	Valutazione del rischio sulla base della compatibilità ambientale	10
4.2.2	Valutazione del rischio specie - specifica	12
5	Raccolta di dati e informazioni per la valutazione del rischio	14
5.1	Monitoraggio dei porti per una valutazione del rischio	14
	Appendice A	15
A1.	Protocollo per il monitoraggio biologico	15
A.1.1	Frequenza e tempi di campionamento	15
A.1.2	Campionamento sul campo	15
A.1.3	Trattamento dei campioni e analisi	15
A2.	Protocollo per il monitoraggio dei parametri biotici e abiotici delle aree portuali	16
A.2.1	Siti di campionamento	16
A.2.2	Frequenza e tempistica del campionamento	18
A.2.3	Protocollo di campionamento per il benthos	18
A.2.4	Campionamento	20
A.2.5	Analisi dei campioni	22
A.2.6	Restituzione dei risultati	23
	Appendice B	24
	Lista specie target nei mari italiani	24

1 Introduzione: ambito e scopo delle Linee Guida

L'8 settembre 2017 è entrata in vigore a livello internazionale la *International Convention for the Control and Management of Ships' Ballast Waters and Sediments* (Londra, 2004), convenzione che detta norme globali per prevenire e minimizzare i rischi derivanti dal trasferimento da parte delle navi di organismi acquatici nocivi e di patogeni attraverso le operazioni ordinarie di gestione dell'acqua di zavorra. Nelle more della ratifica della convenzione da parte dell'Italia, su iniziativa del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (ora, Ministero dell'Ambiente e della Sicurezza Energetica) in collaborazione con il Ministero dei Trasporti e della Navigazione (ora, Ministero delle Infrastrutture e dei Trasporti), con il Comando Generale del Corpo delle capitanerie di porto – Guardia Costiera e con gli altri istituti nazionali di ricerca ISS e CNR, è stato avviato un lavoro di approfondimento tecnico per sostenere l'Amministrazione nella risposta alle molte sfide poste dall'attuazione dei nuovi e complessi obblighi internazionali. Tra gli aspetti da affrontare, è emerso come prioritario quello di un'attuazione uniforme e scientificamente fondata del regime internazionale delle esenzioni previsto dalla convenzione (Annesso, regola A-4).

La Ballast Water Management Convention (o Convenzione BWM) prevede infatti la possibilità di esentare nelle acque sotto la giurisdizione nazionale le navi di ogni bandiera che navighino fra porti o località prestabilite dal rispetto degli standard sullo scambio e sullo scarico dell'acqua di zavorra o dalle altre misure adottate ai sensi della convenzione stessa. Ai sensi della Convenzione BWM le esenzioni possono essere accordate per una durata massima di 5 anni per rotte che uniscono porti e località predeterminate - e sempre che non si realizzino mescolamenti con acqua di zavorra o sedimenti di provenienza diversa - solo dopo una valutazione del rischio che la specifica esenzione può rappresentare per la salute umana, l'ambiente, i beni o le risorse marine.

Grazie alla collaborazione tra ISPRA, ISS e CNR-IAS, su richiesta del Ministero dell'Ambiente e della Sicurezza Energetica sono stati raccolti ed elaborati in forma di linee guida le conoscenze e i principali elementi tecnici, metodologici e operativi utili ad esperire la valutazione del rischio che è alla base dell'adozione dei provvedimenti di esenzione. Le linee guida sono qui proposte con l'obiettivo di facilitare l'operatore intenzionato a richiedere l'esenzione nelle acque soggette alla giurisdizione italiana, nella conoscenza dei principali elementi tecnici che potrebbero essere valutati in relazione alla domanda di esenzione. I relativi contenuti sono stati discussi e adattati alle esigenze amministrative nell'ambito del Tavolo tecnico interministeriale ballast water istituito presso la Direzione generale per la Protezione della Natura del Ministero dell'Ambiente e della Sicurezza Energetica.

Le presenti linee guida tecniche sono in linea con gli orientamenti internazionali sulla materia - in particolare, con le Guidelines for risk assessment under Regulation A-4 of the BWM Convention (G7), adottate dall'International Maritime Organization (IMO) con Risoluzione MEPC. 289(71) del 7 luglio 2017 (d'ora in avanti linee guida G7) – dei quali hanno selezionato gli aspetti maggiormente rilevanti alla luce dello stato dell'ambiente nazionale e di quello delle conoscenze disponibili. Esse potranno essere riviste e/o aggiornate una volta che il quadro normativo di riferimento sarà completato o al fine di tenere conto delle esperienze maturate o della disponibilità di nuove informazioni o conoscenze scientifiche e tecniche.

2 Definizioni

Le presenti linee guida fanno riferimento alle seguenti definizioni, parte delle quali corrispondenti a quelle di cui alla Convenzione BWM e alle linee guida G7 dell'IMO:

"Acqua dolce": acqua con salinità inferiore a 0,5.

"Acqua marina": acqua con salinità superiore a 30.

"Large Marine Ecosystem" (LME): grandi regioni marine caratterizzate da distinta batimetria, idrografia, produttività e popolazioni troficamente dipendenti.

"Organismi Acquatici Nocivi e Patogeni" (OANP): organismi acquatici o agenti patogeni che, se introdotti in ambienti marini, estuarini o di acqua dolce, possono determinare pericoli per l'ambiente, la salute umana, la proprietà o le risorse, alterare la diversità biologica o interferire con altri usi legittimi di tali aree.

"Porto donatore": porto o località in cui l'acqua di zavorra viene caricata a bordo.

"Porto ricevente": porto o località in cui l'acqua di zavorra viene scaricata.

"Regione biogeografica": una vasta regione naturale definita da caratteristiche fisiografiche e biologiche comuni, all'interno della quale le specie animali e vegetali mostrano un elevato grado di similarità. Non vi sono delimitazioni nette all'interno di una regione biogeografia ma piuttosto zone di transizione più o meno chiaramente definite.

"Specie anadrome": specie che depongono le uova o che si riproducono in ambienti di acqua dolce, ma che trascorrono almeno parte della loro vita adulta in ambienti marini.

"Specie catadrome": specie che depongono le uova o che si riproducono in ambienti marini, ma che trascorrono almeno parte della loro vita adulta in ambienti di acqua dolce.

"Specie criptogeniche": specie di origine sconosciuta, ovvero specie per le quali non è noto se siano native di una regione o se vi siano state introdotte.

"Specie nativa": specie che si è originata ed evoluta nel territorio in cui si trova.

"Specie neonativa o in espansione di areale (RES)": qualsiasi specie che si è espansa oltre il suo areale nativo e che ora ha popolazioni stabilite la cui presenza è dovuta a cambiamenti indotti dall'uomo nell'ambiente biofisico, ma non come risultato di movimenti diretti da parte dell'uomo, intenzionali o non intenzionali, o alla creazione di corridoi di dispersione come canali, strade, oleodotti o tunnel.

"Specie non indigene" o *Non-Indigenous Species* (NIS): qualsiasi specie al di fuori del suo ambito nativo, trasportata intenzionalmente o accidentalmente dall'uomo.

"Specie non indigene invasive": specie non indigene la cui introduzione e/o diffusione minaccia la diversità biologica.

"Specie target": specie che possono danneggiare o che danneggiano la salute umana, l'ambiente, e/o l'economia, identificate come tali in uno specifico porto, Stato o regione biogeografica.

"Specie eurialine": specie in grado di tollerare un'ampia variazione di salinità.

"Specie euriterme": specie in grado di tollerare un'ampia variazione di temperatura.

3 Principi generali e approccio alla valutazione del rischio

Nell'effettuare la Valutazione del Rischio (VR) dovrebbero essere applicati i seguenti principi generali in modo da prendere in considerazione la probabilità e le possibili conseguenze dell'introduzione, dello stabilirsi e/o della diffusione di OANP nelle aree interessate:

1. Efficacia - la valutazione del rischio dovrebbe stimare i rischi nella misura necessaria a raggiungere un livello adeguato di protezione dell'ambiente, degli habitat, della biodiversità, della salute umana e degli altri usi legittimi del mare.
2. Trasparenza - il ragionamento e le evidenze alla base della VR e le relative aree di incertezza dovrebbero essere chiaramente documentati e resi disponibili all'Amministrazione per le conseguenti valutazioni.
3. Coerenza - la VR dovrebbe raggiungere un adeguato grado di rappresentatività garantita dal procedimento e dalla metodologia riportata nelle presenti linee guida.
4. Completezza - nel valutare i rischi conseguenti all'esenzione richiesta andrebbe considerato l'ampio spettro di interessi rilevato dalle presenti linee guida.
5. Gestione del rischio - mentre è possibile che esistano scenari di basso rischio, non è possibile che vi sia un rischio zero; pertanto, la valutazione dovrebbe descrivere e determinare il livello di rischio considerato accettabile nel caso specifico.
6. Principio precauzionale - la VR dovrebbe tenere conto del principio di precauzione, ovvero dell'incertezza, del livello di affidabilità e dell'eventuale inadeguatezza delle informazioni o conoscenze scientifiche. L'assenza o la carenza di informazioni disponibili o da acquisire dovrebbe essere considerata quale indicazione della presenza di un rischio potenziale non accettabile.
7. Basi scientifiche - la VR si dovrebbe basare sulle migliori informazioni disponibili, raccolte e analizzate utilizzando metodi scientifici.

