



UNIVERSITÀ POLITECNICA DELLE MARCHE
Dipartimento. Scienze della Vita e dell'Ambiente

Corso di Laurea Magistrale in

RISCHIO AMBIENTALE E PROTEZIONE CIVILE

Evoluzione della normativa per la caratterizzazione dei
sedimenti portuali soggetti alle attività di movimentazione:
dal manuale APAT-ICRAM al DM 173/16

Progress of criteria for quality classification of harbour
dredged sediments: from APAT-ICRAM guidelines to DM
173/16

Laureando

Maurizio Muntone

Relatore

Prof. Francesco Regoli

Correlatore

Dott. Giuseppe d'Errico

Sessione estiva

Anno Accademico 2020-2021

Dedica

Ringrazio soprattutto la mia famiglia per avermi sostenuto in questo percorso.

Ringrazio i miei amici, sono sempre stato supportato da loro.

Voglio ringraziare il relatore Francesco Regoli, per avermi dato la possibilità di svolgere questa tesi, ma soprattutto il mio correlatore Giuseppe D'Errico per avermi aiutato in ogni modo, per la sua disponibilità, spesso soffermandosi più del dovuto.

E come non succede di solito, stavolta voglio fare i complimenti a me stesso, ci ho creduto, con tutte le mie forze, nonostante tutto ciò che è accaduto in questi 2 anni...

Ho imparato a credere in me stesso, e credendoci, è possibile raggiungere qualsiasi obiettivo!!

INDICE

1. Introduzione	6
1.1. Gestione sedimenti portuali	6
1.2. Generalità sui criteri di classificazione della qualità dei sedimenti marini	9
1.3. Analisi di rischio ecologico (ERA)	12
1.4. Modelli WOE per la valutazione del rischio ecologico	19
1.4.1. Il modello Sediment Quality Triad (SQT)	20
1.4.2. Il modello Sediqualsoft	22
1.5. Normativa sul dragaggio e sulla caratterizzazione dei sedimenti marini	24
Scopo della tesi	44
2. Materiali e Metodi	46
2.1. Caso studio: Porto di Trapani	46
2.2. Applicazione dei criteri di integrazione ponderata per l'elaborazione dei dati chimici ed ecotossicologici e la valutazione della Classe di Qualità in accordo al D.M. 173/2016	50
2.2.1. Criteri di integrazione ponderata per l'elaborazione dei dati chimici e la definizione dell'indice di pericolo chimico dei sedimenti	50

2.2.2. Criteri di integrazione ponderata per l'elaborazione dei dati ecotossicologici e la definizione dell'indice di pericolo ecotossicologico dei sedimenti	54
2.2.3. Classificazione ponderata di qualità dei sedimenti	59
2.3. Confronto tra il sistema di valutazione previsto dal Manuale APAT-ICRAM (2007) e l'applicazione dei criteri di integrazione ponderata dell'Allegato Tecnico (DM 173/16)	60
2.3.1. Elaborazione dei dati chimici	60
2.3.2. Elaborazione delle analisi ecotossicologiche e attribuzione del giudizio di tossicità	63
2.4. Confronto dei due approcci per l'attribuzione della Classe di Qualità ai sedimenti del Porto di Trapani	67
3. Risultati e discussioni	69
3.1. Classificazione del pericolo chimico dei sedimenti del Porto di Trapani in accordo con il Manuale APAT-ICRAM del 2007 e il Decreto Ministeriale 173/2016	69
3.2. Classificazione del pericolo ecotossicologico dei sedimenti del Porto di Trapani secondo il Manuale APAT-ICRAM del 2007 e il DM 173/2016	81

3.3. Classe di qualità del materiale da escavo secondo la classificazione del Manuale APAT-ICRAM (2007) e la classificazione dell'approccio di integrazione ponderata (DM 173/2016)	91
4. Conclusioni	101
5. Bibliografia	103

1. Introduzione

1.1 Gestione sedimenti portuali

Le aree costiere sono sempre di più caratterizzate da un forte aumento dell'antropizzazione che determina nella maggior parte dei casi un peggioramento della qualità ambientale. Tra queste ci sono le aree portuali che nel nostro paese rappresentano una grande importanza strategica ed economica, ma allo stesso tempo sono sottoposte a enormi fattori di stress antropico dovuti principalmente alle attività di trasporto, carico merci, manutenzioni, perdite accidentali di sostanze inquinanti e rilascio di acque di zavorra. L'inquinamento è causato anche da attività non direttamente riconducibili a quelle svolte nel porto ma che comunque sono sia ad esso collegate, il traffico veicolare, cantieri navali ed industriali, sia a scarichi di acque fognarie provenienti dalle infrastrutture civili e run-off di acque piovane (Mali et al., 2015).

Un aspetto importante in ambito portuale è legato alla movimentazione dei sedimenti marini che si effettua sia per garantire una maggiore profondità dei fondali, per permettere l'accesso a navi sempre più grandi, per operare una manutenzione efficace per prevenire il veloce insabbiamento a cui questi sono sottoposti, e sia per la necessità di realizzare nuove infrastrutture utili all'economia del porto.

Ormai il porto non viene più considerato come solo punto di approdo ma come il centro di una rete molto più complessa di attività che si estendono anche oltre i limiti del porto stesso, in una zona di influenza detta “interland” (Grifoll et al., 2011).

Proprio a causa delle numerose attività svolte, le aree portuali sono sottoposte all’accumulo di numerose classi di inquinanti, che interessano sia la matrice sedimento, acqua che l’aria; tuttavia, la struttura semi chiusa del porto, determina un limitato idrodinamismo e ricambio d’acqua che spesso si associa ad elevate concentrazioni di inquinanti nel sedimento (Bocchetti et al., 2008; Bebianno et al., 2014).

La presenza dei contaminanti nel sedimento e nella colonna d’acqua è data da complesse miscele costituite da numerosi inquinanti con caratteristiche di tossicità e capacità di bioaccumulo, come metalli pesanti, idrocarburi policiclici aromatici (IPA) ed alifatici, bifenili policlorurati (PCB), clorofenoli, pesticidi organoclorurati, e organostannici (Mali et al., 2015).

In particolare, gli IPA (Idrocarburi Policiclici Aromatici) e PCB (Policlorobifenili) sono sottoposti a ulteriore attenzione, in quanto alcuni composti appartenenti a queste categorie sono stati definiti come “possibili” o “probabili cancerogeni per l’uomo” dalla International Agency for Research on Cancer (IARC). All’interno dei sedimenti si può riscontrare, oltretutto, la

presenza di vari metalli, creando fattori di pericolo per il biota, in quanto essi sono soggetti a fenomeni di speciazione chimica che ne determinano l'effettiva biodisponibilità. Il piombo può creare pericoli a livello del sistema nervoso, il cadmio, presente in varie leghe metalliche ed utilizzato nella produzione di vernici, riesce a permeare nel citosol attraverso i canali del calcio e sostituendosi a quest'ultimo nel reticolo endoplasmatico liscio, causando l'inibizione dell'attività del citocromo P-450 (Benedetti et al., 2016). Il mercurio in ambiente marino può essere trasformato da batteri anossici in metil-mercurio. In tale forma organica altamente liposolubile, il mercurio presenta un'elevata biodisponibilità, la capacità di accumularsi lungo la rete trofica e quindi di biomagnificarsi (Kidd et al., 2012; Kotnik et al., 2015). Per tutto ciò, risulta importante la fase di caratterizzazione dei sedimenti portuali che è data dalla necessità delle periodiche attività di dragaggio negli ambiti portuali, infatti poter definire la qualità del materiale da rimuovere permette di attuare le strategie migliori di gestione, sia nel momento della rimozione, sia per quanto riguarda la destinazione del materiale una volta rimosso.

1.2 Generalità sui criteri di classificazione della qualità dei sedimenti marini

La valutazione della qualità dei sedimenti marini è un aspetto di grande importanza ed attualità per tutte quelle attività che hanno a che fare con la movimentazione di questi materiali, in particolare nelle aree contaminate. La scelta delle migliori opzioni gestionali, inclusa la necessità di eventuali trattamenti o la possibilità di una immersione in mare, deriva proprio dalla valutazione della loro qualità e dei rischi associati. In quest'ottica vi è un interesse sempre maggiore per lo sviluppo e la validazione di nuovi criteri di valutazione, scientificamente rigorosi e rivolti verso la definizione di priorità per la scelta delle opzioni gestionali. È una problematica complessa con criticità normative e concettuali, non essendo sempre chiari i criteri con cui stabilire la qualità ed il rischio, ad esempio in funzione del tipo di intervento o delle diverse caratteristiche sito-specifiche.

A livello scientifico vi è ormai la consapevolezza che tale complessità debba essere affrontata con approcci multidisciplinari (definiti Weight Of Evidence, WOE) che integrano e pesano adeguatamente i risultati di diverse linee di evidenza o criticità, tra cui le tradizionali analisi chimiche e le analisi biologiche, condotte ai diversi livelli e in condizioni sia naturali che di laboratorio per evidenziare l'eventuale comparsa di effetti biologici avversi.

La scelta delle linee di indagine più opportune può variare in funzione degli obiettivi e delle specificità locali, ma l'approccio integrato WOE è sempre più spesso considerato una componente essenziale nelle procedure di Analisi di Rischio Ecologico, ed in linea con la Direttiva Europea sulle Acque (2000/60/CE) che richiede agli Stati membri di valutare e classificare lo stato ecologico degli ambienti acquatici integrando diversi elementi di qualità.

Gli approcci multidisciplinari WOE possono risultare di grande importanza applicativa nella valutazione della qualità dei sedimenti a causa della difficoltà di poter relazionare i limiti chimici indicati nelle varie Linee Guida ad una valutazione di rischio ecologico. La sola caratterizzazione chimica di per sé non è infatti sufficiente a fornire indicazioni sul possibile impatto biologico, soprattutto in presenza di matrici complesse dove diverse classi di inquinanti possono reciprocamente modulare i fenomeni di bioaccumulo, metabolismo e comparsa di effetti tossici. L'applicazione di saggi ecotossicologici permette di valutare numerosi end-points di tossicità a livello di organismo, misurabili in un ampio numero di specie test appartenenti a diversi taxa e livelli trofici (dai batteri ai pesci, dai decompositori ai consumatori secondari), anche se una sostanziale estrapolazione è spesso necessaria per predire effetti a livello di popolazione o comunità. Lo stato delle comunità bentoniche è un altro possibile target su cui valutare l'impatto dei sedimenti contaminati in specifiche aree, ma

questi studi possono avere un significato minore se i sedimenti necessitano comunque di essere rimossi (ad esempio per garantire la navigabilità delle aree portuali), o quando precedenti attività di dragaggio o di turbazione dei sedimenti possano aver alterato la struttura delle comunità bentoniche. Altre tipologie di indagine come il bioaccumulo o le alterazioni a livello molecolare e cellulare (biomarker) sono frequentemente analizzate per meglio comprendere l'impatto dei contaminanti associati ai sedimenti.

Una delle principali difficoltà negli studi multidisciplinari è tuttavia la mancanza di criteri generali, validati e ripetibili che permettano l'integrazione di grandi quantità di dati, ottenuti da tipologie di indagine diverse, e la loro elaborazione in indici sintetici di pericolo. L'aggregazione e il confronto di dati eterogenei attraverso metodi quantitativi è spesso basato sull'attribuzione di pesi, soglie, criteri di indicizzazione, funzioni di normalizzazione, classificazione degli endpoints, ed identificazione di classi: la standardizzazione di tali procedure richiede assunzioni iniziali e giudizi esperti che devono tuttavia essere rigorosamente supportati da evidenze scientifiche. Per questi motivi, nonostante l'integrazione quantitativa dei risultati di un approccio multidisciplinare rappresenterebbe un valore aggiunto alla caratterizzazione e gestione dei sedimenti marini, molti contesti o quadri normativi continuano a considerare l'eventuale superamento di limiti chimici

tabellari o il risultato peggiore ottenuto dalla applicazione dei saggi ecotossicologici come l'elemento principale di valutazione della qualità dei sedimenti.

1.3 Analisi di rischio ecologico (ERA)

Per effettuare un corretto monitoraggio dello stato di salute di un ecosistema sottoposto a fattori di stress è necessaria la valutazione delle interazioni tra l'inquinamento antropico e l'ambiente circostante, tenendo in considerazione sia i livelli di concentrazione dei singoli inquinanti sia gli effetti biologici che questi ultimi possono o meno comportare. Le attività di dragaggio sono un esempio di attività antropica impattante per gli ecosistemi, infatti, la movimentazione e la risospensione del sedimento causa la mobilitazione degli inquinanti accumulati nel tempo, diventando un fattore di rischio per le comunità biologiche di quel determinato ambiente. Per poter valutare lo stato dell'ambiente, è importante effettuare sia le analisi chimiche che possano fornire dati qualitativi e quantitativi riguardo gli inquinanti presenti, sia analisi di tipo biologico per poter valutare la biodisponibilità di tali inquinanti e i possibili effetti da essi causati. L'approccio ecotossicologico integrato prevede

appunto l'utilizzo di organismi bioindicatori, rappresentando così un valido strumento legato alle attività di dragaggio.

Riuscire ad integrare dati ottenuti da analisi di caratterizzazione chimica degli inquinanti e di bioaccumulo di questi ultimi nei tessuti degli organismi, con le analisi ecotossicologiche di specifici biomarker, ha come vantaggio quello di effettuare un quadro di analisi più preciso, sito-specifico e con un'elevata validità, come dimostrato da numerosi studi a riguardo (Benedetti et al., 2012; Regoli et al, 2014; Benedetti et al., 2014; D.M. 173/2016).

Tenendo conto esclusivamente della caratterizzazione chimica, i processi di trasformazione a cui vanno incontro gli inquinanti nell'ambiente non potranno essere messi in evidenza, stesso discorso vale anche per i processi di metabolizzazione dei composti organici da parte degli organismi esposti, come nel caso degli IPA, i quali una volta entrati nei tessuti degli organismi vertebrati, vengono trasformati in composti organici diversi, oltretutto con un livello di tossicità maggiore. D'altra parte, l'utilizzo dei biomarker è di grande utilità, riuscire ad osservare variazioni nelle risposte biologiche a livello molecolare, biochimico e cellulare, in seguito all'esposizione a contaminanti ambientali, permette di avere risposte precoci e con un alto valore diagnostico (Silva et al., 2017), dando così la possibilità di mettere in atto strategie di controllo preventive, prima che i danni si manifestino a livello di organismo,

popolazione o di comunità (Regoli et al., 2011). Inoltre, è possibile valutare gli effetti sinergici che si possono avere con i contaminanti con concentrazioni inferiori ai livelli soglia imposti dagli strumenti legislativi, essi infatti, esercitano un effetto negativo sulle popolazioni presenti nell'area. Gli organismi che vengono utilizzati nelle analisi ecotossicologiche sono definiti *organismi bioindicatori*, essi, hanno particolari risposte biologiche nel momento in cui vengono sottoposte ad uno stress esterno. I dati ottenuti da diverse tipologie di analisi (LOE), costituite da una grande quantità di dati eterogenei, vengono elaborati utilizzando un approccio di integrazione ponderata. Per poter definire al meglio gli effetti dei contaminanti presenti ed il rischio ambientale ad essi associato, le singole linee di evidenza vanno integrate tra loro, attribuendo ad ogni linea il proprio peso per riuscire così ad emettere un singolo giudizio sintetico complessivo che tenga in considerazione la complessità dell'ambiente in esame. Tale approccio multidisciplinare viene definito Weight of Evidence (WOE), ed è una componente essenziale nelle procedure di valutazione del rischio ecologico, permette di determinare la probabilità di eventi causa di deterioramento dell'ecosistema. Il giudizio elaborato dall'approccio WOE non è destinato alla valutazione scientifica del rischio, ma bensì può essere utilizzato nell'ambito della gestione del rischio o risk management, un contesto decisionale spesso al di fuori della comunità

scientifico e che comprende molte parti interessate, ma poco competenti in materia ambientale (Chapman, 2006). Tale approccio permette di utilizzare una grande quantità di dati, che molto spesso non sono compresi dai non addetti ai lavori e integrarli tra di loro sintetizzandoli in modo da poter essere compresi da figure decisionali, come politici, soggetti istituzionali e responsabili del successivo iter di gestione dei sedimenti e del rischio, inoltre, individuare l'entità del rischio influenza le scelte decisionali non solo in base a fattori di carattere scientifico, ma anche sociali, economici e gestionali (Figura 1).