Le presenti linee guida delineano un approccio alla VR (**Fig. 1**) che contempla quale valutazione preliminare quella del rischio microbiologico, considerandosi prioritario l'obiettivo della salvaguardia della salute umana. Pertanto, un basso rischio microbiologico è considerato come un prerequisito per poter proseguire con le successive valutazioni di natura ambientale.

Una volta verificata la presenza di un basso rischio microbiologico è possibile procedere con le valutazioni di natura ambientale. A queste si dovrebbero applicare, a seconda dei casi, le seguenti metodologie di valutazione del rischio, contemplate dalle linee guida G7 dell'IMO:

- i. valutazione del rischio sulla base della compatibilità ambientale, applicando una metodologia che si basa sul confronto delle condizioni ambientali tra i porti donatori e riceventi,
- ii. valutazione del rischio specie-specifica, applicando una metodologia che valuta la distribuzione e le caratteristiche di specie identificate quali specie target.

La metodologia della **valutazione del rischio sulla base della compatibilità ambientale** prende in esame le situazioni in cui le condizioni ambientali sono talmente diverse tra i porti donatori e riceventi considerati nella domanda di esenzione da rendere la sopravvivenza degli OANP improbabile.

La metodologia della **valutazione del rischio specie-specifica** prende in esame la presenza delle specie-target nel porto donatore e in quello ricevente.

Tali metodologie andranno applicate singolarmente o congiuntamente, secondo i criteri e le procedure di VR indicate nei paragrafi successivi e che discriminano tra scenari di "alto rischio", quindi non accettabili, e scenari di "basso rischio", accettabili.

Valutazione del rischio (VR): approccio e metodologie

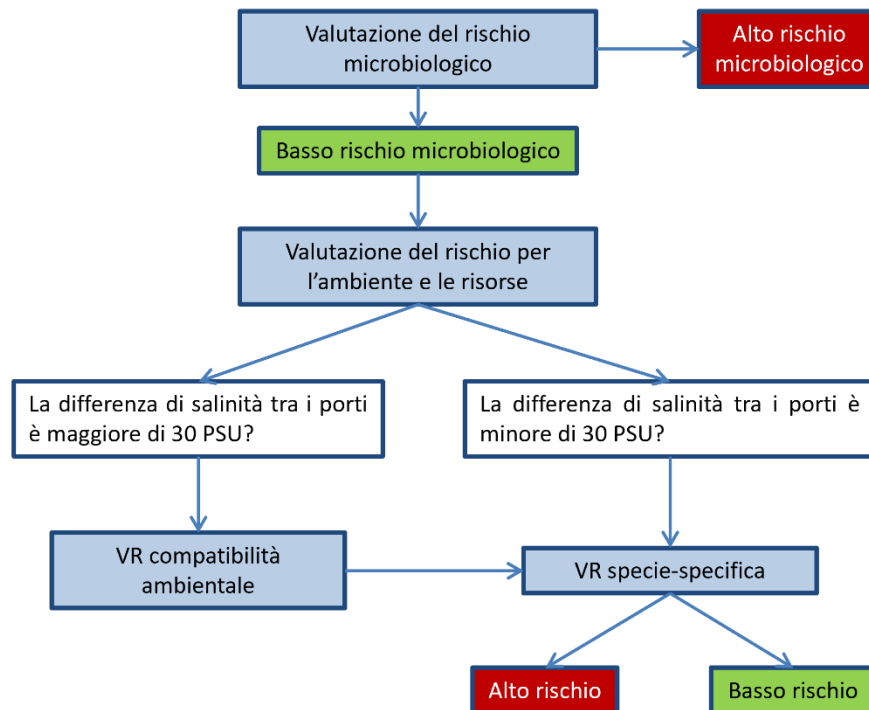


Fig. 1 - Approccio alla Valutazione del Rischio e metodologie applicabili

4 Criteri e procedure tecniche per la valutazione del rischio

I seguenti paragrafi descrivono dal punto di vista tecnico, i criteri e le procedure da seguire per realizzare la valutazione del rischio prevista come necessaria per presentare all'amministrazione una domanda di esenzione secondo la regola A-4 della Convenzione BWM.

4.1 Valutazione preliminare: rischio microbiologico

La valutazione del rischio microbiologico costituisce il prerequisito della valutazione complessiva del rischio. Essa dovrebbe essere effettuata in via preliminare applicando i criteri generali di seguito esposti. Tali criteri generali dovranno essere validati attraverso un anno di monitoraggio dei parametri microbiologici a cura degli operatori economici interessati all'esenzione. Tali criteri, inoltre, devono essere opportunamente integrati se la situazione di fatto lo richiede con requisiti sito-specifici che tengano conto di eventuali misure di prevenzione sanitaria/ambientale adottate localmente dalle autorità per particolari situazioni territoriali o comunque ritenute necessarie o opportune.

In generale, al fine di prevenire rischi sanitari nelle aree interessate da uno scarico di acqua di zavorra, la qualità microbiologica dell'acqua del porto ricevente non deve peggiorare a seguito dell'apporto di acque provenienti dal porto donatore, anche con riferimento al rischio di introduzione nel porto ricevente di tipologie diverse di microrganismi. In presenza di aree di balneazione situate nelle vicinanze (entro 1 miglio nautico dall'ingresso portuale del porto ricevente) la qualità microbiologica dell'acqua del porto donatore deve essere uguale o superiore a quella dell'area di balneazione limitrofa al porto ricevente. La VR deve condurre ad attestare l'assenza di peggioramenti.

Il confronto della qualità microbiologica dell'acqua tra i porti interessati si deve basare sul monitoraggio degli indicatori di contaminazione fecale, considerata quale alternativa praticabile alla ricerca diretta di tutti i microrganismi patogeni potenzialmente presenti nelle acque. La valutazione igienico-sanitaria delle acque attraverso microrganismi indicatori costituisce un approccio scientificamente consolidato e convenzionalmente adottato dalle normative di settore per la vigilanza sulla qualità delle acque destinate a diversi usi (ad es. acque di balneazione, potabili, destinate alla molluschicoltura, ecc.). Ciò in considerazione dell'impossibilità di disporre, per tutti i potenziali patogeni, di dati affidabili di presenza e concentrazione nelle acque, anche a causa delle difficoltà metodologiche connesse alla loro identificazione, ai tempi di risposta e alle risorse necessarie.

In considerazione del campo di applicazione delle linee guida, si è ritenuto opportuno fare riferimento agli indicatori di contaminazione fecale convenzionalmente adottati nella Direttiva n. 2006/7/CE¹ sulla qualità delle acque di balneazione, specificamente *Escherichia coli* ed enterococchi, il cui utilizzo consente un monitoraggio della qualità microbiologica adeguato agli scopi, praticabile ed estensivo nel tempo. In considerazione di quanto previsto dallo standard D-2 della Convenzione BWM, si ritiene opportuno integrare la valutazione del rischio microbiologico con la determinazione di *Vibrio cholerae* (O1 e O139), patogeno ampiamente distribuito nell'ambiente acquatico, per il quale sono disponibili diversi dati epidemiologici di esposizione e la cui presenza risulta difficilmente correlabile a quella degli indicatori di contaminazione fecale.

Pertanto, la valutazione del rischio microbiologico comprenderà i seguenti elementi:

- Confronto della classe di qualità, definita in base alla concentrazione degli indicatori microbiologici di contaminazione fecale, tra l'acqua del porto donatore e quella del porto ricevente. La classe di qualità del porto donatore deve essere almeno di qualità "sufficiente" e comunque non inferiore a quella del porto ricevente.
- Carica non rilevata su 100 mL dei sierotipi tossigeni di *Vibrio cholerae* (O1 e O139) nel porto donatore.

Le classi di qualità basate sugli indicatori microbiologici di contaminazione fecale (*E. coli* ed enterococchi) sono riportate nella **Tab. 1**.

¹ Direttiva 2006/7/CE del Parlamento europeo e del Consiglio, del 15 febbraio 2006, relativa alla gestione della qualità delle acque di balneazione e che abroga la direttiva 76/160/CEE.