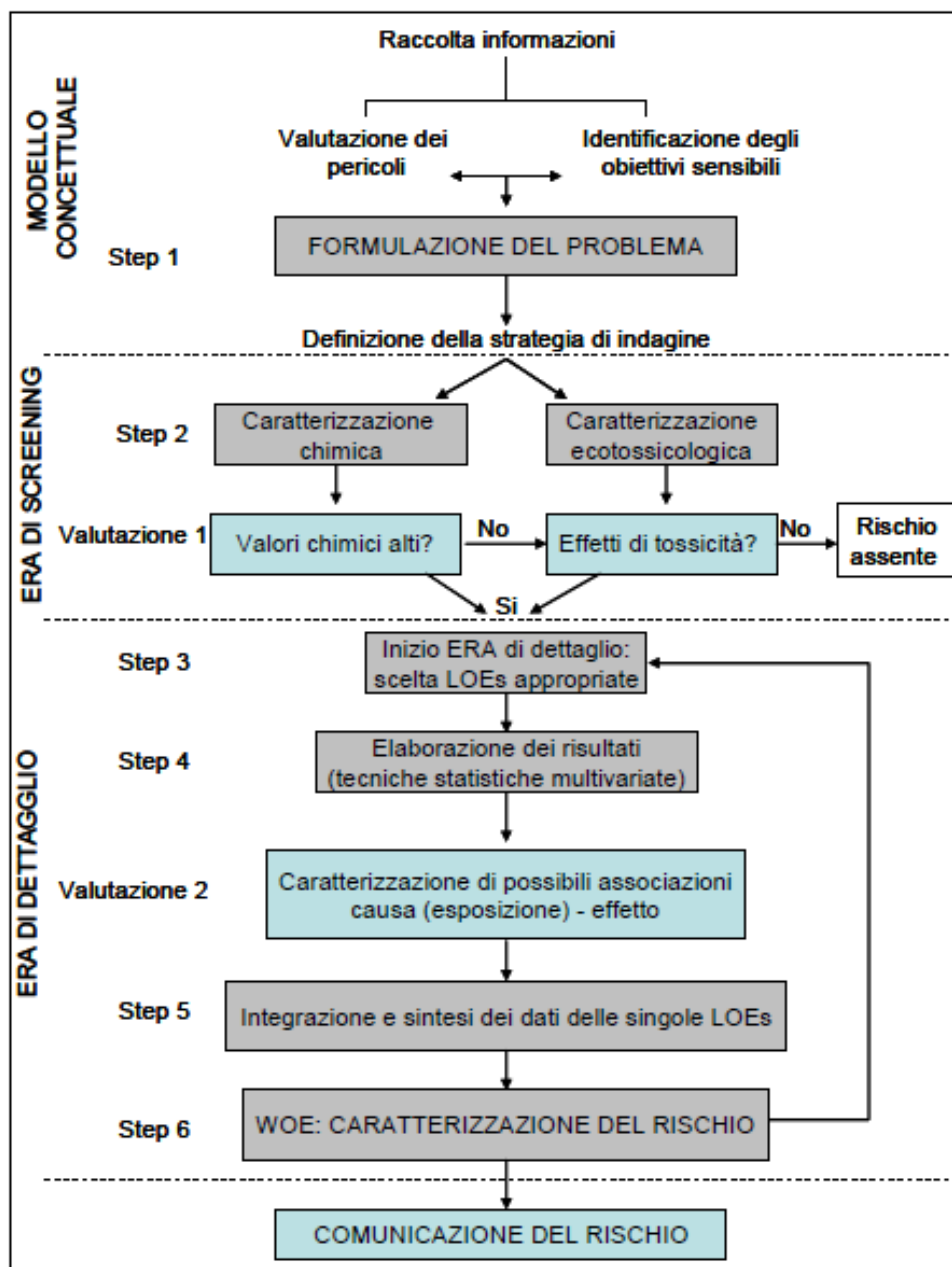


Figura 1 Diagramma di flusso di una procedura di ERA gerarchica.

La valutazione di rischio ecologico ERA è una procedura costituita da diverse fasi successive e da un senso logico con diversi livelli di dettaglio e approfondimento:

- Modello concettuale
- ERA di Screening
- ERA di dettaglio

Nonostante tale procedura presenti una forma standardizzata, è importante specificare che si tratta di una valutazione sito-specifica, infatti, non è sempre possibile applicare le stesse metodologie di indagine ma in base al sito in esame e alla natura del problema, le attività di analisi e caratterizzazione possono infatti variare sia per quanto riguarda le linee di evidenza, che per il livello di approfondimento (ERA di screening o dettagliata).

Modello concettuale: è la fase in cui si ha necessità di recuperare tutte le informazioni e i dati disponibili relativi al sito da analizzare ma che siano anche utili per le successive operazioni di campionamento, analisi e di elaborazione dei dati. Le informazioni utili da recuperare sono ad esempio le caratteristiche geo-morfologiche dell'area, la presenza o meno di strutture di origine antropica sia di tipo industriale che di tipo civile, la presenza di aree di elevato valore biologico o aree protette, la disponibilità di dati pregressi di concentrazione di inquinanti. Tali dati ci permettono di costruire degli scenari di rischio e di identificare degli obiettivi sensibili. Una volta fatto ciò, si possono definire i problemi e le successive attività da svolgere tra cui, strategia di campionamento, analisi e su quali linee di evidenza (LOEs) focalizzarsi.

ERA di screening: rende il processo decisionale molto più veloce in quanto, in base ai primi risultati ottenuti attraverso la caratterizzazione chimica e quella biologica effettuata utilizzando una batteria di saggi ecotossicologici, si può già decidere se procedere con ulteriori e più approfondite analisi oppure concludere la valutazione.

Le due linee di evidenza semplificate della fase di screening permettono di valutare la presenza di contaminanti chimici e compararli con i valori delle principali linee guida di riferimento per la qualità dei sedimenti, e di valutare il pericolo a livello biologico esercitato da questi ultimi utilizzando i saggi ecotossicologici di riferimento. Se dalle analisi si evince che non sono presenti contaminanti chimici in concentrazioni tali da superare le soglie tabellari e da non determinare un fattore di pericolo per le specie biologiche è possibile interrompere le attività di analisi di rischio ecologico, nel caso contrario invece si dovrà procedere con la fase successiva di valutazione dettagliata per la necessaria caratterizzazione del rischio, quindi è possibile fermare qua la valutazione, oppure passare alla fase di dettaglio se si necessita di una quantità di dati maggiore e più precisa.

ERA di dettaglio: caratterizzata dalla definizione delle linee di evidenza (LOEs) in base al sito da analizzare. Una volta raccolti tutti i dati necessari è possibile passare alla fase successiva di elaborazione statistica dei dati e

integrazione dei risultati delle singole linee di evidenza in un singolo giudizio finale attraverso una caratterizzazione multidisciplinare del rischio WOE. Decisamente, questa è la fase più tecnica e scientifica, è importante inoltre che i risultati vengano riassunti e comunicati alla persona che eventualmente non tecnica, ma politica, possa prendere le giuste decisioni.

1.4 Modelli WOE per la valutazione del rischio ecologico

Il concetto di approccio multidisciplinare Weight of Evidence (WOE) affronta la caratterizzazione di vari materiali integrando dati eterogenei ottenuti da diverse tipologie di indagine chimica e biologica. Lo scopo di tale approccio è quello di raccogliere i vari dati attraverso le linee di evidenza, i dati ottenuti, vengono di conseguenza elaborati utilizzando un approccio di integrazione ponderata, ossia, attribuendo ad ogni linea il proprio peso per riuscire a dare un giudizio sintetico complessivo che tenga in considerazione la complessità dell'ambiente in esame; tale approccio è sempre più spesso considerato una componente essenziale nelle procedure di analisi di rischio ecologico. L'approccio WOE segue inoltre la direttiva europea quadro sulle acque 2000/60/CE, la quale prevede che gli stati membri valutino e classifichino lo stato ecologico degli ambienti acquatici attraverso l'integrazione di numerosi indici di qualità.

L'aggregazione e il confronto di dati eterogenei in approcci WOE possono utilizzare elaborazioni sia di tipo qualitativo che quantitativo per sintetizzare i risultati delle singole LOEs, nell'ottica di arrivare ad una valutazione integrata del danno o rischio ecologico (Linkov et al., 2009). I metodi più semplici sono di tipo qualitativo, essi possono incorporare semplici risposte binarie “*pass or fail*”, o un limitato livello di scale di risposta, in entrambi i casi i risultati devono essere precedentemente integrati ad una robusta fase di analisi quantitativa e statistica, prima della loro sintesi e rappresentazione in una matrice qualitativa. Quelli quantitativi si basano invece su algoritmi matematico-statistici, fornendo indici sintetici di pericolo per ciascuna LOE, rappresentano un approccio concettualmente più avanzato, in grado di fornire strumenti di analisi e sintesi dei dati più approfonditi, ma al tempo stesso oggettivi, flessibili e di facile applicabilità; la valutazione finale WOE attribuisce quindi pesi diversi a questi indici e fornisce una caratterizzazione ed una stima quantitativa del rischio complessivo.

Nell'Analisi di Rischio Ecologico possono essere utilizzati vari tipi di modelli WOE in base alla situazione e al sito da analizzare.

1.4.1 Il modello Sediment Quality Triad (SQT)

Il Sediment Quality Triad (SQT), come originariamente concepito (Long e Chapman 1985, Chapman 1990) consisteva in tre componenti: chimica dei

sedimenti per determinare la contaminazione chimica; saggi biologici sui sedimenti per determinare la tossicità; e la struttura della comunità bentonica per determinare lo stato della fauna residente probabilmente più esposta a qualsiasi sedimento contaminato (Figura 2).

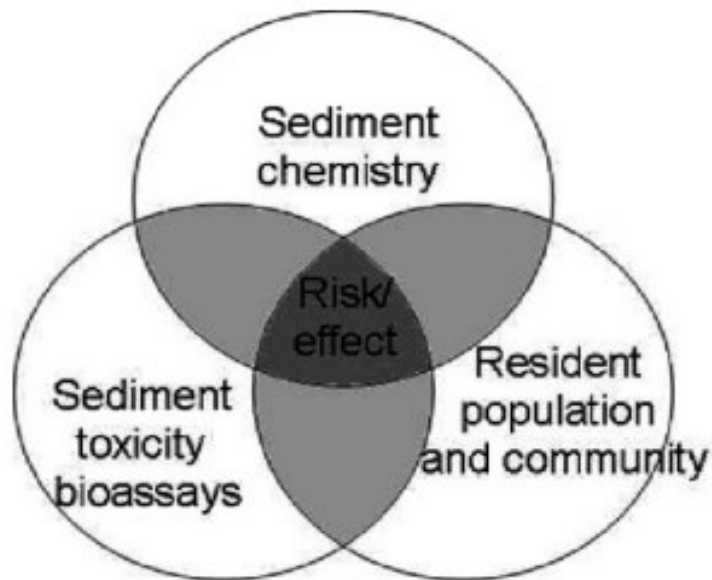


Figura 2 Schema del metodo di integrazione Sediment Quality Triad (SQT)

Ad oggi, questi tre componenti originali servono come base principale per l'SQT, fornendo una valutazione del rischio ecologico (ERA) a livello di screening dei sedimenti contaminati (Chapman e McDonald 2005).

Il "tradizionale" SQT (chimica dei sedimenti, tossicità, benthos) può fornire conclusioni definitive sullo stato di inquinamento dei sedimenti (Chapman 2006). Ma le conclusioni definitive non possono essere fornite in tutti i casi e

non possono esserne definitivamente determinate le cause senza ulteriori studi; l'SQT "tradizionale" si basa sulla correlazione, non sul nesso di causalità (Chapman, Hollert 2006).

1.4.2 Il modello Sediqualssoft

Il modello Sediqualssoft, attraverso specifici algoritmi matematici permette di integrare in modo ponderato una grande quantità di dati di 5 o più linee di evidenza (LOE), è specificatamente sviluppato come strumento applicato alla valutazione della qualità e del rischio ecologico dei sedimenti (Piva et al., 2011; Benedetti et al., 2012; Regoli et al., 2014, 2019; Morroni et al., 2020). Il modello Sediqualssoft è stato adattato per specifiche elaborazioni chimiche ed ecotossicologiche dei sedimenti e per fornire una classe di qualità secondo le linee guida nazionali per le attività di dragaggio e gestione di aree portuali. La novità è l'elaborazione di prodotti chimici e dati ecotossicologici utilizzando criteri ponderati, piuttosto che l'approccio *pass to fail*. La prima fase consiste nell'analisi dei dati raccolti dalle 6 linee di evidenza, chimica dei sedimenti e della colonna d'acqua, biodisponibilità dei contaminanti in organismi bioindicatori, effetti ecotossicologici osservati a livello molecolare-cellulare definiti biomarkers, test di tossicità in laboratorio e l'analisi delle comunità bentoniche. Tali dati vengono successivamente analizzati attraverso algoritmi

matematici che seguono diagrammi di flusso logici appositamente messi a punto, in modo da definire per ogni singola linea di evidenza l'indice quantitativo di pericolo o *Hazard Quotient* (HQ). Tale indice è suddiviso in 5 classi di pericolo, da assente a molto alto. Tale caratteristica è di notevole importanza in quanto il modello riesce a sintetizzare un'elevata quantità di dati in un singolo indice che, pur mantenendo un importante significato scientifico, permette una più semplice comunicazione alle parti interessate delle informazioni ricavate.

L'output finale di questo modello riassume quindi la classe di qualità del sedimento dopo l'elaborazione dei dati chimici ed ecotossicologici, utilizzando criteri ponderati. (Piva et al., 2011; Benedetti et al., 2012; Regoli et al., 2014, 2019). La classificazione chimica valuta il numero, l'entità e la tipologia degli inquinanti che superano il livello di riferimento normativo o le linee guida, mentre la classificazione biologica si basa sulla rilevanza degli endpoint misurati, sulla matrice testata, sul tempo di esposizione, sull'entità e sulla differenza statistica degli effetti rispetto alle soglie per tutti i saggi della batteria (Piva et al., 2011; Benedetti et al., 2014; Regoli et al., 2014). La struttura caratteristica del Sediqualsoft ne garantisce un'elevata versatilità, in quanto tali moduli possono anche essere utilizzati singolarmente in base ai diversi ambiti di applicazione ed in funzione delle ipotesi di rischio sviluppate durante la fase

concettuale della procedura di ERA, avendo la possibilità di effettuare sempre una valutazione sito-specifica (Regoli et al., 2019).

1.5. Normativa sul dragaggio e sulla caratterizzazione dei sedimenti marini

Sul piano internazionale, sono presenti diverse convenzioni inerenti lo scarico in mare dei sedimenti portuali, come la *Convenzione di Londra* del 1972, la *Convenzione di Barcellona* del 1975 e la *Convenzione OSPAR* del 1992; tutte confermano i seguenti principi essenziali:

Il principio precauzionale: possono essere scaricate in mare solo ed esclusivamente determinate sostanze, ma solo dopo essere state sottoposte ad un percorso di caratterizzazione dei sedimenti, analisi di un eventuale impatto e successivo monitoraggio.