Tab. 1 - Classi di qualità individuate nel D.lgs. 116/2008² (recepimento della Direttiva 2006/7/CE per le acque di balneazione) per le acque costiere e di transizione

Indicatori	Classi di qualità		
	Eccellente	Buona	Sufficiente
Escherichia coli UFC/100ml	≤ 250*	≤ 500*	≤ 500**
Enterococchi UFC/100ml	≤ 100*	≤ 200*	≤ 185**

*basato sulla valutazione del 95° percentile

**basato sulla valutazione del 90° percentile

È ritenuta “non sufficiente” acqua con valori di *E. coli* > 500** UFC/100 oppure con valori di enterococchi > 185** UFC/100 ml.

Ai fini della VR, la classe di qualità del porto donatore dovrebbe essere superiore o uguale a quella del porto ricevente. In ogni caso la qualità dell’acqua nel porto donatore dovrebbe essere almeno sufficiente, per tutelare dai rischi di trasporto di specie patogene nel porto ricevente. Nello specifico:

- Un porto ricevente con acque di qualità “non sufficiente” potrà ricevere acqua da un porto donatore con acque di qualità “sufficiente”, “buona” o “eccellente”.
- Un porto ricevente con acque di qualità “sufficiente” può ricevere acqua da un porto donatore con acque di qualità “sufficiente”, “buona” o “eccellente”.
- Un porto ricevente con acque di qualità “buona” può ricevere solo acqua proveniente da un porto donatore con acque di qualità “buona” o “eccellente”.
- Un porto ricevente con acque di qualità “eccellente” può ricevere solo acqua da un porto di pari qualità, ossia “eccellente”.

Qualora siano presenti aree di balneazione nelle vicinanze del porto ricevente (entro un miglio nautico dall’ingresso portuale), la classe di qualità microbiologica delle acque del porto donatore deve essere uguale o superiore a quella dell’area di balneazione adiacente al porto ricevente.

Infine, in accordo con quanto previsto dallo standard D-2 della Convenzione BWM e alla luce dei dati epidemiologici disponibili, si rende necessario che la VR accerti che nel porto donatore i sierotipi tossigeni di *Vibrio cholerae* (O1 e O139) abbiano concentrazioni inferiori a 1 ufc/100 ml. Lo schema decisionale descritto è schematizzato nella **Fig. 2**.

² Decreto Legislativo 30 maggio 2008 n. 116 Attuazione della direttiva 2006/7/CE relativa alla gestione della qualità delle acque di balneazione e abrogazione della direttiva 76/160/CEE.

Valutazione del rischio microbiologico

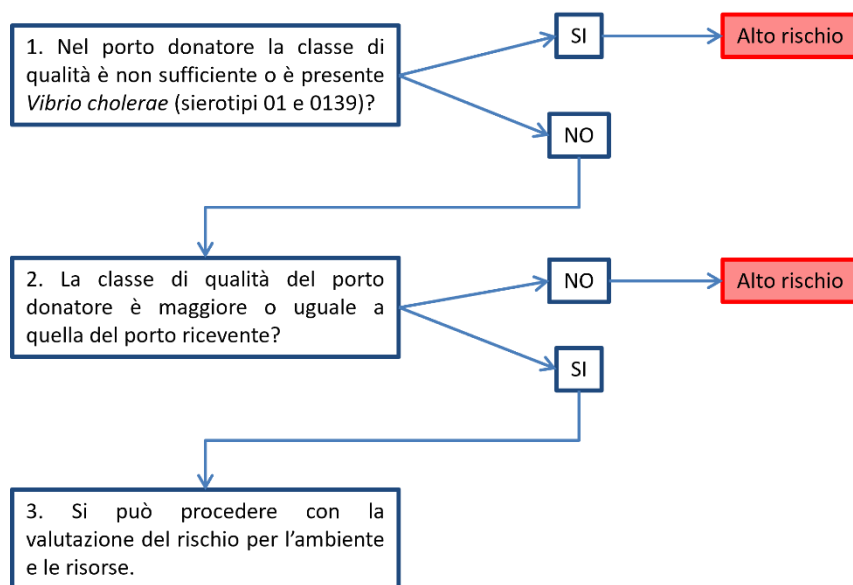


Fig. 2 - Schema decisionale per la valutazione preliminare del rischio: rischio microbiologico.

4.2 Valutazione del rischio per l'ambiente e le risorse

Se la valutazione (preliminare) microbiologica soddisfa le condizioni individuate nel paragrafo precedente, prefigurando uno scenario di rischio accettabile, sarà possibile procedere con la valutazione del rischio rappresentato dall'essenzone richiesta per l'ambiente marino e le sue risorse, incluse le ripercussioni sulla salute umana, attraverso l'applicazione delle procedure e metodologie individuate di seguito.

4.2.1 Valutazione del rischio sulla base della compatibilità ambientale

Al fine di valutare il rischio per l'ambiente e le risorse si dovrebbe applicare preliminarmente la metodologia basata sulla compatibilità ambientale, descritta di seguito.

La metodologia di VR sulla base della compatibilità ambientale confronta i valori dei parametri ambientali rilevati nel porto donatore con quelli del porto ricevente. Il risultato di tale confronto può essere utilizzato quale proxy del potenziale di sopravvivenza delle specie nel nuovo ambiente. Un alto grado di similarità ambientale tra il porto o la località in cui l'acqua di zavorra viene caricata e quella dove avviene lo scarico può indicare la probabile sopravvivenza e l'eventuale insediamento delle specie presenti nell'acqua di zavorra; viceversa, la presenza di differenze significative nelle condizioni ambientali tra i porti o le località può limitare il numero di specie in grado di sopravvivere ed eventualmente stabilirsi a seguito del loro trasferimento, rappresentando quindi uno scenario di basso rischio. Una eccezione a questo assunto generale è rappresentata dai casi in cui vengano trasferite specie altamente tolleranti alle variazioni di un determinato parametro ambientale ovvero le specie eurialine, nel caso della salinità, e le specie euriterme, nel caso di variazioni di temperatura.

Secondo la letteratura scientifica esistente (David e Gollasch, 2015³ e citazioni ivi incluse), maggiore è il numero di variabili incluse in una valutazione del rischio, meno trasparente e robusto diventa il relativo processo decisionale. Per questo la valutazione del rischio di compatibilità ambientale considera un parametro unico, quello della salinità, in quanto ritenuto il più affidabile. Infatti, valori 'simili' di salinità tra porto donatore e porto ricevente rendono elevata la probabilità che le specie trasportate nell'acqua di zavorra possano sopravvivere.

³ David M., Gollasch S. (eds.), 2015. Global Maritime Transport and Ballast Water Management, Invading Nature - Springer Series in Invasion Ecology 8, DOI 10.1007/978-94-017-9367-4_1

È necessario quindi preliminarmente verificare le condizioni di salinità dei porti (donatore e ricevente) per i quali è richiesta l'esenzione. La metodologia di valutazione della compatibilità ambientale si applica solo quando le differenze nei valori di salinità tra i porti siano superiori a 30, ossia quando un porto si trovi in acque marine con salinità > 30 e l'altro porto sia di acqua dolce con salinità $< 0,5$. Ove tale condizione non sia rispettata si dovrà procedere nella valutazione applicando la metodologia specie-specifica descritta al successivo paragrafo 4.2.2.

In ogni caso, alla valutazione della differenza tra porto donatore e porto ricevente in termini di salinità dovrà sempre seguire una valutazione della eventuale presenza di specie target nel porto donatore che siano in grado di tollerare ampie variazioni di salinità (specie eurialine o specie catadrome o anadrome). La procedura per la selezione delle specie target è descritta nella **Fig. 4**. Se, a seguito della ricognizione, verranno trovate specie target che siano anche specie eurialine o catadrome o anadrome, si dovrà procedere ad una valutazione del rischio per queste specie secondo la metodologia specie-specifica, così come descritta nel paragrafo 4.3.

La valutazione del rischio sulla base della compatibilità ambientale dovrà includere confronti stagionali di salinità, per ciascuno dei quali il requisito di basso rischio è soddisfatto quando la differenza tra i valori rilevati nei porti donatore e ricevente è maggiore di 30.

La valutazione del rischio sulla base della compatibilità ambientale è riportata in **Fig. 3**.

Valutazione del rischio (VR) sulla base della compatibilità ambientale

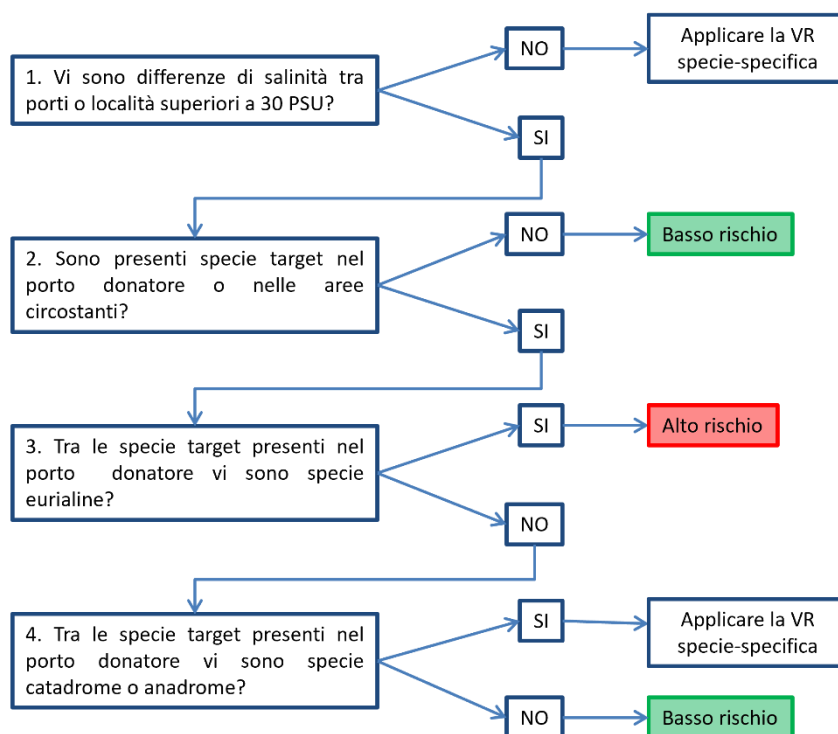


Fig. 3 - Schema decisionale per la valutazione del rischio sulla base della compatibilità ambientale

Qualora si verificano le condizioni di cui al punto 1 della **Fig. 3**, dovrebbe essere prodotto un elenco di specie target per il porto donatore, in base ai criteri di selezione riportati in **Fig. 3**. Per ciascuna specie target, dovrebbe essere eseguita una valutazione della tolleranza all'intervallo di salinità, in base ai dati di letteratura. Se una o più specie target è eurialina o catadroma o anadroma, si dovrà procedere ad una valutazione del rischio specie-specifica.

Uno scenario a basso rischio si verifica quando le differenze nei valori di salinità tra i porti sono maggiori di 30 e a) nessuna specie target viene rilevata nel porto donatore, o b) tutte le specie target rilevate nel porto donatore hanno basse tolleranze a grandi variazioni di salinità.

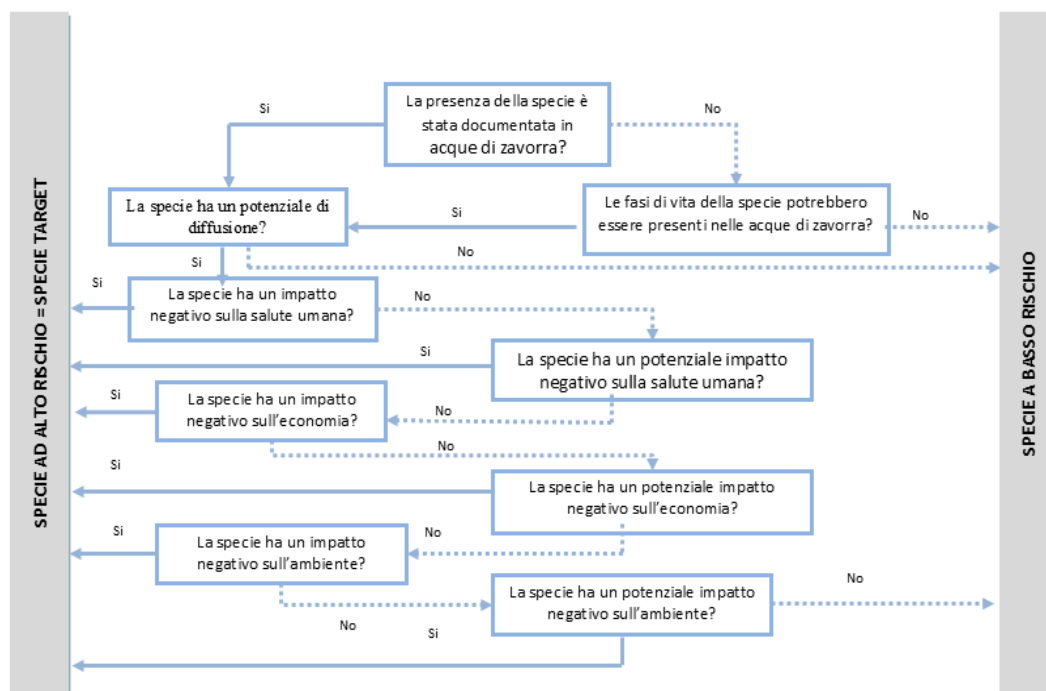


Fig. 4 -
Procedura per selezionare l'elenco delle specie target (Olenin et al. 2016⁴, modificato)

4.2.2 Valutazione del rischio specie - specifica

La valutazione del rischio specie-specifica si applica quando la valutazione del rischio microbiologico soddisfa i requisiti di cui al paragrafo 4.1 e la differenza di salinità tra i porti è minore di 30, oppure è maggiore di 30 ma nel porto donatore sono presenti specie anadrome e/o catadrome. Al fine di effettuare una valutazione del rischio specie-specifica, è necessario identificare sia per il porto donatore sia per il porto ricevente le specie target.

La procedura di identificazione delle specie target deve tenere in considerazione i seguenti aspetti (**Fig. 4**):

- i. la presenza della specie è stata documentata in acque di zavorra;
- ii. la presenza della specie non è stata documentata, ma una o più fasi del ciclo vitale della specie potrebbero essere presenti nelle acque di zavorra;

⁴ Olenin S., Ojaveer H., Minchin D., Boelens R., 2016. Assessing exemptions under the ballast water management convention: preclude the Trojan horse. Marine Pollution Bulletin 103, 84–92.

- iii. sulla base delle conoscenze dell'ecologia di base della specie, non si può escludere che essa abbia il potenziale per diffondersi in una data regione geografica;
- iv. la specie può determinare impatti negativi sulla salute umana e/o sull'ambiente e/o sull'economia del Paese del porto ricevente o di altri Stati potenzialmente interessati. È da considerarsi specie target anche un OANP nativo o una NIS o una specie criptogenica per i quali gli impatti siano noti e documentati o per i quali non si possano escludere potenziali impatti.

Uno scenario di basso rischio in una valutazione del rischio specie-specifica è rappresentato da **(Fig. 5)**:

- a) l'assenza di specie target nei porti, nelle aree circostanti e nell'acqua di zavorra della nave (cfr. Appendice B), o
- b) a presenza della stessa specie target in entrambi i porti, se la specie non è in condizioni di fioritura o di sviluppo di massa, o
- c) la presenza delle stesse specie target in entrambi i porti, se le specie non sono soggette a un programma di controllo/mitigazione/eradicazione.

Una condizione di fioritura o di sviluppo di massa di una determinata specie target si verifica quando la concentrazione della specie è superiore al 50% della concentrazione totale della comunità alla quale essa appartiene.