Il principio di “chi inquina paga”: attribuisce al responsabile dell’introduzione delle sostanze inquinanti i costi e le responsabilità del ripristino di tale ambiente.

Il principio della gestione integrata delle zone costiere: ogni intervento in questa fascia di territorio deve rientrare in una gestione integrata che comprenda aspetti sociali, ambientali, geografici, politici ed economici.

Con la Convenzione di Londra del 1972 (protocollo 96), è stato introdotto per la prima volta a livello legislativo il concetto di valutazione del rischio ambientale nelle attività di dragaggio. Più precisamente nella risoluzione di approvazione del “Dredged material assessment framework” nella quale si specifica che i sedimenti dragati vanno considerati come una risorsa da riutilizzare e non come un rifiuto di cui disfarsi.

“In considerazione di ciò, dunque, un’alternativa da preferire allo scarico in mare è l’utilizzo dei materiali dragati con o senza specifici trattamenti, anche perché è ormai chiaro che il fondo del mare non può essere usato come una discarica in quanto non possiede una capacità illimitata di assimilazione e smaltimento.” (APAT-ICRAM, 2007).

In campo internazionale, è fondamentale citare anche la Convenzione di Barcellona (protocollo Dumping, 1995), indica lo strumento legislativo e attuativo per la protezione dell’ambiente marino dall’inquinamento del Mediterranean Action Plan (MAP), istituito dall’UNEP, l’ente delle Nazioni Unite per la Protezione Ambientale, esso ha come obiettivo la riduzione dell’inquinamento nel Mar Mediterraneo e nelle sue zone costiere. Tale convenzione è formata da 7 protocolli, uno dei quali è il cosiddetto Dumping Protocol (protocollo sugli scarichi in mare) modificato nel 1995, e verte sulla

prevenzione dell'inquinamento nell'ambiente marino derivante dagli scarichi di rifiuti e altre sostanze pericolose da parte di mezzi navali e aerei.

Un'altra importante convenzione a livello internazionale è la Convenzione Oskar del 1992, essa si concentra sulla protezione dell'ambiente marino dell'Atlantico nord orientale, fornisce inoltre una classificazione delle tipologie di dragaggio e impone che il sedimento dragato sia sottoposto ad adeguata caratterizzazione prima di essere indirizzato verso una determinata destinazione (Regoli et al., 2011).

A livello europeo sono presenti varie direttive di importanza rilevante, tra cui la Direttiva Quadro sulle Acque WFD 2000/60/CE, la Direttiva 2008/56/CE Marine Strategy e la Direttiva 2008/105/CE. Tali direttive sono delle fonti del diritto europeo dotate di efficacia vincolante, quindi ogni stato membro è obbligato a recepirle ed a raggiungerne gli obiettivi.

La *Direttiva Quadro sulle Acque WFD 2000/60/CE* si pone l'obiettivo dell'istituzione di un quadro per la protezione delle acque, impedendo un ulteriore deterioramento dello stato ambientale attuale e realizzando gli obiettivi degli accordi internazionali in materia di controllo degli scarichi, immissione e perdite di sostanze pericolose per riuscire ad avere livelli di concentrazione vicini ai valori di fondo per le sostanze naturalmente presenti,

mentre per quanto riguarda le sostanze sintetiche di arrivare a valori vicini allo zero.

In sostanza, il suo scopo è quello di conseguire un «buono stato» dei fiumi, dei laghi e delle acque sotterranee. Essa prevede quindi, la protezione di tutte le forme di acqua (di superficie, sotterranee, interne e di transizione), il ripristino degli ecosistemi in e intorno a questi corpi d'acqua, ridurre l'inquinamento nei corpi idrici e garantire l'uso sostenibile delle acque da parte di individui e imprese. La direttiva stabilisce che i singoli Stati Membri affrontino la tutela delle acque a livello di "bacino idrografico" attraverso l'unità territoriale di riferimento che è individuata nel "distretto idrografico", area di terra e di mare costituita da uno o più bacini idrografici limitrofi e dalle rispettive acque sotterranee. In ciascun distretto idrografico gli Stati membri devono adoperarsi affinché vengano effettuati:

- un'analisi delle caratteristiche del distretto
- un esame dell'impatto provocato dalle attività umane sullo stato delle acque superficiali e sotterranee
- un'analisi economica dell'utilizzo idrico.

Per quanto riguarda la *Direttiva 2008/56/Ce Marine Strategy*, recepita in Italia con il D.Lgs 190/2010, pone come obiettivo verso gli Stati membri il raggiungimento entro il 2020 del buono stato ambientale (GES, "Good

Environmental Status”) per le proprie acque marine, per buono stato ambientale delle acque marine si intende la capacità di preservare la diversità ecologica, la vitalità dei mari e degli oceani affinché siano puliti, sani e produttivi mantenendo l’utilizzo dell’ambiente marino ad un livello sostenibile e salvaguardando il potenziale per gli usi e le attività delle generazioni presenti e future. La Direttiva quadro stabilisce che gli Stati membri elaborino una strategia marina che si basi su una valutazione iniziale, sulla definizione del buono stato ambientale, sull’individuazione dei traguardi ambientali e sull’istituzione di programmi di monitoraggio.

La direttiva 2008/105/CE introduce gli standard di qualità ambientale SQA per il raggiungimento di uno stato chimico “buono” delle acque superficiali, elevando il livello di protezione contro i rischi che le sostanze prioritarie ed altri inquinanti comportano per l’ambiente acquatico, con la possibilità, da parte degli Stati membri, di fissare SQA per sedimenti ed il biota. Gli SQA, precisamente, vengono fissati in relazione a inquinanti prioritari e altri inquinanti. Tali sostanze comprendono i metalli quali il cadmio, il piombo, il mercurio ed il nichel e i loro composti, quali il benzene, gli idrocarburi policiclici aromatici (IPA) nonché diversi pesticidi. Vi sono due tipi di standard per l’acqua:

- Una soglia per la concentrazione media della sostanza interessata, calcolata a partire dalle misurazioni nell'arco di un anno. Tale standard ha lo scopo di garantire protezione contro l'esposizione a lungo termine ad agenti inquinanti nell'ambiente acquatico.

- Una concentrazione massima ammissibile della sostanza in questione, ossia il massimo per ogni singola misurazione. Questo standard mira a garantire la protezione contro l'esposizione a breve termine, ad esempio contro i picchi di inquinamento. Inoltre, gli SQA si differenziano a seconda che si tratti di acque superficiali interne (fiumi e laghi) e altre acque superficiali (acque di transizione, costiere e territoriali). Gli stati membri devono quindi garantire sia la conformità con gli SQA, sia che la concentrazione delle sostanze che tendono ad accumularsi nei sedimenti o nel biota non aumentino in maniera significativa.

Per quanto riguarda la situazione legislativa italiana, le normative che regolano la gestione dei sedimenti marini sono:

- L'articolo 5-bis, comma 8, della legge 28 gennaio 1994, n.84, «Riordino della legislazione in materia portuale»;
- Il Decreto del Ministero dell'Ambiente del 24 gennaio 1996, disciplina gli scarichi e la movimentazione dei sedimenti in ambiente marino, definisce le

procedure autorizzative per procedere con lo scarico dei sedimenti, l'attività istruttoria e i contenuti dell'autorizzazione;

- Legge 426 del 1998 definisce i nuovi interventi in campo ambientale ed indica i siti di bonifica di interesse nazionale, regola procedure e modalità per la messa in sicurezza, la bonifica ed il ripristino dei siti inquinati;
- D.M. ambiente del 05/02/1998, dove nell'allegato n°1 sub-allegato 1, si hanno le norme tecniche generali per il recupero di materia dai rifiuti non pericolosi e provenienti dalle attività di dragaggio;
- Legge 152/1999 art. 35, la quale specifica che l'immersione del materiale dragato deve essere considerata sempre come l'ultima opzione disponibile;
- D.Lgs. 152/2006 all'art. 109, riguarda l'immersione in mare di materiale derivante da attività di escavo e attività di posa in mare di cavi e condotte, specifica che l'autorizzazione all'immersione in mare dei materiali di cui al comma 1, lettera a), è rilasciata dall'autorità competente solo quando è dimostrata, nell'ambito della relativa istruttoria, l'impossibilità tecnica o economica del loro utilizzo ai fini di ripascimento o di recupero oppure del loro smaltimento alternativo. È possibile notare come nel tempo sia cambiato anche a livello legislativo l'approccio alla gestione dei sedimenti, passando dal considerare il materiale dragato da un rifiuto ad una risorsa da poter riutilizzare.

Tra le novità più recenti a livello legislativo possiamo riscontrare 2 importanti pilastri:

il *manuale per la movimentazione di sedimenti marini APAT-ICRAM 2007* ed il *Decreto Ministeriale 173/2016*.

Manuale per la movimentazione di sedimenti marini APAT-ICRAM 2007

Su incarico del Ministero dell’Ambiente e della tutela del Territorio e del Mare (MATTM), ICRAM e APAT hanno redatto il Manuale per la movimentazione dei sedimenti marini (APAT-ICRAM, 2007) che fornisce indicazioni dettagliate sulle modalità di campionamento dei sedimenti da sottoporre a dragaggio in aree portuali, i parametri chimici e i saggi ecotossicologici da caratterizzare, le procedure per la classificazione e le successive opzioni gestionali di tali materiali; sono descritti anche gli accorgimenti da adottare in caso di dragaggio e deposizione dei materiali e i criteri per la definizione di piani di monitoraggio. In questo modo, il manuale fornisce aggiornamenti metodologici e gestionali rispetto al Decreto Ministeriale 24.01.1996.

Il manuale è il risultato di una complessa e attenta analisi di pubblicazioni tecnico-scientifiche, legislazioni specifiche vigenti in Italia e in altri paesi. Vengono affrontate tutte le problematiche relative ai dragaggi portuali, al ripascimento di aree costiere soggette ad erosione, all’immersione in mare di materiale di escavo. Per poter procedere alla caratterizzazione, è necessario

analizzare i vari parametri fisici, chimici e microbiologici del sedimento. Contestualmente alla caratterizzazione chimico-fisica, o successivamente alle risultanze analitiche, devono essere condotte analisi ecotossicologiche che concorrono alla definizione della qualità dei materiali da dragare. (APAT-ICRAM, 2007).

In linea generale la classificazione del sedimento scaturisce dall'integrazione delle informazioni fisico-chimiche ed ecotossicologiche. I principali riferimenti sono costituiti dal Livello Chimico di Base (LCB) (Figura 3) e dal Livello Chimico Limite (LCL) (Figura 4). I valori di riferimento LCB rappresentano una media nel contesto nazionale, non contemplando tipologie di sedimenti provenienti da aree con arricchimenti naturali particolarmente evidenti, sarebbe quindi opportuno determinare un valore specifico "locale" che tenga conto delle caratteristiche geochemiche ed ecotossicologiche del luogo.

Parametro	LCB (pelite < 10%)	LCB
Elementi in tracce	[mg kg ⁻¹] p.s.	[mg kg ⁻¹] p.s.
As	17	25
Cd	0,20	0,35
Cr	50	100
Cu	15	40
Hg	0,20	0,40
Ni	40	70
Pb	25	40
Zn	50	100
Contaminanti organici	[µg kg ⁻¹] p.s.	
Organostannici* (1)	4,5	
Σ PCB(2)	5	
Σ DDD(3)	1,2	
Σ DDE(3)	2,1	
Σ DDT(3)	1,2	
Clordano	2,3	
Dieldrin	0,7	
Endrin	2,7	
γ-HCH*	0,3	
Eptacloro epossido	0,6	
Σ IPA*(4)	900	
Acenaftene	7	
Antracene	47	
Benzo[a]antracene	75	
Benzo[a]pirene*	80	
Crisene	108	
Dibenz[a,h]antracene	6	
Fenantrene	87	
Fluorene	21	
Fluorantene	113	
Naftalene	35	
Pirene	153	

Figura 3 Livello Chimico di Base (LCB)

Elementi in tracce	[mg kg ⁻¹] p.s.
As	32
Cd	0,8
Cr	360
Cu	52
Hg	0,8
Ni	75
Pb	70
Zn	170
Contaminanti organici	[µg kg ⁻¹] p.s.
Organostannici(1)	72
Σ PCB(2)	189
Σ DDD(3)	7,8
Σ DDE(3)	3,7
Σ DDT(3)	4,8
Clordano	4,8
Dieldrin	4,3
Endrin	62
Lindano (HCH)	1,0
Eptacloro epossido	2,7
Σ IPA(4)	4.000
Acenaftene	89
Antracene	245
Benzo[a]antracene	693
Benzo[a]pirene	763
Crisene	846
Dibenzo[a,h]antracene	135
Fenantrene	544
Fluorene	144
Fluorantene	1.494
Naftalene	391
Pirene	1.398

Figura 4 Livello Chimico Limite (LCL)

Contestualmente alla caratterizzazione chimico-fisica, o successivamente alle risultanze analitiche, devono essere condotte analisi ecotossicologiche che concorrono alla definizione della qualità dei materiali da dragare. Esse devono essere eseguite su aliquote di sedimento “fresco” (non congelato).

La batteria di saggi biologici deve comprendere almeno tre specie-test appartenenti a gruppi tassonomici diversi, di cui almeno una da applicare alla fase solida del sedimento (sedimento tal quale o privato dell’acqua interstiziale) e almeno una da applicare alla fase liquida (elutriato), secondo il seguente criterio:

- Saggio 1: una specie appartenente al gruppo batteri o alghe;
- Saggio 2: una specie appartenente al gruppo alghe, rotiferi, crostacei o molluschi bivalvi;
- Saggio 3: una specie appartenente al gruppo crostacei, molluschi bivalvi, echinodermi o pesci.

Sulla base delle risultanze delle analisi ecotossicologiche i campioni devono essere classificati secondo lo schema di cui alla Tabella 1.

Al materiale deve essere attribuito il grado di tossicità corrispondente al peggiore dei risultati ottenuti nell'ambito della batteria di saggi ecotossicologici impiegata.