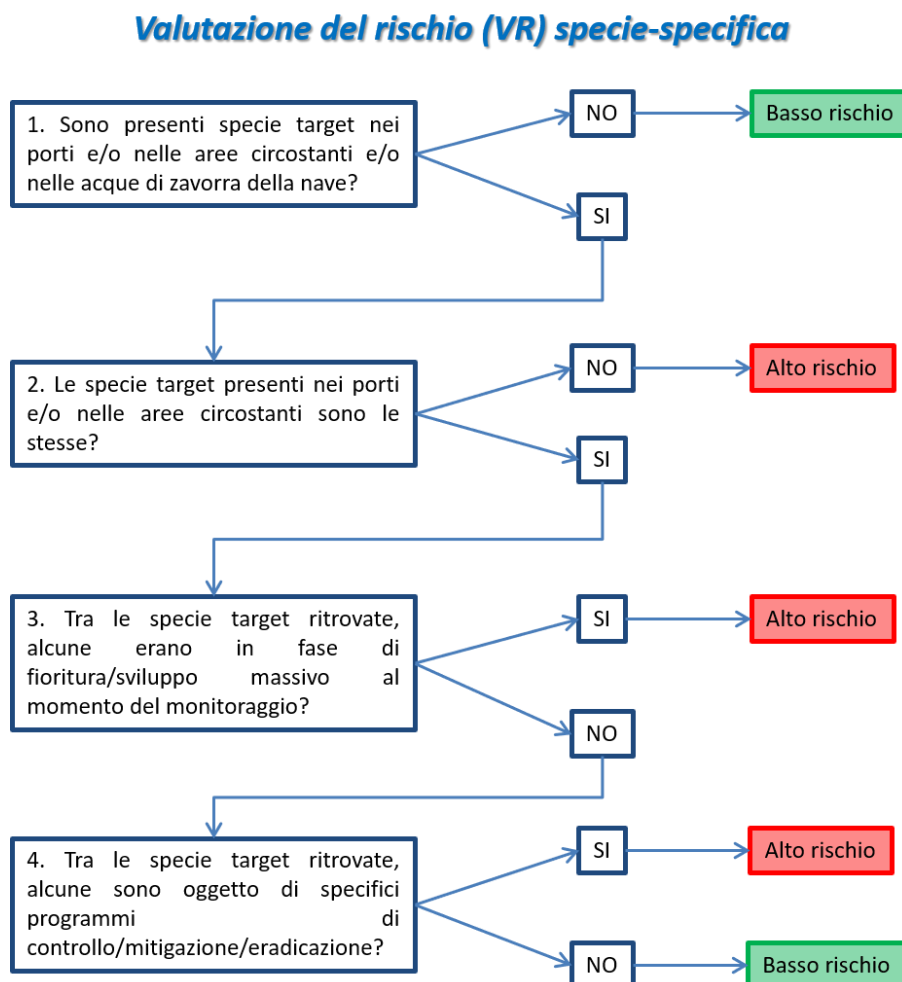


Fig. 5 - Schema decisionale per la valutazione del rischio specie-specifica

5 Raccolta di dati e informazioni per la valutazione del rischio

L'esecuzione della VR secondo le metodologie e modalità sopra descritte comporta l'acquisizione di dati e informazioni a livello di porto (donatore e ricevente) secondo le indicazioni sul monitoraggio di cui al paragrafo 5.1 e Appendice A.

Nell'applicare la VR specie-specifica è necessaria l'acquisizione di informazioni riguardanti l'acqua di zavorra della nave per la quale si richiede l'esenzione, che va campionata stagionalmente, ed è necessaria l'identificazione degli organismi a livello di specie.

Per l'identificazione di alcune specie sarà necessario integrare strumenti di identificazione tradizionali con strumenti molecolari, qualora disponibili.

Ulteriori specifiche dei monitoraggi necessari ad una VR tecnicamente adeguata sono riportate nei paragrafi che seguono.

5.1 Monitoraggio dei porti per una valutazione del rischio

Per la VR si dovrebbe prevedere la realizzazione di un piano di campionamento per ciascun porto interessato che tenga conto delle specificità degli stessi.

Il numero e la posizione delle stazioni di campionamento dovrebbero essere rappresentativi delle attività di movimentazione delle acque di zavorra delle navi. Le stazioni di campionamento dovrebbero essere non meno di 4 per porto.

La frequenza del monitoraggio dovrebbe essere almeno stagionale (ovvero minimo 4 volte l'anno) per gli organismi bentonici di fondo duro e di fondo mobile e bimestrale per la colonna d'acqua.

Il protocollo per il monitoraggio dei porti è riportato nell'Appendice A.

Il monitoraggio deve coprire un arco temporale di almeno 12 mesi.

Per l'indagine microbiologica devono essere analizzate le acque del porto donatore e del porto ricevente e devono essere ricercati indicatori microbiologici (*E. coli* ed enterococchi).

Nel solo porto donatore dovrebbero essere ricercati anche i sierotipi O1 e O139 di *V. cholerae* (Appendice A).

Appendice A

A1. Protocollo per il monitoraggio biologico

Nelle acque dei porti donatore e ricevente devono essere ricercati i seguenti indicatori microbiologici:

- *Escherichia coli*;
- enterococchi intestinali;

Nelle acque del solo porto donatore deve essere ricercato anche *V. cholerae* (O1 e O139).

A.1.1 Frequenza e tempi di campionamento

I campionamenti per l'analisi degli indicatori microbiologici e di *V. cholerae* devono essere effettuati nelle stazioni di campionamento (vedi par. 5.1) con cadenza almeno bimestrale.

A.1.2 Campionamento sul campo

Devono essere raccolti 1000 ml di acqua. Il campionamento deve seguire le norme descritte nella Direttiva europea relativa alla qualità delle acque di balneazione (Direttiva 2006/7/CE).

A.1.3 Trattamento dei campioni e analisi

L'analisi dei campioni deve seguire le norme descritte nella Direttiva europea per la balneazione 2006/7/CE.

Per gli indicatori microbiologici il metodo analitico suggerito è descritto nella medesima Direttiva ed è per *E. coli*:

- ISO 9308-1
- ISO 9308-3

e per gli enterococchi intestinali:

- ISO 7899-1
- ISO 7899-2

Il seguente metodo analitico è indicato per la determinazione di *V. cholerae* O1 e O139:

"Standard Analytical Protocol for *V. cholerae* O1 and O139 in Drinking Water and Surface Water", EPA 600/R-10/139⁵.

⁵ EPA 600/R-10/139, October 2010. Standard Analytical Protocol for *Vibrio cholera* O1 and O139 in Drinking Water and Surface Water.

A2. Protocollo per il monitoraggio dei parametri biotici e abiotici delle aree portuali

Dovrà essere predisposto un piano di campionamento corredato da tutte le informazioni necessarie a descrivere l'ambito portuale e l'area circostante (mappe, foto, esposizione al moto ondoso e correnti, batimetria, attività di navigazione, lavori di bonifica o dragaggio, ecc.).

Il piano di campionamento deve essere finalizzato a massimizzare la possibilità di campionare nelle aree/siti in cui possono essere presenti specie OANP introdotte dalle navi.

A.2.1 Siti di campionamento

Le condizioni idrodinamiche all'interno del porto e lo scambio idrico tra il porto e l'area circostante devono essere presi in considerazione quando si selezionano i siti di campionamento.

L'individuazione dei siti di campionamento deve essere tale da consentire di campionare le diverse tipologie di habitat (substrati sia mobili sia duri) presenti nell'area portuale, nonché i diversi tipi di habitat (o strutture) di colonizzazione appartenenti a ciascuna categoria (fondali marini, moli, frangiflutti, ecc.). Le seguenti aree ad alta priorità devono essere prese in considerazione nell'individuazione dei siti di campionamento (**Tab. A 1**).

Tab. A1- Aree ad alta priorità per l'individuazione dei siti di campionamento nelle zone portuali (da 1 a 3: molto elevata, elevata, media) (Hewitt and Martin, 2001⁶)

Area	Priorità
Ambito Portuale	
Ormeggi attivi	1
Moli inattivi/in disuso	1
Marcatori di canali	1
Ormeggi di nave rimorchiatore e pilota	1
Alaggio	1
Smaltimento di materiale dragato	2
Frangiflutti (per macroalghe)	3
Aree Adiacenti, esterne al porto	
Habitat naturali nelle vicinanze	2
Aree esposte, al largo	1
Ancoraggi	1

Numero siti di campionamento

Il numero di siti di campionamento richiesti per un'indagine adeguata dipenderà dalle dimensioni e dal tipo di porto e dai parametri biologici indagati. Come requisito minimo, devono essere selezionati almeno quattro siti di campionamento per ciascun parametro biologico per porto.

Parametri abiotici

In ciascun sito di campionamento devono essere acquisiti dati di temperatura, salinità e trasparenza.

Per determinare l'ubicazione delle stazioni e la frequenza di misurazione della salinità, dovranno essere presi in considerazione i seguenti elementi:

- stratificazione lungo la colonna d'acqua,
- distanza da corpi idrici di acqua dolce/marini,
- influenze mareali o antropiche sul regime di salinità,
- apporti stagionali di acqua dolce.

⁶ Hewitt, C.L. and Martin, R.B. 2001. Revised protocols for baseline port surveys for introduced marine species: survey design, sampling protocols and specimen handling, CRIMP Technical Report Number 22, Centre for Research on Introduced Marine Pests - CSIRO Marine Research, Hobart.

I valori di superficie e di fondo sono necessari per determinare l'intero range di condizioni ambientali al quale una specie potenzialmente invasiva può essere sottoposta (ad esempio acque superficiali a bassa salinità che consentono l'invasione di una specie di acqua dolce). I profili di salinità lungo la colonna d'acqua non saranno necessari se i dati disponibili indicano che le acque sono ben miscelate durante tutto l'anno.

In porti con forti maree o correnti, le variazioni temporali della salinità andranno determinate su un ciclo di marea.

Nelle zone con variazioni stagionali o di profondità, la salinità dovrà essere determinata su base stagionale e/o essere rappresentativa delle diverse profondità.

Al fine di garantire una caratterizzazione delle condizioni ambientali nei porti, è necessario inoltre misurare le concentrazioni di nutrienti, ossigeno e clorofilla 'a'. Campioni di sedimento devono essere prelevati per l'analisi della granulometria e del contenuto organico, necessaria a caratterizzare gli habitat associati alle specie di epifauna o infauna introdotte.

Parametri biotici

Devono essere campionati i seguenti gruppi di organismi:

- Batteri umani patogeni e indicatori microbiologici (v. sezione A1.)
- Plancton (fitoplancton, zooplancton, ittioplancton)
- Cisti di dinoflagellate
- Epifauna mobile e comunità ittica
- Flora e fauna bentonica (alghe, fanerogame, organismi animali)

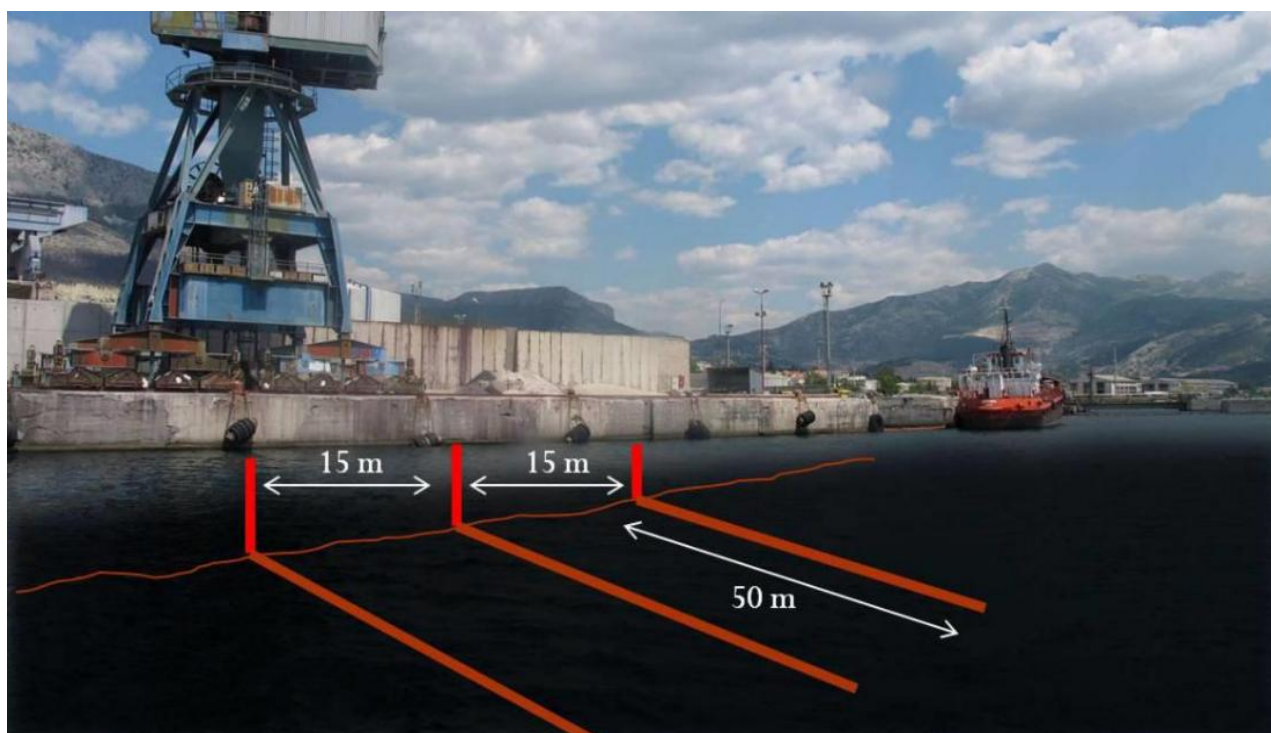


Fig. A 1 - Devono essere individuati tre transetti per ciascun sito di campionamento. I transetti devono trovarsi a una distanza di circa 10-15 m. Sono costituiti da un segmento verticale su fondo duro e un segmento orizzontale, generalmente su fondo mobile, lungo 50 m.

A.2.2 Frequenza e tempistica del campionamento

In considerazione delle variazioni stagionali di abbondanza e distribuzione degli organismi marini e dei diversi cicli vitali, il campionamento deve essere eseguito con frequenza almeno stagionale per le cisti di dinoflagellati e per l'epibenthos. Le comunità planctoniche devono essere campionate con frequenza almeno bimestrale.

A.2.3 Protocollo di campionamento per il benthos

Per ogni porto devono essere individuati almeno quattro siti di campionamento. Per ciascun sito di campionamento, vengono selezionati tre transetti per prelevare una serie di campioni verticali (fondo duro) e orizzontali (solitamente su fondo mobile) (**Fig. A 1**). Il primo transetto deve trovarsi ad almeno 10 m dalla fine dell'ormeggio e i successivi transetti a una distanza di 10-15 m. Per un'esecuzione ottimale della procedura, sono necessari due subacquei e un assistente su una piccola imbarcazione di supporto.

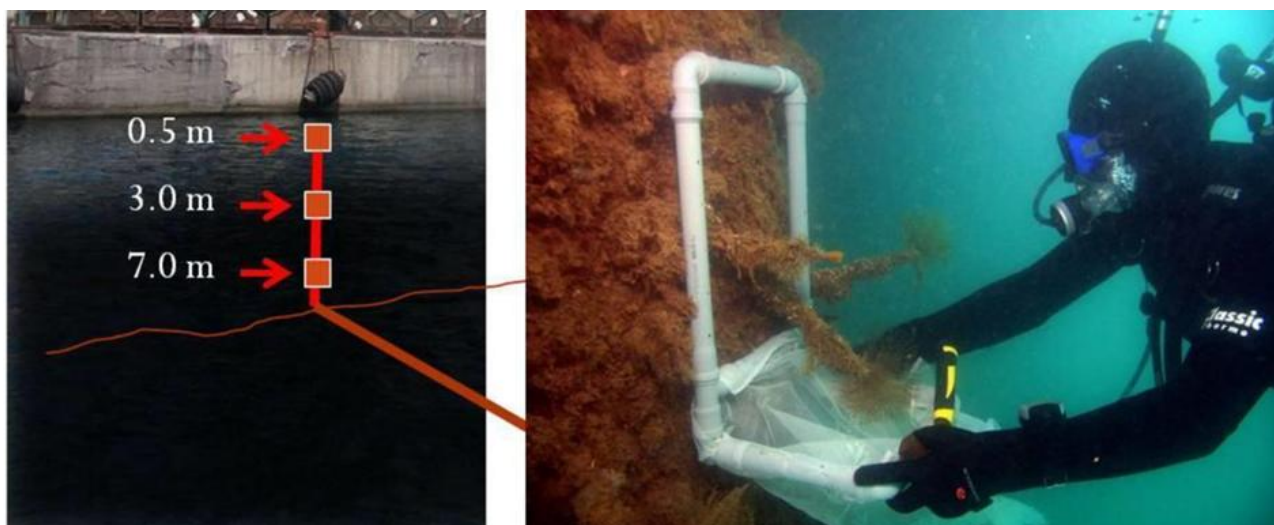


Fig. A 2 - Ad ogni profondità (indicativamente a 0,5, 3 e 7 m), è necessario raccogliere un campione di fondo duro utilizzando un rettangolo di campionamento (0,25 m x 0,4 m) provvisto di sacchetto a rete (rete da 1,0 mm).

Transetti verticali

Lungo il transetto verticale il campionamento deve essere effettuato a 3 diverse quote, indicativamente a 0,5 m, 3,0 m, e 7,0 m di profondità, utilizzando un 'rettangolo di campionamento' di dimensioni pari a 0,25 m x 0,4 m provvisto di sacchetto a rete (maglia della rete di 1,0 mm). La profondità di campionamento può essere personalizzata in base alla profondità specifica del molo.

Il rettangolo di campionamento può essere facilmente realizzato con tubi e reti in plastica per uso commerciale (**Fig. A 2**). Il subacqueo posiziona il rettangolo di campionamento sul substrato con una mano e stacca il biota con l'altra mano usando uno scalpello con la testa piatta (**Fig. A 3**) avendo cura di far cadere tutto il materiale all'interno del retino.



Fig. A 3 - Attività di campionamento subacqueo con scalpello e rettangolo di campionamento.

Ulteriori campioni casuali devono essere raccolti intorno ai siti di campionamento e posti in sacchetti separati. I tre rettangoli di campionamento possono essere appesi a una corda fatta scendere dalla barca a diverse profondità (opzione migliore) ovvero un subacqueo può consegnare un quadrato di campionamento completo all'aiutante sull'imbarcazione. L'aiutante scarica il campione in un secchio e restituisce il rettangolo di campionamento al sub. Prima di rimuovere gli organismi, il campione deve essere fotografato. Altre fotografie devono essere scattate nell'area circostante per rilevare quante più specie e comunità di fouling possibili.