Tabella 1 Classificazione ecotossicologica dei campioni di sedimento

SPECIE	CLASSE A Tossicità assente o trascurabile	CLASSE B Tossicità media	CLASSE C Tossicità alta	CLASSE D Tossicità molto alta
<i>Skeletonema costatum</i>	EC20 ≥ 90%	EC20 < 90% e EC50 > 100%	40% ≤ EC50 ≤ 100%	EC50 < 40%
<i>Dunaliella tertiolecta</i>	EC20 ≥ 90%	EC20 < 90% e EC50 > 100%	40% ≤ EC50 < 100%	EC50 < 40%
<i>Pheodactylum tricoratum</i>	EC20 ≥ 90%	EC20 < 90% e EC50 > 100%	40% ≤ EC50 < 100%	EC50 < 40%
<i>Vibrio fischeri</i> (eutriato)	EC20 ≥ 90%	EC20 < 90% e EC50 ≥ 90%	20% ≤ EC50 < 90%	EC50 < 20%
<i>Vibrio fischeri</i> (sedimento)	S.T.I. ≤ 3	3 < S.T.I. ≤ 6	6 < S.T.I. ≤ 12	S.T.I. > 12
<i>Brachionus plicatilis</i>	EC20 ≥ 90%	EC20 < 90% e EC50 > 100%	40 ≤ EC50 < 100%	EC50 < 40%
<i>Artemia franciscana</i>	EC20 ≥ 90%	EC20 < 90% e EC50 > 100%	40 ≤ EC50 < 100%	EC50 < 40%
<i>Ampelisca diadema</i>	ΔMORTAL. ≤ 15%	15% < Δmortal. ≤ 30%	30% < Δmortal. ≤ 60%	Δmortal. > 60%
<i>Corophium orientale</i> (eutriato)	EC20 ≥ 90%	EC20 < 90% e EC50 > 100%	40 ≤ EC50 < 100%	EC50 < 40%
<i>Corophium orientale</i> (sedimento 10gg)	ΔMORTAL. ≤ 15%	15% < Δmortal. ≤ 30%	30% < Δmortal. ≤ 60%	Δmortal. > 60%
<i>Corophium orientale</i> (sedimento 28gg)	ΔMORTAL. ≤ 15%	15% < Δmortal. ≤ 30%	30% < Δmortal. ≤ 60%	Δmortal. > 60%
<i>Corophium insidiosum</i>	ΔMORTAL. ≤ 15%	15% < Δmortal. ≤ 30%	30% < Δmortal. ≤ 60%	Δmortal. > 60%
<i>Balanus amphitrite</i>	EC20 ≥ 90%	EC20 < 90% e EC50 > 100%	40 ≤ EC50 < 100%	EC50 < 40%
<i>Acartia tonsa</i>	EC20 ≥ 90%	EC20 < 90% e EC50 > 100%	40 ≤ EC50 < 100%	EC50 < 40%
<i>Acartia clausi</i>	EC20 ≥ 90%	EC20 < 90% e EC50 > 100%	40 ≤ EC50 < 100%	EC50 < 40%
<i>Tisbe battagliai</i>	EC20 ≥ 90%	EC20 < 90% e EC50 > 100%	40 ≤ EC50 < 100%	EC50 < 40%
<i>Tigriopus fluvius</i>	EC20 ≥ 90%	EC20 < 90% e EC50 > 100%	40 ≤ EC50 < 100%	EC50 < 40%
<i>Crassostrea gigas</i>	EC20 ≥ 90%	EC20 < 90% e EC50 > 100%	40 ≤ EC50 < 100%	EC50 < 40%
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	EC20 ≥ 90%	EC20 < 90% e EC50 > 100%	40 ≤ EC50 < 100%	EC50 < 40%
<i>Paracentrotus lividus</i> (fecondazione)	EC20 ≥ 90%	EC20 < 90% e EC50 > 100%	40 ≤ EC50 < 100%	EC50 < 40%
<i>Paracentrotus lividus</i> (sviluppo)	EC20 ≥ 90%	EC20 < 90% e EC50 > 100%	40 ≤ EC50 < 100%	EC50 < 40%
<i>Sphaerechinus granularis</i> (fecondazione)	EC20 ≥ 90%	EC20 < 90% e EC50 > 100%	40 ≤ EC50 < 100%	EC50 < 40%
<i>Sphaerechinus granularis</i> (sviluppo)	EC20 ≥ 90%	EC20 < 90% e EC50 > 100%	40 ≤ EC50 < 100%	EC50 < 40%
<i>Dicetrarchus labrax</i>	EC20 ≥ 90%	EC20 < 90% e EC50 > 100%	40 ≤ EC50 < 100%	EC50 < 40%
<i>Sparus aurata</i>	EC20 ≥ 90%	EC20 < 90% e EC50 > 100%	40 ≤ EC50 < 100%	EC50 < 40%

Secondo il manuale APAT-ICRAM (2007) l'attribuzione della classe di Qualità del materiale da dragare si basa sull'integrazione delle analisi chimiche ed ecotossicologiche; per quanto riguarda la classificazione chimica ci si avvaleva dei valori di riferimento "nazionali" rappresentati dagli LCB e LCL, mentre i criteri di classificazione ecotossicologica prevedevano 4 colonne di

tossicità (da A a D) ottenute per ciascun saggio in funzione dei valori di EC20, EC50 o dell'effetto massimo. Questa classificazione adotta un approccio essenzialmente tabellare, del tipo “sopra o sotto”, ovvero per quanto concerne i dati chimici il superamento di un riferimento (LCB o LCL) anche minimo e da parte di un unico parametro, determina il passaggio del giudizio alla fascia successiva; tra i risultati dei saggi ecotossicologici viene invece considerato quello peggiore, sia per quanto riguarda l'intera batteria di saggi biologici, sia per quelli testati con la fase elutriato.

Ne risulta uno schema di classificazione che ripartisce la qualità del sedimento in 3 classi principali (A, B, C), a loro volta suddivise in 2 sottoclassi (A1-A2, B1-B2, C1-C2), secondo quanto mostrato nella Tabella 2.

Tabella 2. Schema della classificazione della classe di qualità dei sedimenti prevista dal manuale APAT-ICRAM (2007). Colonna A: tossicità assente/trascurabile; colonna B: tossicità presente/bassa; colonna C: tossicità elevata; colonna D: tossicità molto elevata.

Classificazione chimica	Classificazione ecotossicologica		CLASSE QUALITA'
	Colonna	Tossicità elutriato	
≤ LCB	A	n.c.	A1
	A	n.c.	A2
	B	n.c.	A2
	C	assente	B1
	C	≥ Colonna C	B2
	D	assente	B2
compresa tra LCB e LCL	D	= Colonna D	C1
	A	n.c.	A2
	B	assente	B1
	B	= Colonna B	B1
	C	n.c.	B2
	D	assente	B2
≥ LCL	D	= Colonna D	C1
	A o B	n.c.	B2
	C	assente	C1
	C	= Colonna C	C1
	D	n.c.	C2

La classificazione del materiale da movimentare è premessa indispensabile alla realizzazione del dragaggio in condizioni di sicurezza per l'ambiente e per la salute dell'uomo e alla individuazione delle opzioni di gestione ambientalmente compatibili (Figura 5).

Classe	Opzioni di gestione
A1	Sabbie (pelite < 10%) da utilizzare o ricollocare secondo la seguente priorità: 1. Ripascimento di arenili (previa verifica compatibilità con il sito di destinazione); 2. Ricostruzione di strutture naturali in ambito marino costiero comprese le deposizioni finalizzate al ripristino della spiaggia sommersa; 3. Riempimenti di banchine e terrapieni in ambito portuale; 4. Riutilizzi a terra (secondo la normativa vigente); 5. Deposizione in bacini di contenimento (es. vasche di colmata); 6. Immersione in mare.
A2	Materiale da utilizzare o ricollocare secondo la seguente priorità: 1. Ricostruzione di strutture naturali in ambito marino costiero compresa la deposizione finalizzata al ripristino della spiaggia sommersa (solo nel caso di prevalente composizione sabbiosa). 2. Riempimenti di banchine e terrapieni in ambito portuale; 3. Riutilizzi a terra (secondo la normativa vigente); 4. Deposizione in bacini di contenimento (es. vasche di colmata); 5. Immersione in mare.
B1	Materiale da utilizzare o ricollocare secondo la seguente priorità: 1. Riutilizzi a terra (secondo la normativa vigente); 2. Deposizione in bacini di contenimento che assicurino il trattenimento di tutte le frazioni granulometriche del sedimento (incluso il riempimento di banchine).
B2	Materiale da utilizzare o ricollocare secondo la seguente priorità: 1. Riutilizzi a terra (secondo la normativa vigente); 2. Deposizione all'interno di bacini di contenimento con impermeabilizzazione laterale e del fondo. 3. Smaltimento presso discarica a terra.
C1	Materiale da sottoporre a procedure di particolare cautela ambientale secondo la seguente priorità: 1. Rimozione in sicurezza e avvio di specifiche attività di trattamento e/o particolari interventi che limitino l'eventuale diffusione della contaminazione; 2. Rimozione in sicurezza e deposizione in bacini di contenimento con impermeabilizzazione laterale e del fondo. 3. Rimozione in sicurezza e smaltimento presso discarica a terra
C2	Materiale da sottoporre a procedure di particolare cautela ambientale la cui rimozione e gestione devono essere valutate caso per caso.

Figura 5. Classi di qualità del materiale caratterizzato e opzioni di gestione compatibili attraverso il manuale APAT-ICRAM

Le attività di dragaggio devono essere sottoposte ad azioni di monitoraggio sia in corso d'opera, sia al termine delle operazioni, mediante la formulazione di specifici piani di monitoraggio con l'obiettivo di verificare tutte le condizioni di salvaguardia ambientale.

Decreto Ministeriale 173/2016: Movimentazione e gestione dei sedimenti marino costieri

Il testo normativo stabilisce le modalità e i criteri tecnici per l'autorizzazione all'immersione in mare dei materiali di escavo dei fondali marini. Sostanzialmente, il decreto divide le azioni da intraprendere in 3 fasi:

- Prima fase: è basata sulle informazioni dell'area di escavo attraverso un documento tecnico contenente informazioni sul sito in esame; descrizione sull'ambiente circostante l'area di escavo, analisi e mappatura dei principali elementi di pregio naturalistico e delle aree di tutela, informazioni su attività pregresse, sulle caratteristiche idrodinamiche e chimico fisiche della colonna d'acqua, caratteristiche morfo-batimetriche, caratteristiche sui fondali, caratteristiche chimiche dei sedimenti dell'area di escavo, specie animali e vegetali presenti.
- Seconda fase: relativa alla caratterizzazione e alla classificazione del sedimento nelle rispettive classi di qualità. Si basa sulla tipologia dell'area di escavo, quindi su tutte le informazioni raccolte.

Inoltre, vengono descritte le varie strategie di campionamento per aree portuali, aree costiere non portuali, aree di foce fluviale e per porti turistici o aree di accesso al porto, e vengono definite le informazioni riguardanti le stazioni di campionamento e le modalità di prelievo, conservazione ed analisi dei campioni.

-Terza fase: Le attività di dragaggio, trasporto e immersione devono essere sottoposte ad un monitoraggio ambientale con l'obiettivo di verificare l'entità degli effetti sul comparto biotico e abiotico e la tendenza al ripristino delle condizioni precedenti le attività di movimentazione. Le attività prescritte nel Piano di Monitoraggio (PdM) si articola in tre fasi distinte, *ante operam*, in corso d'opera e *post operam*.

Le analisi previste dal DM 173/2016 sono le analisi chimiche, ecotossicologiche e biologiche. Per quanto riguarda la caratterizzazione e la classificazione ecotossicologica, il D.M. 173/2016 prevede l'utilizzo di una batteria di saggi che comprende almeno 3 organismi appartenenti a livelli trofici differenti (3 Tipologie).

1° tipologia: un test su fase solida (sedimento tal quale, o privato dell'acqua interstiziale);

2° tipologia: un test su fase liquida (elutriato o acqua interstiziale), osservando effetti acuti;

3° tipologia: un test su fase liquida (elutriato o acqua interstiziale), osservando effetti a lungo termine (cronici o sub-letali).

Tale classificazione si basa su un giudizio che varia da Assente a Molto alto.

Infine, per poter procedere alla classificazione di qualità dei materiali si devono integrare i risultati delle analisi ecotossicologiche con i risultati di quelle chimiche.

I criteri d'integrazione ponderata per la valutazione dei risultati ecotossicologici considerano aspetti importanti dei saggi biologici inclusi nella batteria utilizzata, tra cui la significatività statistica della differenza di effetto tra campione e controllo; l'entità dell'effetto; la tipologia di esposizione e la rappresentatività ambientale della matrice testata. Quindi, per ogni saggio utilizzato viene indicata una "soglia" di effetto, che rappresenta la variazione minima ritenuta biologicamente significativa per ciascuna condizione sperimentale. Vengono anche riportati i "pesi" attribuiti a ciascun saggio in funzione degli aspetti sopra riportati (rilevanza biologica end-point misurato, durata dell'esposizione e matrice testata). Infine, grazie ad una elaborazione statistica, si calcola l'indice di pericolo dell'intera batteria dei saggi ecotossicologici (*Hazard Quotient*, $HQ_{batteria}$) come sommatoria degli effetti pesati dei singoli saggi. Il risultato ottenuto ha un valore che varia da 0 a 10 (Figura 9).

La classificazione chimica si basa sull'elaborazione di un indice *Hazard Quotient* chimico (HQ_c) che considera la tipologia ed il numero dei parametri non conformi, nonché l'entità di tali superamenti e sulla sua successiva attribuzione in una classe di pericolo (da Assente a Molto alto).

I criteri d'integrazione ponderata per la valutazione dei risultati chimici vengono confrontati con le concentrazioni misurate nei sedimenti relativi a L1 ed L2.

Il primo (L1) rappresenta quel livello chimico prossimo ai valori di fondo naturale, in corrispondenza del quale risulta assai improbabile il verificarsi di effetti tossici nei confronti delle comunità acquatiche. Il secondo (L2) invece rappresenta quel livello di concentrazione dei contaminanti che determina, con buona probabilità, effetti tossici negativi nei confronti delle comunità acquatiche. Tutti i parametri chimici di cui è prevista l'analisi hanno un "peso"; il diverso "peso" assegnato ha lo scopo di conferire una maggiore rilevanza nella classificazione chimica dei sedimenti alla variazione di quegli inquinanti che siano caratterizzati da una più elevata tossicità, tendenza al bioaccumulo e persistenza nell'ambiente.

L'integrazione ponderata delle classificazioni ecotossicologica e chimica permette di determinare la Classe di Qualità del sedimento e, per ognuna di

esse è prevista una specifica gestione (Figura 6), quindi un utilizzo appropriato in base alle proprie caratteristiche chimiche ed ecotossicologiche.



Figura 6. Gestione dei materiali in relazione alla classe di qualità (DM 173/2016)

Infine, nel Decreto sono riportate tutte le indicazioni riguardanti il monitoraggio ambientale durante lo svolgimento di attività quali: il dragaggio,

il trasporto e l'immersione del sedimento, con l'obiettivo di verificare l'ipotesi di possibili effetti sul comparto abiotico e biotico e valutare la tendenza al ripristino delle condizioni precedenti alle attività di movimentazione.

Inoltre, le attività di dragaggio, di trasporto e d'immersione devono essere sottoposte a monitoraggio secondo il principio della gradualità: il numero delle stazioni, i parametri da valutare nella colonna d'acqua, nel sedimento superficiale e nel biota devono essere commisurati alla qualità e alla quantità dei materiali da sottoporre a movimentazione. Il monitoraggio deve essere presente in tutte le fasi del dragaggio, questo consente di poter valutare in qualsiasi momento le eventuali variazioni dei parametri caratterizzanti il sedimento.

Scopo della tesi

L'obiettivo di questo lavoro di tesi è quello di analizzare l'evoluzione della normativa per la caratterizzazione dei sedimenti portuali soggetti alle attività di movimentazione: dal manuale APAT-ICRAM al DM 173/16. In particolare, si intende confrontare la valutazione della qualità dei sedimenti ottenuta con l'approccio previsto dal Manuale ICRAM-APAT 2007 e quella risultata dall'applicazione del modello integrato di analisi di rischio (Sediqualsoft 109.0[®]) previsto dalla vigente normativa sulla movimentazione del materiale da dragare (DM 173/16).

Da questo punto di vista, l'area portuale di Trapani rappresenta un ideale sito di studio, in quanto è stato possibile testare un congruo numero di campioni di sedimenti marini confrontando due sistemi di valutazione integrata chimico-ecotossicologica per l'individuazione della classe di qualità dei sedimenti:

- il metodo previsto dall'applicazione dei criteri del Manuale APAT-ICRAM (2007) basato sull'approccio del risultato peggiore; utilizzando gli stessi riferimenti e Classi di Qualità previste nel Decreto Ministeriale 173/16;
- l'applicazione di criteri di integrazione ponderata dei dati chimici ed ecotossicologici, inclusi nel Decreto Ministeriale 173/16.

Quest'area è collocata in un contesto peculiare in cui coesistono specificità naturali e condizioni di rischio di impatto tali da favorire l'applicazione di un

approccio scientifico multidisciplinare per una valutazione integrata delle caratteristiche ambientali.

Il modello prevede elementi di integrazione ponderata dei dati chimici, biologici ed ecotossicologici, per l'ottenimento di indici quantitativi di pericolo necessari per il completamento della analisi di rischio ambientale (Piva et al., 2011; Benedetti et al., 2012).

La valutazione della qualità dei sedimenti marini è un aspetto di grande importanza ed attualità per tutte quelle attività che hanno a che fare con la movimentazione di questi materiali, in particolare nelle aree contaminate. La scelta delle migliori opzioni gestionali, inclusa la necessità di eventuali trattamenti o la possibilità di una immersione in mare, deriva proprio dalla valutazione della loro qualità e dei rischi associati. In quest'ottica vi è un interesse sempre maggiore per lo sviluppo e la validazione di nuovi criteri di valutazione, scientificamente rigorosi e rivolti verso la definizione di priorità per la scelta delle opzioni gestionali.

2. Materiali e Metodi

2.1. Caso studio: Porto di Trapani

Il porto di Trapani, il cui bacino si estende per oltre 600.000 m², ha la forma di una sacca con una lunghezza di circa 2000 metri ed una larghezza che va dai 225 ai 450 metri con una disponibilità di circa 200 posti barca presentando nove banchine (Garibaldi, Dogana, Marinella, Sommergibili, Isolella N, Isolella W, Isolella S, Ronciglio, Ronciglio Levante) e due pontili (del Ronciglio e Sanità). Le ridotte batimetrie dei fondali che caratterizzano il Porto di Trapani e la necessità di interventi di riqualificazione ambientale hanno creato i presupposti per la programmazione e l'attuazione di future attività di escavazione dei fondali portuali, determinando quindi la necessità di realizzare uno studio ambientale preliminare dei sedimenti marini, sia delle zone che dovranno essere dragate, che di quelle costiere dove è possibile prevedere futuri impatti derivanti dalla movimentazione dei sedimenti stessi.

In questo ambito l'area portuale di Trapani ha rappresentato un ideale sito di studio per testare l'approccio del manuale APT-ICRAM (2007) e i nuovi criteri di integrazione ponderata per la definizione della qualità dei sedimenti. Quest'area è collocata in un contesto peculiare in cui coesistono specificità naturali e condizioni di rischio di impatto tali da favorire l'applicazione di un approccio scientifico multidisciplinare per una valutazione integrata delle

caratteristiche ambientali. Le attività sono state realizzate nell'ambito di un più ampio programma di caratterizzazione realizzato da ISPRA con la collaborazione del Consorzio Nazionale Interuniversitario per le Scienze del Mare (CoNISMa), rappresentato dalla Università Politecnica delle Marche (Dipartimento di Scienze della Vita e dell'Ambiente, Ancona) e dalla Università di Palermo, e del CNR rappresentato dall'Istituto di Biomedicina e Immunologia Molecolare "Alberto Monroy" di Palermo.

Tutte le attività di campionamento sono state svolte nel 2002 per un totale di 174 campioni e le analisi effettuate hanno previsto sia analisi chimiche sia analisi biologiche e nello specifico:

- analisi chimica dei sedimenti per la valutazione delle concentrazioni delle sostanze inquinanti nella matrice solida come metalli in traccia (Al, As, Cd, Cr tot, Cu, Hg, Ni,Pb, V, Zn), idrocarburi policiclici aromatici (Naftalene, Acenaftene, Fluorene, Fenantrene, Antracene, Fluorantene, Pirene, Benz(a)antracene, Crisene, Benzo(b)fluorantene, Benzo(k)fluorantene, Benzo(a)pirene, Dibenzo(a,h)antracene, Benzo(g,h,i)perilene, Indeno(1,2,3-cd)pirene), bifenili policlorurati (PCB), idrocarburi alifatici(C<12 e C> 12) e pesticidi organoclorurati;

- analisi ecotossicologiche utilizzando una batteria di saggi biologici costituita dal batterio marino *Vibrio fischeri* (endpoint: inibizione bioluminescenza;

matrice: sedimento umido), l'alga unicellulare *Phaeodactylum tricorutum* (*endpoint*: crescita algale; matrice: elutriato) e il riccio di mare *Paracentrotus lividus* (*endpoint*: inibizione bioluminescenza; matrice: elutriato).

La strategia di campionamento ha previsto la suddivisione dell'area da caratterizzare in un grigliato con maglie quadrate aventi lato variabile da 50 m a 200 m (Figura 7): nelle zone portuali più interne e lungo le banchine è stata applicata una griglia a maglie di 50 m di lato; più esternamente e adiacenti a queste sono state applicate maglie quadrate di 100 m di lato mentre, procedendo ancora verso il largo sono state applicate maglie quadrate con lato di 200 m.

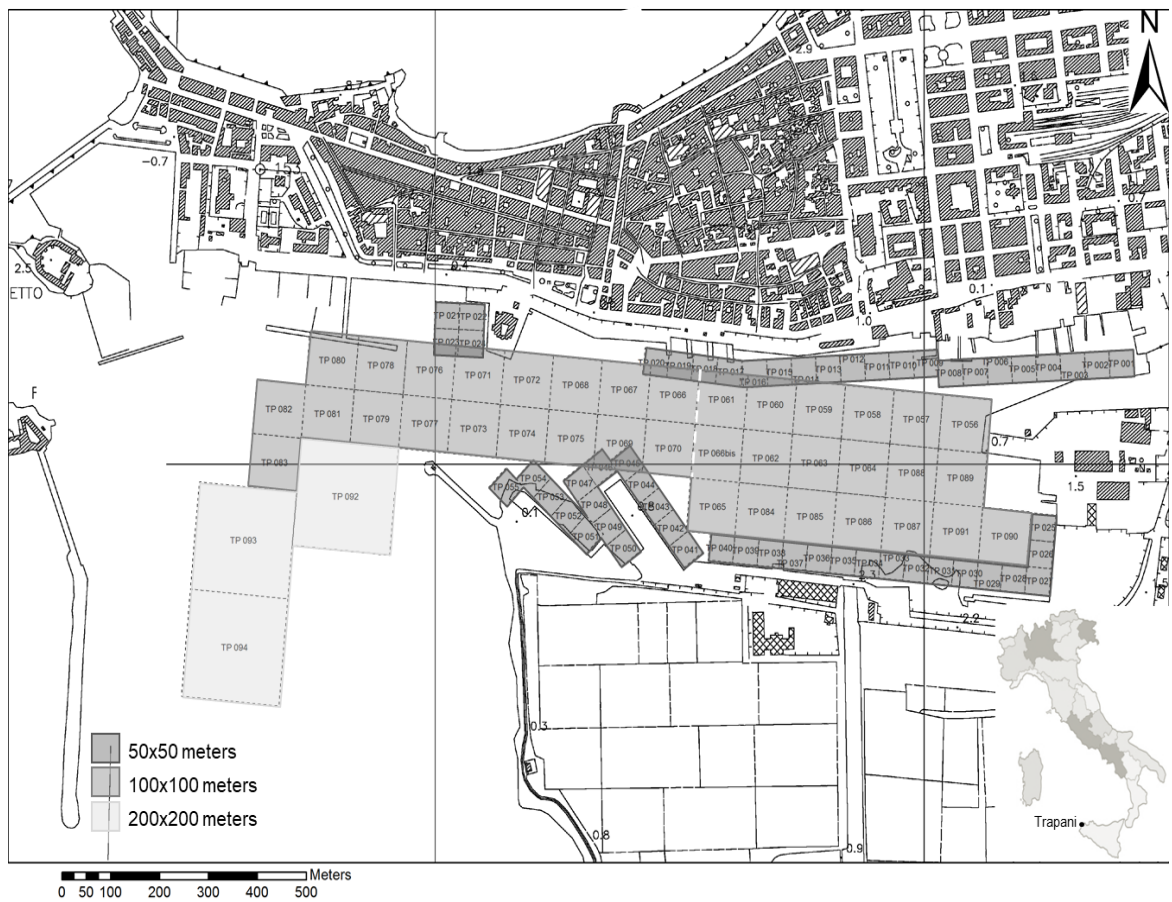


Figura 7. Griglia di campionamento adottata per la caratterizzazione dell'intera area portuali di Trapani.

2.2 Applicazione dei criteri di integrazione ponderata per l'elaborazione dei dati chimici ed ecotossicologici e la valutazione della Classe di Qualità in accordo al D.M. 173/2016

Per l'elaborazione dei dati chimici ed ecotossicologici seguendo il D.M. 173/2016 *“Regolamento recante modalità e criteri tecnici per l'autorizzazione all'immersione in mare dei materiali di escavo di fondali marini”*, quindi con criteri di integrazione ponderata, è stato ideato il modello Sediqualsoft, capace di fornire una classe di qualità secondo le linee guida Nazionali per le attività di dragaggio e gestione delle aree portuali.

2.2.1 Criteri di integrazione ponderata per l'elaborazione dei dati chimici e la definizione dell'indice di pericolo chimico dei sedimenti

Attraverso l'utilizzo dei criteri di integrazione ponderata viene abbandonata la logica del superamento del valore tabellare, anche minimo da parte di un unico parametro, come principio fondamentale per la caratterizzazione chimica. Tutti i parametri chimici su cui è prevista l'analisi hanno un “peso”, a meno che essi non rientrino nella Direttiva 2013/39/UE, o che al contrario non siano inseriti nella lista delle sostanze ritenute “prioritarie” oppure in quelle delle sostanze “pericolose e prioritarie”.

Il diverso peso assegnato ai vari composti chimici permette di conferire una maggiore rilevanza nella classificazione chimica dei sedimenti alla variazione

di quegli inquinanti che siano caratterizzati da una più elevata tossicità, tendenza al bioaccumulo o persistenza in ambiente. L'elaborazione dei dati chimici inizia con il confronto delle concentrazioni rilevate nei campioni con i limiti prefissati L1 e L2. Il confronto può essere applicato utilizzando anche riferimenti sito-specifici ($L1_{loc}$ e $L2_{loc}$) nel caso in cui i livelli standard siano stati definiti a livello locale.

Successivamente, per ciascun parametro chimico analizzato, viene calcolata la variazione rispetto al limite di riferimento, cioè il *Ratio To Reference* (RTR). Il valore di RTR viene corretto in funzione del “peso” del contaminante per poter ottenere un RTR_w (corretto), al fine di enfatizzare l'importanza delle variazioni per i contaminanti più pericolosi.

Il calcolo di pericolo chimico complessivo (*Hazard Quotient*: $HQ_{chimico}$) viene ricavato dalla media di tutti gli RTR_w dei parametri con $RTR < 1$ (cioè con valori inferiori alle soglie di riferimento), addizionato con la sommatoria \sum degli RTR_w di tutti i contaminati $RTR > 1$.

I coefficienti N e M indicano il numero dei parametri con RTR rispettivamente < 1 o > 1 , mentre j e k sono indici che permettono di ripetere il calcolo per N o M volte.

Il risultato di tale algoritmo rappresenterà l'indice chimico complessivo HQ_c ; tale indice verrà poi classificato, assegnando al medesimo, una classe di

pericolo (da Assente a Molto Alto), caratterizzata da un diverso colore in base alla gravità (Figura 8)

Poiché la procedura di calcolo non cambia in funzione del tipo di riferimento scelto per il confronto, i dati chimici vengono elaborati contemporaneamente per ottenere un valore di HQ_c ed una classe di pericolo chimico nei confronti di tutti i riferimenti adottati.

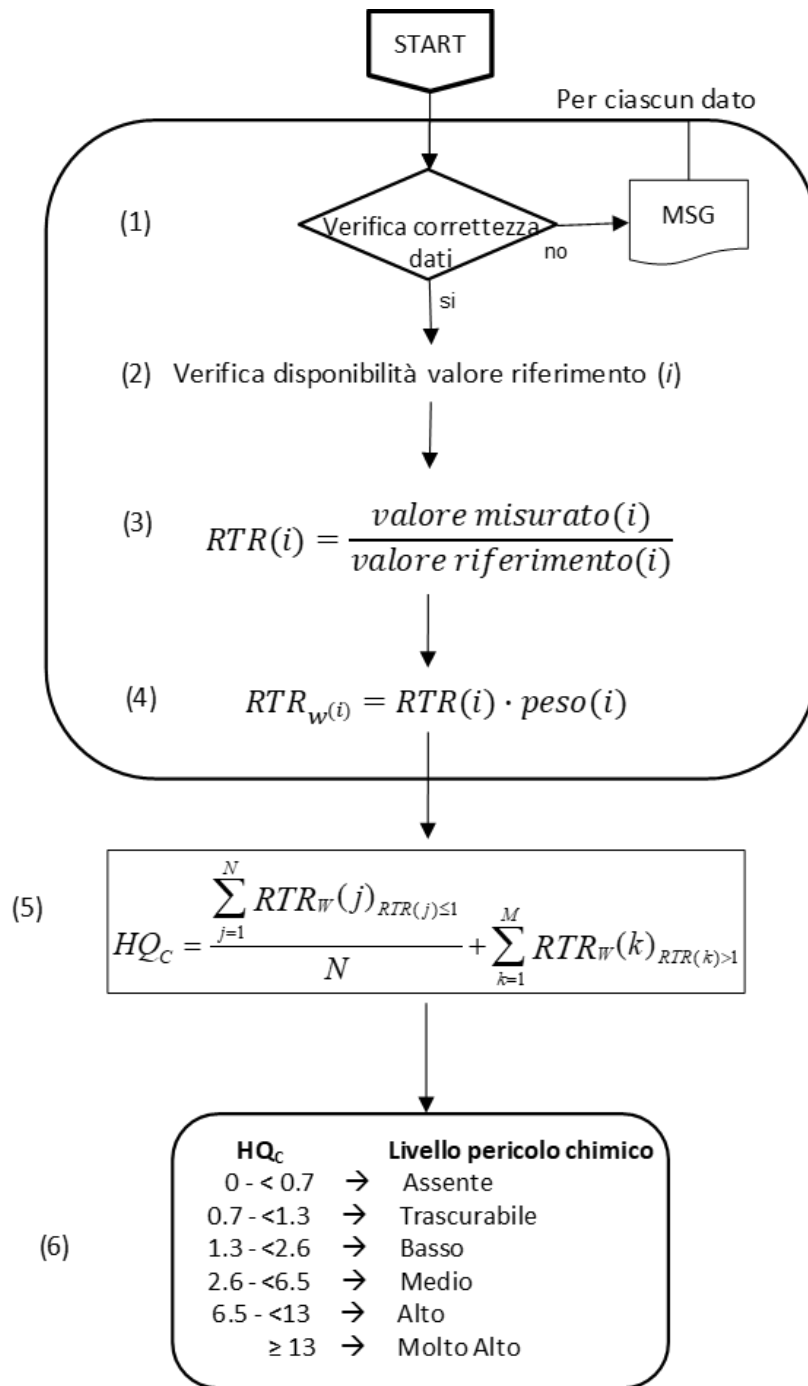


Figura 8. Flow-chart con la procedura per l'elaborazione dei dati di caratterizzazione chimica dei sedimenti

2.2.2 Criteri di integrazione ponderata per l'elaborazione dei dati ecotossicologici e la definizione dell'indice di pericolo ecotossicologico dei sedimenti

L'elaborazione dei risultati ecotossicologici dei sedimenti è stata effettuata applicando i criteri di integrazione ponderata che sono stati recepiti dal D.M. n. 173 del 15 luglio 2016 “*Regolamento recante modalità e criteri tecnici per l'autorizzazione all'immersione in mare dei materiali di escavo di fondali marini*”.