Transetti orizzontali

Le indagini devono anche essere effettuate su 3 transetti orizzontali lunghi 50 m. Un subacqueo porta sul fondo un carotatore ($\varnothing = 18$ cm, $h = 30$ cm) e due sacchi a rete (maglia da 1 mm) insieme a una corda (metro) che serve a misurare il transetto di 50 m perpendicolare al molo. Il secondo sub lo segue, scatta fotografi sul fondo o di singole specie e raccoglie campioni se necessario.

A 50 m dal transetto verticale (**Fig. A 4**), deve essere prelevata una carota (in 3 repliche) e il campione viene trasferito nel sacco a rete, che deve essere delicatamente agitato per far uscire il sedimento.

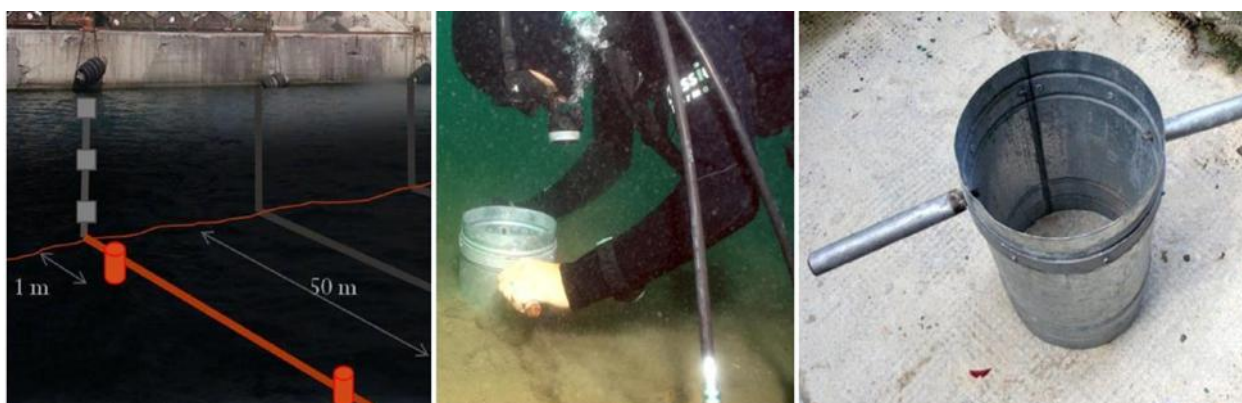


Fig. A 4 - Campionamento di infauna su transetto orizzontale utilizzando un carotiere a mano ($\varnothing = 18$ cm, $h = 30$ cm).

I subacquei ritornano poi verso la base del transetto ed effettuano un ulteriore campionamento a 1 m di distanza dal transetto verticale. Poi risalgono e conferiscono il campione alla barca. Subacquei ed imbarcazione si spostano poi al transetto successivo.

Il totale dei campioni per ciascun sito di fondo duro (tre transetti verticali) sarà quindi pari a 9 campioni: 3 campioni a 1,5 m di profondità, 3 campioni a 3 m di profondità, 3 campioni a 7 m di profondità.

Il totale dei campioni su fondo mobile (3 transetti orizzontali) sarà pari a 6 carote: 1 campione 'interno' (a distanza di 1 m dal transetto verticale) e 1 campione 'esterno' (a distanza di 50 m dal transetto verticale) per ciascun transetto.

Ulteriori campioni casuali possono essere prelevati nell'intorno dei transetti su fondo mobile.

È necessario fornire una documentazione fotografica delle aree campionate e delle aree adiacenti.

I tempi stimati per ciascun sito di campionamento (3 transetti) sono di circa 60-90 min.

I subacquei ritornano poi verso la base del transetto ed effettuano un ulteriore campionamento a 1 m di distanza dal transetto verticale. Poi risalgono e conferiscono il campione alla barca. Subacquei ed imbarcazione si spostano poi al transetto successivo.

A.2.4 Campionamento

Dati ambientali

La posizione GPS di ciascun sito di campionamento deve essere registrata utilizzando il sistema di coordinate WGS84. La temperatura e la salinità nelle stazioni di campionamento devono essere misurate mediante sonda CTD o data logger subacqueo. La trasparenza dell'acqua deve essere misurata usando un disco Secchi.

Fitoplancton

I campioni devono essere raccolti utilizzando retini da fitoplancton con maglia da 20 µm per concentrare il campione per l'analisi qualitativa e semi-quantitativa su una scala 1-5 (1 = raro, 5 = molto abbondante). Devono essere effettuate in ogni sito almeno una retinata verticale e più retinate orizzontali a circa 2 m sotto la superficie alla velocità di circa 0,30 m s⁻¹. Per l'analisi quantitativa, è possibile campionare con un secchio o una bottiglia Niskin. I campioni devono essere fissati e possono essere analizzati secondo il metodo di Utermöhl (Utermöhl, 1958⁷) o altri metodi, anche molecolari, necessari all'identificazione a livello di specie.

Zooplancton

Per il campionamento dello zooplancton si devono utilizzare retini da zooplancton con una maglia appropriata per l'area (da 200 µm o più piccola se applicabile). Le dimensioni della maglia dipendono dalla gamma di dimensioni dello zooplancton nell'area e devono essere riportate insieme ai dati. È necessario raccogliere un solo campione in ciascuna stazione per garantire un campionamento adeguato. La velocità di traino deve essere regolata a circa 1 m s⁻¹ e la rete deve essere fermata a 1 m sopra il fondo.

Ittioplancton

I campioni di ittioplancton devono essere prelevati con reti verticali con maglia da 300 µm. Devono essere condotte tre calate verticali, distanziate di 10-15 m, per garantire una dimensione campionaria qualitativamente e quantitativamente adeguata.

Cisti di dinoflagellati

Il sedimento superficiale per la determinazione delle cisti di dinoflagellati deve essere raccolto per mezzo di un carotatore di gravità come il *Phleger courier* o utilizzando un operatore subacqueo. I campioni possono essere raccolti anche usando la benna van Veen da cui vengono prelevate le carote. Per ogni stazione devono essere prelevate almeno due repliche. Le aree dragate di recente devono essere evitate. Se non deve essere eseguita la germinazione delle cisti, il campione deve essere fissato con fissativi idonei e analizzato il prima possibile per evitare cambiamenti nella composizione (rapporto tra cisti vive e cisti vuote) (Matsuoka e Fukuyo, 2000⁸).

Epifauna mobile e comunità ittica

L'epifauna mobile, come granchi, pesci e gamberetti, deve essere campionata in ogni sito usando gabbie. Le gabbie sono dispositivi selettivi e pertanto forniscono solo misure relative dell'abbondanza delle specie. Si deve

⁷ Utermöhl, H. 1958. Zur Vollkommenheit der quantitativen phytoplankton-methodik. Mitteilung Internationale Vereinigung Für Theoretische und Angewandte Limnologie, 9, 39 p.

⁸ Matsuoka and Fukuyo, 2000. K. Matsuoka, Y. Fukuyo. Technical guide for modern dinoflagellate cyst study. WESTPAC-HAB/WESTPAC/IOC, Japan Soc. Promotion Sci (2000)

prestare attenzione a posizionare le gabbie su tutti i substrati disponibili, inclusi fango, sabbia e substrati rocciosi; esse devono essere legate saldamente a pontili o altre strutture. Sono richieste almeno 3 gabbie in ciascun sito, da mantenere in loco per almeno 48 ore. Gli organismi catturati devono essere mantenuti al fresco e, successivamente in laboratorio, identificati a livello di specie, misurati, pesati e conservati. I pesci e gli invertebrati più grandi possono essere congelati, mentre gli invertebrati più piccoli possono essere conservati con idonei fissativi. Una indagine visiva utilizzando apparecchiature video, deve essere eseguita in ciascun sito. I subacquei devono spostarsi lungo transetti di 10 m a diverse profondità che vanno da 0 m al fondo, per registrare la presenza e il numero di eventuali specie ittiche, compresi eventuali taxa non indigeni. Le indagini devono essere eseguite su substrati rigidi, prendendo nota della torbidità dell'acqua e delle caratteristiche del fondo. Il campionamento dovrebbe effettuarsi contemplando tre posizioni casuali all'interno di ciascun porto e tre transetti replicati (allocati casualmente all'interno di ciascuna posizione) per un numero minimo di 9 transetti/porto. I tramagli dovrebbero essere utilizzati per campionare i pesci costieri. Le caratteristiche tecniche delle reti (dimensione delle maglie, altezza, ecc.) dovrebbero essere scelte sulla base del giudizio esperto per ciascun sito di campionamento.