Tali criteri considerano aspetti importanti e caratteristiche specifiche dei singoli saggi biologici utilizzati nella batteria, tra cui la rilevanza tossicologica della risposta biologica misurata, l'entità e la significatività statistica della differenza di effetto tra campione e controllo, la sensibilità della specie testata, la tipologia di esposizione (acuta o cronica) e la matrice testata. In questo senso, per ciascuno dei saggi previsti nelle diverse tipologie di batterie è prevista una “soglia” di effetto che rappresenta la variazione minima ritenuta biologicamente significativa per ciascuna condizione sperimentale, e dei “pesi” che vengono attribuiti a ciascun saggio in funzione della rilevanza biologica dell'end-point misurato, della durata dell'esposizione e della matrice testata (Tabella 3) (Piva et al., 2011; Benedetti et al., 2012).

Vengono di seguito descritti i passaggi e le procedure di calcolo per l'integrazione dei risultati e la formulazione del giudizio di tossicità di cui è riportato uno schema complessivo nella Figura 9:

- dopo la verifica dei dati, per ciascun saggio biologico viene calcolato l'effetto (Ei), inteso come variazione percentuale dell'endpoint misurato, compensato tramite la correzione di Abbott rispetto alle variazioni osservate nel controllo (equazione 2 del flow chart di Figura 9);
- l'effetto Ei viene corretto in base alla significatività statistica della variazione rispetto ai controlli, applicando il coefficiente Z (punto 3). Questa correzione riduce progressivamente il peso complessivo di un saggio non statisticamente significativo, ma non ne elimina completamente il contributo alla batteria;
- ciascun effetto (Ei) moltiplicato per il suo coefficiente Z , viene rapportato con la "soglia" specifica per quel saggio (equazione 4); l'effetto corretto (Ei_w) così ottenuto indica di quante volte la variazione misurata in un saggio supera quella ritenuta biologicamente rilevante;
- solo per determinati saggi, quando sia possibile ottenere un eventuale effetto ormetico (come nel caso della bioluminescenza batterica o della crescita algale), viene assegnato un valore di Ei_w pari a 0 se l'effetto ormetico è $< 40\%$,

1.25 se l'effetto ormetico è $> 40\%$ ma $< 100\%$, pari a 1.5 se l'effetto ormetico è $>100\%$;

- l'indice di pericolo complessivo della batteria di saggi ecotossicologici (*Hazard Quotient*, $HQ_{Batteria}$) viene calcolato come sommatoria degli effetti pesati (Ei_w) dei singoli saggi (equazione 5 del flow-chart), ulteriormente corretti secondo il fattore W_2 che corrisponde al prodotto dei pesi assegnati in funzione della rilevanza biologica dell'endpoint considerato, della rilevanza ecologica della matrice testata e dell'esposizione acuta o cronica degli organismi.
- Per l'attribuzione del livello di pericolo derivante dalla batteria di saggi ecotossicologici, il valore ottenuto per l'indice $HQ_{Batteria}$ è normalizzato ad una scala compresa tra 0 e 10 (equazione 6), dove 1 corrisponde al valore di soglia della batteria (cioè il valore di HQ che si otterrebbe se tutti i saggi della batteria mostrassero un effetto pari alla rispettiva soglia) e 10 corrisponde al valore massimo della batteria (quando tutti i saggi mostrano il 100% di effetto). A seconda del valore dell' $HQ_{Batteria}$ normalizzato, il livello di pericolo ecotossicologico viene attribuito ad una classe di gravità (da assente a molto alto), identificata da un diverso colore: Assente/bianco se $HQ_{Batteria} < 1$; Basso/azzurro se $HQ_{Batteria} \geq 1$ e < 1.5 ; Medio/giallo se $HQ_{Batteria} \geq 1.5$ e < 3 ; Alto/rosso se $HQ_{Batteria} \geq 3$ e < 6 ; Molto Alto/nero se $HQ_{Batteria} \geq 6$ (punto 6 del flow chart della Figura 9).

Tabella 3. Saggi biologici utili per l'allestimento della batteria. Con la "x" vengono indicati i possibili saggi alternativi per ciascuna tipologia

Gruppo	Batteri		Algae	Crosteacei					Molluschi Bivalvi		Echinodermi		
Specie	<i>Vibrio fischeri</i> (Bacteria)		<i>Dunaliella tertiolecta</i> <i>Pheodactylum tricornutum</i> <i>Skeletonema costatum</i> (Algae)	<i>Amphibalanus amphitrite</i> (Crustacea)	<i>Corophium</i> spp (Crustacea)	<i>Acartia tonsa</i> (Crustacea)		<i>Tigriopus fulvus</i> (Crustacea)	<i>Crassostrea gigas</i> (Bivalvia)	<i>Mytilus galloprovincialis</i> (Bivalvia)	<i>Paracentrotus lividus</i> (Echinodermata)		
Matrice	fase liquida	fase solida	fase liquida	fase liquida	Sed. intero	fase liquida	Sed. intero	fase liquida	fase liquida	fase liquida	fase liquida		
Endpoint	Bioluminescenza		Crescita algale	Mortalità	Mortalità	Mort. (48 h)	Mort. (7 gg)	Sviluppo larvale	Mortalità	Sviluppo larvale	Sviluppo larvale	Fecondazione	Sviluppo larvale
1ª tipologia		XA			XA			XC					
2ª tipologia	XA		XC	XA		XA			XA			XA	
3ª tipologia							XC			XC	XC		XC

A = saggio acuto

C = saggio cronico/a lungo termine/subcronico/risp. subletale

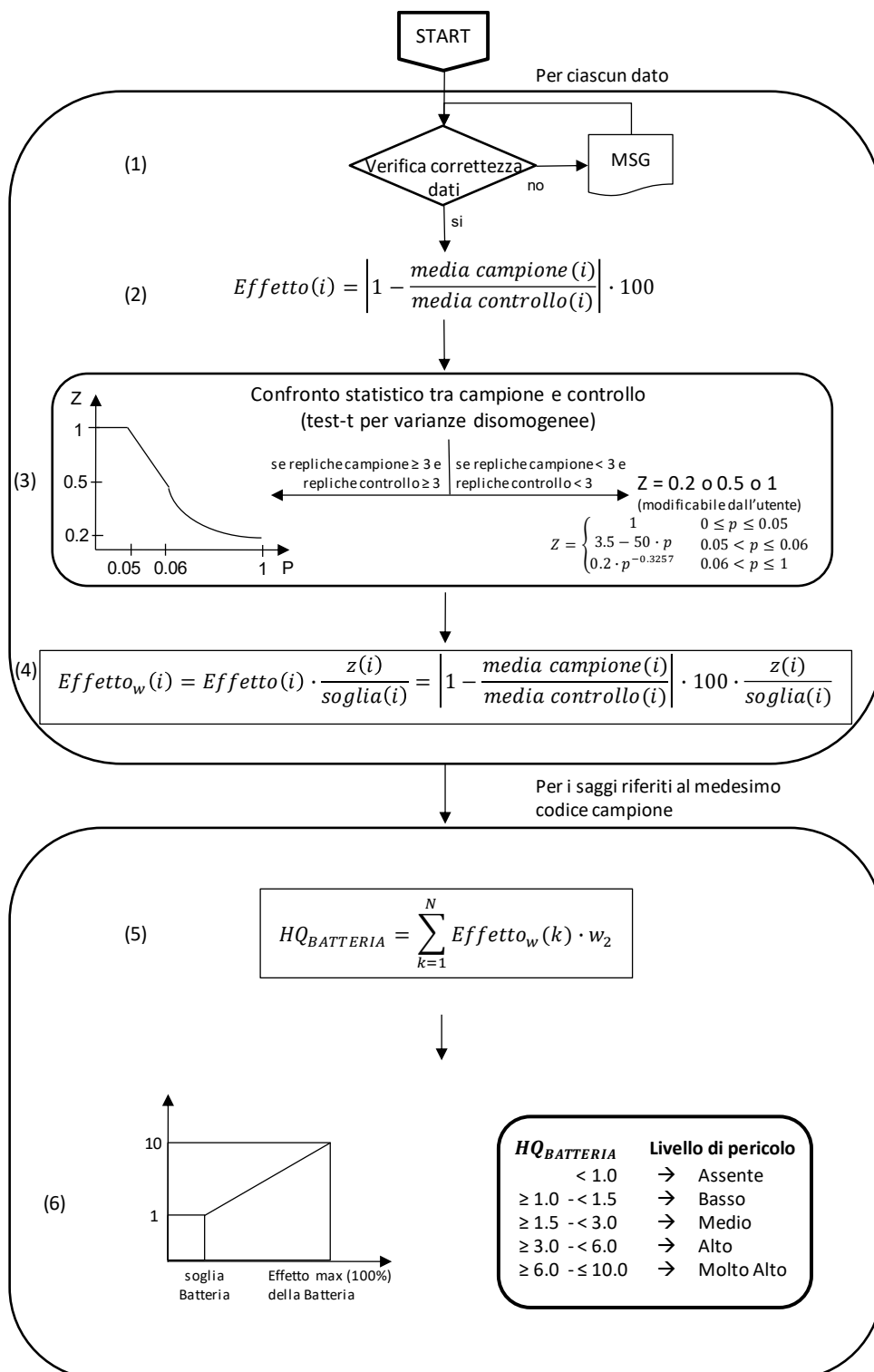


Figura 9. Flow-chart con la procedura di elaborazione dei dati di caratterizzazione ecotossicologica.

2.2.3 Classificazione ponderata di qualità dei sedimenti

L'attribuzione della Classe di Qualità dei sedimenti è data dall'integrazione della classificazione chimica ed ecotossicologica, ottenute attraverso l'applicazione dei criteri di integrazione ponderata descritti in precedenza. La classificazione ponderata (Tabella 4), che determina le successive opzioni di gestione, è stata determinata in accordo alla procedura descritta nell'Allegato tecnico del D.M. 173 del 2016.

Tabella 4. Classificazione della qualità dei sedimenti secondo i criteri di integrazione ponderata; Hazard quotient (chimico)

Classe di pericolo ecotossicologico elaborato per l'intera batteria (HQ _{Batteria})	Classificazione chimica	Classe di Qualità del materiale
Assente	HQ _C (L2) ≤ Trascurabile	A
	Basso ≤ HQ _C (L2) ≤ Medio	B
	HQ _C (L2) = Alto	C
	HQ _C (L2) > Alto	D
Basso	HQ _C (L1) ≤ Basso	A
	HQ _C (L1) ≥ Medio e HQ _C (L2) ≤ Basso	B
	Medio ≤ HQ _C (L2) ≤ Alto	C
	HQ _C (L2) > Alto	D
Medio	HQ _C (L2) ≤ Basso	C
	HQ _C (L2) ≥ Medio	D
≥ Alto	HQ _C (L2) ≤ Basso	D
	HQ _C (L2) ≥ Medio	E

2.3. Confronto tra il sistema di valutazione previsto dal Manuale APAT-ICRAM (2007) e l'applicazione dei criteri di integrazione ponderata dell'Allegato Tecnico (DM 173/16)

2.3.1. Elaborazione dei dati chimici

Per quanto riguarda l'elaborazione della classificazione chimica, i dati di input sono rappresentati dalle concentrazioni dei vari parametri misurati nei sedimenti. I valori di riferimento utilizzati sono L1 e L2 riportati nell'Allegato Tecnico del DM 173/16 (Tabella 5).

Tabella 5. Livelli chimici di riferimento nazionali (Allegato tecnico DM 173/16).

PARAMETRO	L1	L2
Elementi in tracce	[mg kg⁻¹] p.s.	
Arsenico	12	20
Cadmio	0,3	0,80
Cromo	50	150
Cr VI	2	2
Rame	40	52
Mercurio	0,3	0,80
Nichel	30	75
Piombo	30	70
Zinco	100	150
Contaminanti organici	[µg kg⁻¹] p.s.	
Composti organostannici	5 ⁽¹⁾	72 ⁽²⁾
Σ PCB ⁽³⁾	8	60
Σ DDD ⁽⁴⁾	0,8	7,8
Σ DDE ⁽⁴⁾	1,8	3,7
Σ DDT ⁽⁴⁾	1,0	4,8
Clordano	2,3	4,8
Aldrin	0,2	10 ⁷
Dieldrin	0,7	4,3
Endrin	2,7	10
α-HCH	0,2	10 ⁷
β-HCH	0,2	10 ⁷
γ-HCH (Lindano)	0,2	1,0
Eptacloro epossido	0,6	2,7

PARAMETRO	L1	L2
HCB	0,4	50 ⁷
Idrocarburi C>12	Non disponibile	50000
Σ IPA(16) ⁽⁵⁾	900	4000
Antracene	24	245
Benzo[a]antracene	75	500
Benzo[a]pirene	30	100
Benzo[b]fluorantene	40	500 ⁷
Benzo[k]fluorantene	20	500 ⁷
Benzo[g,h,i]perilene	55	100 ⁷
Crisene	108	846
Indenopirene	70	100 ⁷
Fenantrene	87	544
Fluorene	21	144
Fluorantene	110	1494
Naftalene	35	391
Pirene	153	1398
Σ T.E. PCDD,PCDF ⁽⁶⁾ (Diossine e Furani) e PCB diossina simili	2 x 10 ⁻³	1 X 10 ^{-2*}

⁽¹⁾ riferito al solo TBT

⁽²⁾ riferito alla sommatoria di MBT, DBT, TBT;

⁽³⁾ come sommatoria dei seguenti congeneri: 28, 52, 77, 81, 101, 118, 126, 128, 138, 153, 156, 169, 180;

⁽⁴⁾ come sommatoria degli isomeri 2,4 e 4,4;

⁽⁵⁾ come sommatoria dei 16 IPA di maggior rilevanza ambientale indicati dall'USEPA (Acenaftilene, Benzo(a)antracene, Fluorantene, Naftalene, Antracene, Benzo(a)pirene, Benzo(b)fluorantene, Benzo(k)fluorantene, Benzo(g,h,i)perilene, Acenaftene, Fluorene, Fenantrene, Pirene, Dibenzo(a,h)antracene, Crisene, Indeno(1,2,3,c-d)pirene;

⁽⁶⁾ L'Elenco dei congeneri e relativi Fattori di Tossicità Equivalenti (EPA, 1989) e l'elenco congeneri PCB Diossina simili (WHO, 2005) e quello riportato alle note della tabella 3/A di cui al D.Lgs.172/2015.

⁽⁷⁾ Concentrazione valida solo per attività di ripascimento emerso;

* relativa alla sommatoria di PCDD e PCDF

In accordo ai criteri indicati dal Manuale APAT-ICRAM (2007), la classificazione chimica viene determinata dal confronto delle concentrazioni misurate con i livelli LCB e LCL, sostituiti con i nuovi limiti normativi L1 e L2; il superamento, anche lieve e di un solo parametro, di un livello chimico di riferimento determina il passaggio del materiale alla classe chimica successiva.

In questo lavoro di tesi, per confrontare i due approcci sono stati considerati i limiti normativi L1 e L2.

Con i criteri di integrazione ponderata invece, le concentrazioni chimiche misurate vengono elaborate attraverso gli algoritmi di calcolo già descritti nel flow-chart di Figura 8. La classe di pericolo chimico nei confronti di L1 e L2 viene definita in funzione del numero e della tipologia dei contaminanti che superano tali riferimenti, e dell'entità degli sforamenti.

Secondo quanto già descritto, la classe chimica " $\leq L1$ " dello schema del Manuale APAT-ICRAM (2007) (ovvero tutti i parametri presentano concentrazioni \leq ai rispettivi limiti), corrisponde ad un giudizio complessivo di pericolo, ottenuto dall'integrazione ponderata di tutti i risultati chimici, che nei confronti di questo riferimento deve essere " $HQ_C(L1) \leq$ Basso".