Flora e fauna lungo i transetti verticali

Il protocollo di campionamento per il benthos di fondo duro è riportato nel paragrafo A.2.4.

Tre superfici di campionamento devono essere raschiate sul fondo rigido verticale, ovvero una superficie di campionamento per ciascuna profondità selezionata su ciascun transetto. La distribuzione dei campioni in base alla profondità può essere personalizzata in base alle specifiche profondità del pontile e alle condizioni idromorfologiche dell'area. I campioni devono essere raccolti e tenuti refrigerati sul ghiaccio o trasportati immediatamente in laboratorio per la successiva analisi. Se necessario, campioni specifici di organismi animali possono essere conservati direttamente in alcool al 90% o narcotizzati con una soluzione isotonica di magnesio o mentolo per almeno un'ora prima della conservazione in formalina, tali operazioni devono avvenire, a seconda dei casi, entro 8 ore dalla raccolta.

I campioni raschiati devono essere conservati nella loro interezza in un barattolo e inviati al laboratorio per il "sorting" di flora e fauna. Esperti tassonomi separeranno la componente animale da quella vegetale ed effettueranno il riconoscimento delle specie. Una volta che lo smistamento e la stima della copertura della componente macroalgale sono stati condotti in laboratorio, le specie devono essere pressate in carta da erbario e le specie incrostanti dovrebbero essere conservate in formalina al 4%, al fine di creare un "archivio" delle alghe identificate.

In caso di visibilità molto bassa o di altri eventuali problemi di sicurezza, è possibile utilizzare altri metodi, se debitamente giustificati.

Flora e fauna lungo i transetti orizzontali

Per il campionamento dell'infauna lungo i transetti orizzontali di 50 m si veda il paragrafo A.2.4.

Devono essere prelevati 6 campioni in ciascun sito, lungo tre transetti orizzontali, situati ad almeno 15 m di distanza l'uno dall'altro. In ogni transetto devono essere prelevate a mano due carote: una a 50 m dal transetto verticale e una a 1 m dal transetto verticale. Le ricerche vive per localizzare e raccogliere la flora e la fauna macroscopica non indigene devono essere intraprese lungo lo stesso transetto. In aggiunta, il transetto deve essere registrato tramite video e fotografato. Una stima approssimativa dell'abbondanza degli organismi può essere effettuata direttamente sul campo valutando la copertura percentuale. Se la visibilità è inferiore a 1 m, è improbabile che le ricerche vive e le registrazioni video dei transetti siano praticabili. In questi casi, alcuni campioni casuali devono essere prelevati utilizzando una benna van Veen nell'area portuale secondo un disegno stratificato, al fine di verificare una possibile colonizzazione del fondo mobile. In caso di scarico di acqua di zavorra noto nel sito, possono essere prelevati campioni bentonici supplementari. Un campione soddisfacente di sedimento richiede una penetrazione della benna di almeno 10 cm nel sedimento.

Tab. A 1 - Protocollo di campionamento (tratto dal protocollo CRIMP di Hewitt e Martin 2001, modificato).

Taxa campionato	Metodo	Habitat			
		Fondi mobili	Fondi duri	Macroalghe	Plancton
Cisti dinoflagellati	Small core (2,5 diam.)	X			
Infauna	Large core (18 cm diam.)	X		X	
Fitoplancton	Medium core (4,6 cm diam.) per la meiofauna				X
Zooplancton	Plankton net (20 µm)				X
Ittioplancton	Plankton net (200 µm o inferiore)				X
Epifauna vagile	Plankton net (300 µm)	X	X	X	X
Macrobiota	Trappole	X	X	X	
Organismi sedentari	Visual survey		X		

Le stazioni per il campionamento della meiofauna (38 µm -1 cm) sono le stesse descritte per l'infauna bentonica.

Se possibile, i campioni di meiofauna vengono prelevati dai subacquei. Tuttavia, se l'immersione non è possibile, può essere utilizzato un carotatore a gravità dalla imbarcazione.

I campioni devono essere prelevati almeno in tre repliche, per tener conto della distribuzione irregolare della meiofauna.

Gli animali vengono recuperati dal sedimento con centrifugazione in acqua distillata Levasil®- densità specifica (densità specifica = 1,17 g/cm³). La fauna deve essere conservata in etanolo al 70% o in formalina tamponata al 4%.

A.2.5 Analisi dei campioni

Tutti i taxa devono essere identificati e le specie non indigene e native nocive devono essere identificate a livello di specie. L'abbondanza delle specie deve essere riportata come numero di individui per unità di volume o di peso del sedimento. Se i dati sull'abbondanza non sono disponibili, l'abbondanza può essere stimata utilizzando una scala da 1 a 5 (1 = raro, 5 = molto abbondante) o una scala percentuale.

L'abbondanza delle macroalghe native e non native deve essere riportata in percentuale di copertura su 400 cm². Se viene rilevata una presenza molto abbondante e stratificata di specie invasive, i valori di abbondanza devono essere espressi come biomassa in peso secco (g.p.s. m⁻²).

L'analisi del campione e l'identificazione delle specie fitoplanctoniche devono essere condotte in laboratorio secondo i metodi standardizzati e le migliori pratiche di laboratorio. Al fine di garantire l'identificazione a livello di specie, le analisi molecolari e la microscopia elettronica devono essere utilizzate in aggiunta alle analisi convenzionali mediante microscopia ottica qualora sia necessario.

Per le indagini sulle cisti di dinoflagellati, la pulizia e la concentrazione delle cisti dai campioni di sedimento dovrebbero essere eseguite mediante procedura di setacciatura o metodo palinologico (Matsuoka e Fukuyo, 2000). Al fine di identificare le specie, potrebbe essere necessario eseguire la germinazione delle cisti.

L'identificazione delle specie di epifauna mobile dovrebbe essere effettuata su campioni conservati e/o fotografie.

I campioni derivanti dal raschiamento di substrati duri dovrebbero essere analizzati qualitativamente da esperti tassonomi. L'elenco dei taxa osservati e, se possibile, la loro copertura e la biomassa secca per unità di superficie devono essere riportati.

Per le macroalghe, in laboratorio devono essere ricostruiti i tre quadratini di campionamento raschiati e deve essere determinata la composizione delle specie e l'abbondanza di tutte le macroalghe (native e non native); l'abbondanza deve essere valutata come proiezione ortogonale di ogni specie ed espressa come copertura percentuale della superficie quadrata di 400 cm² (Boudouresque, 1971⁹). Nel caso di specie che mostrano una percentuale di copertura <1%, l'abbondanza può essere considerata trascurabile e le specie elencate solo come

⁹ Boudouresque, Charles. (1971). Méthodes d'étude qualitative et quantitative du benthos (en particulier du phytobenthos). Tethys. 3. 79-104

una presenza. In alternativa, la copertura percentuale dei taxa macroalgali può essere valutata mediante analisi di campioni fotografici utilizzando i programmi di elaborazione delle immagini. Tuttavia, a causa del basso potere di rilevazione della tecnica del censimento visivo (il livello di specie è spesso non riconoscibile nei campioni fotografici), questo tipo di analisi dovrebbe essere sempre supportato dall'analisi distruttiva del campione, al fine di collegare l'identificazione di una specie nel campione distruttivo con la percentuale di copertura osservata nei campioni fotografici.

Campioni fotografici devono anche essere usati per dare una stima approssimativa dell'abbondanza di alghe NIS trovate su fondo mobile.

A.2.6 Restituzione dei risultati

L'elenco dei taxa registrati attraverso eventuali studi condotti in precedenza nei porti e nelle aree adiacenti dovrebbe essere incluso nei risultati delle indagini portuali. I risultati verranno riportati in formato di report standard e schede dati. Le schede tecniche devono essere organizzate come una matrice che riporti, per ciascun porto, l'elenco delle specie rilevate.

Format del report standard

1. Riepilogo dei risultati
2. Introduzione
3. Obiettivi
4. Descrizione dei porti
 - 4.1. Caratteristiche generali
 - 4.2. Condizioni ambientali e climatologiche
 - 4.3. Condizioni idrodinamiche
 - 4.4. Attività di navigazione
 - 4.5. Sviluppo e manutenzione dei porti
5. Metodi
6. Risultati
 - 6.1. Ambiente portuale
 - 6.2. Biota nativo
 - 6.3. Specie non indigene
 - 6.4. Specie criptogeniche
7. Analisi del rischio
8. Riferimenti bibliografici

Appendice B

Lista specie target nei mari italiani

La lista delle specie target nei mari italiani per le sottoregioni della Direttiva 2008/56/EC è consultabile al seguente link: [Lista Specie Target](#)