La classificazione del Manuale "compreso tra L1 e L2" (ovvero almeno un parametro superiore a L1, ma tutti inferiori ai rispettivi L2) è sostituita da un giudizio complessivo di pericolo chimico nei confronti di L1 " $HQ_C(L1) \geq$ Medio", ma che contemporaneamente deve essere nei confronti di LCL " $HQ_C(L2) \leq$ Basso".

Infine, la classe chimica del Manuale " $\geq L2$ " (almeno un parametro superiore a questo riferimento normativo) è sostituita da un giudizio complessivo di

pericolo chimico nei confronti di L2 “ $HQ_c(L2) \geq$ Medio” ottenuto dall’applicazione dei criteri di integrazione ponderata.

2.3.2. Elaborazione delle analisi ecotossicologiche e attribuzione del giudizio di tossicità

L’elaborazione dei dati ecotossicologici in accordo al Manuale APAT-ICRAM (2007) prevede l’attribuzione di giudizi di tossicità ai singoli saggi. Per i saggi con *P. tricornutum* e *P. lividus* i giudizi sono assegnati in funzione dei valori di EC20 o EC50 (calcolati testando un elutriato alla diluizione 100%, 50%, 25%); per *V. fisheri* in fase solida il giudizio si riferisce al calcolo del *Sediment Toxicity Index* (STI) che permette di esprimere la tossicità del campione rispetto ad un controllo con le medesime caratteristiche granulometriche (Tabella 6). In accordo al Manuale APAT-ICRAM (2007), la classificazione ecotossicologica di un campione di sedimento deriva dal risultato peggiore ottenuto nella batteria di saggi.

Tabella 6. Giudizi di tossicità attribuiti ai singoli saggi biologici secondo i criteri di cui al manuale APAT-ICRAM, 2007.

SPECIE	CLASSE A Tossicità assente o trascurabile	CLASSE B Tossicità media	CLASSE C Tossicità alta	CLASSE D Tossicità molto alta
<i>P. tricornutum</i> (crescita algale)	$EC_{20} \geq 90\%$	$EC_{20} < 90\%$ e $EC_{50} > 100\%$	$40\% \leq EC_{50} < 100\%$	$EC_{50} < 40\%$
<i>V. fischeri</i> (sedimento)	$S.T.I. \leq 3$	$3 < S.T.I. \leq 6$	$6 < S.T.I. \leq 12$	$S.T.I. > 12$
<i>P. lividus</i> (sviluppo)	$EC_{20} \geq 90\%$	$EC_{20} < 90\%$ e $EC_{50} > 100\%$	$40 \leq EC_{50} < 100\%$	$EC_{50} < 40\%$

Con i criteri di integrazione ponderata invece, la batteria viene valutata nel suo insieme, pesando la rilevanza biologica degli endpoint, la significatività statistica e l'entità degli effetti rispetto alle soglie specifiche per ciascun saggio, nonché la tipologia dell'esposizione in termini di durata (acuta o cronica) e matrice (sedimento tal quale, elutriato, acqua interstiziale o estratti). Tutti questi fattori vengono considerati durante le procedure di calcolo descritte nel flow chart di Figura 9. I dati di input sono quelli necessari per il calcolo dell'effetto e della significatività statistica, ovvero le medie (con deviazione standard) dell'endpoint misurato per ciascun saggio nelle condizioni di

controllo, le medie (con deviazione standard) ottenute testando il campione, il numero di repliche.

Relativamente all'interpretazione dei singoli saggi utilizzati nel presente studio, occorre fare alcune precisazioni tra i giudizi di tossicità elaborati in accordo alla Tabella 6 del Manuale APAT-ICRAM (2007), o mediante gli algoritmi di calcolo del modello Sediqualsoft®.

Per *V. fisheri* il Manuale APAT-ICRAM (2007) fissa la soglia di comparsa di tossicità ad $STI > 3$ mentre per valori più bassi è considerata trascurabile; nel metodo Sediqualsoft® invece, il campione è considerato tossico quando la tossicità, oltre ad essere statisticamente significativa, supera la soglia di tossicità naturale stimata del 25%, corrispondente ad un $STI = 1.25$. Si tratta quindi di una soglia molto più rigorosa ed oggettiva, rispetto al criterio “tradizionale” del Manuale, dove, per equilibrare il giudizio basato sul risultato peggiore, è stato “tollerato” un STI di 3, anziché 1.25, che rappresenta la vera soglia di tossicità per questo saggio.

Nel caso di *P. tricornutum* un effetto che si riscontra molto frequentemente è quello stimolante (ormesi), con un aumento cioè della crescita algale. Poiché nel Manuale APAT-ICRAM (2007) l'ormesi non è contemplata, campioni in grado di dare questo effetto sarebbero classificati con tossicità/pericolo assente. Il modello Sediqualsoft® considera invece anche l'effetto ormetico.

L'elaborazione complessiva di tutti i saggi della batteria mediante l'applicazione dei criteri di integrazione ponderata permette di superare la logica del "risultato peggiore" che viene sostituita dalla definizione del pericolo ecotossicologico derivante da una più attenta valutazione di tutte le componenti dell'intera batteria di saggi biologici.

In particolare, le 4 colonne di classificazione ecotossicologica previste dal Manuale APAT-ICRAM (2007) vengono sostituite dai giudizi complessivi di pericolo ecotossicologico corrispondenti rispettivamente a " $HQ_{\text{Battery}} \leq \text{Basso}$ " (per colonna A del Manuale APAT-ICRAM), " $HQ_{\text{Battery}} \text{Medio}$ " (per colonna B), " $HQ_{\text{Battery}} \text{Alto}$ " (per colonna C), " $HQ_{\text{Battery}} \text{Molto Alto}$ " (per colonna D).

2.4 Confronto dei due approcci per l'attribuzione della Classe di Qualità ai sedimenti del Porto di Trapani.

Il Manuale APAT-ICRAM (2007) prevede uno schema di classificazione (Tabella 7) che ripartisce la qualità del sedimento in 3 classi principali (A, B, C), a loro volta suddivise in 2 sottoclassi (A1-A2, B1-B2, C1-C2). Tale matrice combina le diverse possibilità di classificazione chimica ed ecotossicologica ottenute mediante l'approccio di tipo "sopra o sotto": per quanto concerne i dati chimici il superamento di un riferimento normativo (L1 o L2) determina il passaggio del giudizio alla fascia successiva, mentre tra i risultati dei saggi ecotossicologici viene invece considerato quello peggiore.

Lo schema di classificazione basato sull'applicazione dei criteri di integrazione ponderata prevede una matrice di classificazione simile alla precedente, che mantiene gli stessi obiettivi, principi e la suddivisione in 5 classi di qualità principali (A, B, C, D ed E) (Tabella 8).

In accordo a quanto già specificato, al fine di garantire una migliore confrontabilità con i criteri di integrazione ponderata, lo schema di classificazione del Manuale è stato applicato considerando, i riferimenti normativi L1 e L2 del DM 173/16 e l'attuale classificazione del materiale da escavo (A, B, C, D, E del DM 173/16) (Tabella 8).

Tabella 7. Classificazione della Qualità dei sedimenti secondo il Manuale APAT-ICRAM (2007 modificata). Per i riferimenti normativi della classificazione chimica sono stati utilizzati quelli previsti dal DM 17/2016 (L1 e L2).

Classificazione chimica	Classificazione ecotossicologica		Classe qualità
	Colonna	Tossicità elutriato	
≤ L1	A	n.c	A1
	A	n.c	A2
	B	n.c	
	C	Assente	B1
	C	≥ Colonna C	B2
	D	Assente	
Tra L1 e L2	D	= Colonna D	C1
	A	n.c.	A2
	B	Assente	B1
	B	= Colonna B	B2
	C	n.c	
≥ L2	D	Assente	
	D	= Colonna D	C1
	A o B	n.c	B2
	C	Assente	C1
	C	= Colonna C	C2
	D	n.c	

Tabella 8. Classificazione della Qualità dei sedimenti secondo i criteri di integrazione ponderata. HQC = Hazard Quotient (chimico)

Classe di pericolo ecotossicologico elaborato per l'intera batteria (HQ _{Batteria})	Classificazione chimica	Classe di Qualità del materiale
Assente	HQ _C (L2) ≤ Trascurabile	A
	Basso ≤ HQ _C (L2) ≤ Medio	B
	HQ _C (L2) = Alto	C
	HQ _C (L2) > Alto	D
Basso	HQ _C (L1) ≤ Basso	A
	HQ _C (L1) ≥ Medio e HQ _C (L2) ≤ Basso	B
	Medio ≤ HQ _C (L2) ≤ Alto	C
	HQ _C (L2) > Alto	D
Medio	HQ _C (L2) ≤ Basso	C
	HQ _C (L2) ≥ Medio	D
≥ Alto	HQ _C (L2) ≤ Basso	D
	HQ _C (L2) ≥ Medio	E

3. Risultati e discussioni

3.1. Classificazione del pericolo chimico dei sedimenti del Porto di Trapani in accordo con il Manuale APAT-ICRAM del 2007 e il Decreto Ministeriale 173/2016

Per quanto riguarda l'elaborazione della classificazione chimica, i dati di input sono rappresentati dalle concentrazioni dei vari parametri misurati nei sedimenti del Porto di Trapani. Le analisi chimiche oggetto del caso studio hanno riguardato la potenziale presenza di: metalli (Arsenico, Cadmio, Cromo, Rame, Mercurio, Nichel, Zinco), composti organici (Organostannici, PCB, DDD, DDE, DDT, Clordano, Dieldrin, Endrin, HCH, Eptacloro epossido, Idrocarburi Policiclici Aromatici, HCB, Idrocarburi C>12, Naftalene, Antracene, Fenantrene, Fluorene, Fluorantene, Pirene, Crisene, Benzo(a)Antracene, Benzo(b)Fluorantene, Benzo(k)Fluorantene, Benzo(a)Pirene, Indeno(1,2,3,c,d)pirene, Benzo(g,h,i)perilene, Dibenzo(a,h)antracene).

I valori di riferimento utilizzati sono i livelli di riferimento L1 e L2 riportati nel DM 173/16.

In accordo ai criteri indicati dal Manuale, la classificazione chimica viene determinata dal confronto delle concentrazioni misurate con i livelli chimico

base (L1) e livello chimico limite (L2); il superamento, anche lieve e di un solo parametro, di un livello chimico di riferimento determina il passaggio del materiale alla classe chimica successiva.

Con i criteri di integrazione ponderata invece, le concentrazioni chimiche misurate vengono elaborate attraverso gli algoritmi di calcolo già descritti nel flow-chart di Figura 9. La classe di pericolo chimico nei confronti di L1 e L2 viene definita in funzione del numero e della tipologia dei contaminanti che superano tali riferimenti, e dell'entità degli sforamenti.

La classe chimica " $\leq L1$ " dello schema del Manuale APAT-ICRAM (2007) (ovvero tutti i parametri presentano concentrazioni \leq ai rispettivi limiti), corrisponde ad un giudizio complessivo di pericolo, ottenuto dall'integrazione ponderata di tutti i risultati chimici, che nei confronti di questo riferimento deve essere "HQ_C \leq Basso".

La classificazione del Manuale "compreso tra L1 e L2" (ovvero almeno un parametro superiore a L1, ma tutti inferiori ai rispettivi L2) è sostituita da un giudizio complessivo di pericolo chimico nei confronti di L1 "HQ_C(L1) \geq Medio", ma che contemporaneamente deve essere nei confronti di L2 "HQ_C(L2) \leq Basso".

Infine, la classe chimica del Manuale “ $\geq L2$ ” (almeno un parametro superiore a questo riferimento normativo) è sostituita nel DM 173/16 da un giudizio complessivo di pericolo chimico nei confronti di L2 “ $HQ_c(L2) \geq \text{Medio}$ ” ottenuto dall’applicazione dei criteri di integrazione ponderata.

Il Manuale APAT-ICRAM (2007) utilizza quindi, come principio di classificazione chimica dei sedimenti, il superamento del valore tabellare (L1 e L2) identificando tre classi chimiche: “ $\leq L1$ ”, “tra L1 e L2” e “ $> L2$ ”. Tra tutti i campioni analizzati, non si osservano campioni con valori dei parametri inferiori ai valori di riferimento L1, invece 62 campioni mostrano la classe chimica “tra L1 e L2” con almeno un analita con valori superiori al limite di riferimento L1 e nei 112 campioni restanti si è osservato almeno un analita con valori superiori ai valori soglia dei riferimenti normativi L2 (Tabella 9). Gli analiti che hanno contribuito maggiormente a tali sforamenti sono Fluorene, Naftalene e metalli pesanti, tra cui As, Cr, Ni, Cd, Zn e Cu. Prendendo in considerazione i riferimenti normativi L1, il campione EXT2 ha mostrato valori superiori al riferimento normativo L1 solo per 2 parametri, il Naftalene e il Fluorene, rispettivamente con valori di 184,5 e 57,8 $\mu\text{g kg}^{-1}$ (limite di riferimento L1: Naftalene 35 $\mu\text{g kg}^{-1}$ e Fluorene 21 $\mu\text{g kg}^{-1}$); il campione TP4 C/D evidenzia tra tutti i parametri analizzati il superamento di un solo analita, il Naftalene, con una concentrazione di 91,8 $\mu\text{g kg}^{-1}$.

Il campione che presenta diversi analiti che sfiorano i limiti di riferimento L1 è il TP33A: Cadmio $0,4 \mu\text{g kg}^{-1}$; Cromo $57,2 \text{ mg kg}^{-1}$; Nichel $40,1 \text{ mg kg}^{-1}$; TBT $58,0 \mu\text{g kg}^{-1}$.

Prendendo in considerazione i limiti di riferimento L2, alcuni campioni presentano un solo parametro che sfiora il limite normativo L2, ad esempio, il campione TP6C/D ha mostrato una concentrazione di DDE pari a $11,5 \mu\text{g kg}^{-1}$ (limite di riferimento L2: $3,7 \mu\text{g kg}^{-1}$) e il campione TP22A ($118,5 \mu\text{g kg}^{-1}$ di eptacloro epossido; limite di riferimento L2: $2,7 \mu\text{g kg}^{-1}$); i campioni TP26A e TP28A hanno mostrato valori di Cu, rispettivamente, pari a $141,9$ e $117,1 \text{ mg kg}^{-1}$ (limite di riferimento L2: 52 mg kg^{-1}); il campione TP77C/D avendo una concentrazione di $22,3 \text{ mg kg}^{-1}$ di As supera lievemente il limite di riferimento L2 di 20 mg kg^{-1} .

I risultati chimici dei campioni TP2A e TP9/10C hanno evidenziato il superamento dei valori limiti di L2 per 5 analiti, tra cui alcuni metalli (Cu, Zn, Hg), Endrin e \sum DDE (Tabella 9).

Per quanto riguarda la classificazione del livello di pericolo chimico ottenuta secondo l'approccio descritto dal DM 173/2016, i risultati analitici ottenuti per i sedimenti sono stati elaborati mediante il software Sediqualsoft 109.0[®], applicando i criteri di integrazione ponderata.

Attraverso l'utilizzo dei criteri di integrazione ponderata viene abbandonata la logica del superamento del valore tabellare, anche minimo da parte di un unico parametro, come principio fondamentale per la caratterizzazione chimica.

Il software Sediqualsoft, nei confronti dei riferimenti normativi nazionali (L1 e L2), elabora un indice di pericolo chimico basato sul numero dei contaminanti che eccedono il riferimento specifico, la pericolosità di tali parametri, e l'entità degli sforamenti misurati. L'elaborazione effettuata considerando, come riferimento normativo, i limiti L1 non ha evidenziato per nessun campione una classificazione del livello di pericolo chimico "Assente" paragonabile alla classe chimica " \leq L1" del manuale. Per quanto riguarda i 174 campioni dell'area del porto di Trapani, l'elaborazione ha fornito una classe di pericolo chimico "Basso" nei confronti di L1 (DM 173/2016) per 8 campioni; per 30 campioni è stato elaborato un livello di pericolo chimico "Medio", per 52 il livello di pericolo è risultato "Alto" con un contributo in percentuale maggiore all'HQ, soprattutto, dei seguenti analiti Naftalene, TBT e metalli tra cui Rame, Zinco, Cadmio e Nichel; mentre i restanti 84 campioni hanno mostrato un livello di pericolo chimico "Molto Alto" (contributo maggiore in % all'HQ: Naftalene, PCB, DDT, DDE, TBT, Eptacloro epossido e alcuni metalli) (Tabella 9).

Prendendo in considerazione i riferimenti normativi L2, i dati elaborati con il modello Sediqualsoft hanno evidenziato 20 campioni in classe di pericolo ecotossicologico “Assente/Trascurabile”, 39 campioni in classe “Bassa”, 33 campioni in classe “Media”, 10 in classe “Alta” e 19 in classe “Molto Alta”.

La caratteristica che, contraddistingue il manuale APAT-ICRAM 2007 come in questo caso studio, è la presenza di vari campioni che con uno o pochi analiti sopra la soglia, ne determinano il passaggio al livello di pericolo successivo. Prendendo in considerazione il riferimento normativo L1, in alcuni campioni, come il TP31A, il Nichel ha una concentrazione di 53,1 mg kg⁻¹, quindi con un lieve superamento dei valori di riferimento L1 (30 mg kg⁻¹), tale campione, in funzione del manuale, viene inserito nella classe tra L1 e L2; elaborando i risultati di questo campione secondo il DM 173/2016, i risultati mostrano un HQ pari a 2,24 che determina una classificazione del livello di pericolo chimico “Basso” per L1 e “Assente” per L2; come anche il campione TP49C/D, secondo l’approccio del Manuale si ottiene una classificazione chimica “tra L1 e L2”, dovuta anche per questo campione dal superamento dei valori di Nichel (43,2 mg kg⁻¹); mentre con l’approccio di integrazione ponderata lo stesso campione presenta un livello di pericolo chimico “Basso” considerando L1 e “Assente” per L2. Il campione TP77C/D che presenta concentrazioni di As pari a 22,3 mg

kg⁻¹, supera lievemente il riferimento normativo L2 di 20 mg kg⁻¹, quindi, secondo l'approccio del Manuale APAT-ICRAM 2007, il campione risulta essere nella classe più alta della classificazione chimica: classe chimica ">L2"; elaborando, invece, i risultati di questo campione con l'approccio WOE, il modello considera questo lieve superamento come un livello di pericolo chimico "Trascurabile" (Tabella 9).

Grazie a questo confronto è possibile osservare che il manuale APAT-ICRAM (2007) tende a sottovalutare degli aspetti riguardo la pericolosità intrinseca degli inquinanti stessi, senza contestualizzare la situazione reale di un campione, e il DM 173/2016, considera il numero degli sforamenti, l'entità dello sforamento e la pericolosità dell'analita, ottenendo una classificazione più reale del pericolo chimico di una determinata area indagata.

Tabella 9 – Classificazione chimica Manuale APAT ICRAM 2007 e Classificazione chimica DM 173/16.

Campione	Manuale APAT ICRAM 2007			DM 173/2016 - L1				DM 173/2016 - L2			
	Classificazione chimica	Parametri tra L1 e L2	Parametri >L2	HQ	% max/RTR	Par. non conformi	Livello di pericolo chimico	HQ	% max/RTR	Par. non conformi	Livello di pericolo chimico
EXT2	Tra L1 e L2	Naftalene-Fluorene		8,9	67,8% (Naftalene)	2	Alto	0,2		0	Assente
EXT3	Tra L1 e L2	TBT - Naftalene-Fluorene		20,1	45,3% (Naftalene)	3	Molto Alto	0,2		0	Assente
TP1A	>L2	TBT - Cr-Hg-Ni-Fluorene	Cu-Zn-Idr. C>12	11,6	30,1% (Cu)	6	Alto	5,0	53,2% (Cu)	3	Medio
TP2A	>L2	TBT - As-Cd-Cr-Hg-Ni	Cu-Zn-Σ Organos.-Σ DDE-Endrin-Idr. C>12-Antracene-Fluorene	77,9	41,1% (TBT)	12	Molto Alto	17,9	30,3% (Endrin)	6	Molto Alto
TP2C/D	>L2	As-Cr-Cu-Ni-Zn-Σ PCB-	Idr. C>12	13,8	60% (Σ PCB)	6	Molto Alto	1,9	100% (C>12)	1	Basso
TP3A	>L2	As-Hg-Fluorene	Cu-Zn-Idr. C>12-	10,4	23,6% (Cu)	5	Alto	4,9	38,3% (Cu)	3	Medio
TP3C	>L2	Σ PCB-Σ DDE	Endrin	15,2	78,1% (Endrin)	3	Molto Alto	3,3	100% (Endrin)	1	Medio
TP4A	>L2	TBT - Cd-Hg-Ni	As-Cu-Zn-Σ Organos.-	47,5	73,3% (TBT)	7	Molto Alto	7,0	35,2% (Σ Organos.)	4	Alto
TP4C/D	Tra L1 e L2	Naftalene		3,2	100% (Naftalene)	1	Medio	0,1		0	Assente
TP5A	>L2	TBT - As-Cr-Ni	Cu-Zn-Σ Organos.-Σ DDE-Idr. C>12	65,0	79,1% (TBT)	7	Molto Alto	10,9	32,9% (Σ Organos.)	5	Alto
TP5C/D	>L2	Benzo(k)Fluoratene - As-Cd-Ni-Zn-Antracene	Cu	11,7	21,2% (Cu)	7	Alto	2,0	100% (Cu)	1	Basso
TP6A	>L2	TBT - Cr	As-Cu	20,8	68,1% (TBT)	5	Molto Alto	3,9	43,3% (Cu)	3	Medio
TP6C/D	>L2	Benzo(k)Fluoratene - Benzo(b)Fluoratene - As-Cu-Σ PCB-Fluorene-Fluoratene - Benzo(a)pirene	Σ DDE	27,4	30,9% (Σ DDE)	9	Molto Alto	4,3	100% (Σ DDE)	1	Medio
TP8A	>L2	Cd-Cr-Hg-Ni-Pb-Naftalene-Fluorene	Cu-Zn-Σ DDD-Σ DDT	88,9	50% (Σ DDT)	11	Molto Alto	14,6	64,1% (Σ DDT)	4	Molto Alto
TP9A	>L2	TBT - As-Cr-Hg-Σ PCB -Naftalene-Fluorene	Cu-Zn-Σ Organos.- Endrin	91,8	62,4% (TBT)	10	Molto Alto	11,4	35,3% (Σ Organos.)	4	Alto
TP10A	>L2	Benzo(k)Fluoratene - Cd-Cr-Antracene-Fluorene	Cu-Hg-Zn-Σ PCB-Σ DDE	58,0	42,9% (Σ DDE)	10	Molto Alto	20,9	57,9% (Σ DDE)	5	Molto Alto
TP9/10C	>L2	Cr-Hg-Ni-Naftalene	Cu-Zn	14,4	36,7% (Naftalene)	6	Molto Alto	3,7	59,4% (Cu)	2	Medio
TP11A	>L2	Cr-Hg-Naftalene-Fluorene	As-Cu-Zn-Endrin-	37,4	44,4% (Endrin)	8	Molto Alto	8,8	51,4% (Endrin)	4	Alto
TP11C/D	>L2	Cr-Ni-Σ DDE	As-Cu-Zn	11,4	22,1% (Zn)	6	Alto	4,6	38% (Cu)	3	Medio
TP12A	>L2	Cr-Naftalene	As-Cu-Zn-	11,1	27,1% (Naftalene)	5	Alto	4,6	46% (Cu)	3	Medio
TP13A	>L2	Cd-Cr-Naftalene-Fluorene	As-Cu-Zn	18,8	26,9% (Naftalene)	8	Molto Alto	4,9	39,8% (Cu)	3	Medio
TP14A	>L2	TBT - As-Cr-Ni-Naftalene-Fluorene	Cu-Zn-Σ Organos.	37,5	52,2% (TBT)	8	Molto Alto	4,2	36,7% (Zn)	3	Medio
TP15A	Tra L1 e L2	Zn-Naftalene-Fluorene		8,5	67,6% (Naftalene)	3	Alto	0,2		0	Assente
TP16A	>L2	Cr-Hg-Zn-Naftalene-Fluorene	As-Cu-Σ PCB-	27,8	42,1% (Σ PCB)	8	Molto Alto	4,2	38,1% (Σ PCB)	3	Medio
TP17A	>L2	Cr-Hg-Zn-Naftalene-Fluorene	As-Cu-Endrin-	56,6	77,6% (Endrin)	8	Molto Alto	14,2	84,1% (Endrin)	3	Molto Alto
TP18A	>L2	TBT - As-Cr-Hg-Zn-Naftalene-Fluorene	Cu-Σ Organos.-Idr. C>12	56,9	76% (TBT)	8	Molto Alto	5,4	57,7% (Σ Organos.)	3	Medio
TP19A	>L2	TBT - As-Cd-Cr-Cu-Hg-Zn-	Σ Organos.-Idr. C>12	41,3	76,5% (TBT)	7	Molto Alto	3,4	68,2% (Σ Organos.)	2	Medio
TP20A	>L2	Cd-Cr-Cu-Ni-Naftalene-Fluorene	As-Hg-Zn-Σ DDT-Idr. C>12	52,6	51,6% (Σ DDT)	10	Molto Alto	11,3	50,8% (Σ DDT)	5	Alto
TP21A	Tra L1 e L2	TBT - Ni-Naftalene-Fluorene		23,6	78,7% (TBT)	4	Molto Alto	0,2		0	Assente
TP21C/D	Tra L1 e L2	Cd-Ni-Zn-Naftalene		9,1	40,6% (Naftalene)	4	Alto	0,2		0	Assente
TP21E	Tra L1 e L2	Cd-Ni		4,6	57,9% (Cd)	2	Medio	0,2		0	Assente
TP22A	>L2	Cd-Cr-Ni-Zn-Naftalene-Fluorene	Eptacloro epossido	268,6	95,7% (Eptacloro epossido)	7	Molto Alto	57,2	100% (Eptacloro epossido)	1	Molto Alto
TP23A	Tra L1 e L2	Naftalene-Fluorene		4,2	63,3% (Naftalene)	2	Medio	0,1		0	Assente
TP24A	>L2	TBT - Cd-Cu-Hg-Ni-Zn	Σ DDE	17,7	37,6% (TBT)	7	Molto Alto	1,9	100% (Σ DDE)	1	Basso

Campione	Manuale APAT ICRAM 2007			DM 173/2016 - L1				DM 173/2016 - L2			
	Classificazione chimica	Parametri tra L1 e L2	Parametri >L2	HQ	% max/RTR	Par. non conformi	Livello di pericolo chimico	HQ	% max/RTR	Par. non conformi	Livello di pericolo chimico
TP25A	>L2	As-Cr-Naftalene-Fluorene	Cu-Zn	18,6	30,7% (Naftalene)	6	Molto Alto	5,6	52,3% (Cu)	2	Medio
TP26A	>L2	Cd-Zn-Naftalene	Cu	11,2	36,7% (Naftalene)	4	Alto	2,9	100% (Cu)	1	Medio
TP26C/D	Tra L1 e L2	Cr-Naftalene		5,1	73,5% (Naftalene)	2	Medio	0,2		0	Assente
TP27A	>L2	Cr-Ni-Naftalene-Fluorene	Cu-Zn	15,7	34,5% (Naftalene)	6	Molto Alto	2,5	53,5% (Zn)	2	Basso
TP27C/D	Tra L1 e L2	As-Cr-Ni-Zn-Naftalene-Fluorene		9,5	26,6% (Ni)	6	Alto	0,2		0	Assente
TP27E	Tra L1 e L2	Cr-Ni-Naftalene-Fluorene		8,4	31,6% (Ni)	4	Alto	0,2		0	Assente
TP28A	>L2	TBT - Cr-Hg-Zn-Naftalene-Fluorene	Cu-	30,0	35,5% (TBT)	7	Molto Alto	2,5	100% (Cu)	1	Basso
TP28C/D	Tra L1 e L2	Cr-Zn-Naftalene-Fluorene		8,5	52,8% (Naftalene)	4	Alto	0,2		0	Assente
TP28/29E	>L2	Cr	Eptacloro epossido	93,3	98,2% (Eptacloro epossido)	2	Molto Alto	20,4	100% (Eptacloro epossido)	1	Molto Alto
TP29A	>L2	As-Cr-Zn-Σ PCB	Cu-Eptacloro epossido	61,6	84,2% (Eptacloro epossido)	6	Molto Alto	13,5	86,2% (Eptacloro epossido)	2	Molto Alto
TP29C/D	Tra L1 e L2	Cr-Cu-Zn		4,0	36,7% (Zn)	3	Medio	0,2		0	Assente
TP30C/D	>L2	Cr	Ni	4,9	65% (Ni)	2	Medio	1,3	100% (Ni)	1	Basso
TP30E/F	>L2	Cr-Naftalene-Fluorene	Ni	7,8	37,8% (Ni)	4	Alto	1,3	100% (Ni)	1	Trascurabile
TP31A	Tra L1 e L2	Ni		2,2	100% (Ni)	1	Basso	0,1		0	Assente
TP31C/D	Tra L1 e L2	TBT - Ni		5,3	63,6% (TBT)	2	Medio	0,1		0	Assente
TP31E/F	Tra L1 e L2	Cr-Ni		3,1	63,7% (Ni)	2	Medio	0,1		0	Assente
TP32A	Tra L1 e L2	TBT - Ni		11,2	84% (TBT)	2	Alto	0,1		0	Assente
TP32C/D	>L2	TBT - Ni	Eptacloro epossido	145,2	89,8% (Eptacloro epossido)	3	Molto Alto	29,1	100% (Eptacloro epossido)	1	Molto Alto
TP32G/H	>L2	Cr-Ni	Eptacloro epossido	117,7	96,5% (Eptacloro epossido)	3	Molto Alto	25,3	100% (Eptacloro epossido)	1	Molto Alto
TP33A	Tra L1 e L2	TBT - Cd-Cr-Ni		20,1	76,4% (TBT)	4	Molto Alto	0,2		0	Assente
TP33C/D	Tra L1 e L2	Cd-Ni		4,2	59,2% (Ni)	2	Medio	0,2		0	Assente
TP33G/H	>L2	TBT - Cr-Ni	Σ Organos.	37,1	90,8% (TBT)	3	Molto Alto	2,4	100% (Σ Organos.)	1	Basso
TP34A	>L2	Benzo(k)fluoratene - Σ PCB	Endrin-Naftalene-Fluoratene - Benzo(a)Antarcene - Crisene - Benzo(a)pirene	22,7	29,8% (Endrin)	8	Molto Alto	2,0	100% (Endrin)	1	Basso
TP34C/D	>L2	Ni-Zn	Eptacloro epossido	38,7	91,6% (Eptacloro epossido)	3	Molto Alto	8,0	100% (Eptacloro epossido)	1	Alto
TP34G/H	Tra L1 e L2	Ni-Naftalene-Fluorene		4,8	41,7% (Ni)	3	Medio	0,1		0	Assente
TP35A	>L2	TBT - As-Cr-Cu-Ni-Zn-Naftalene	Σ Organos.	54,6	77,9% (TBT)	7	Molto Alto	3,2	100% (Σ Organos.)	1	Medio
TP35C/D	Tra L1 e L2	As-Hg-Ni-Zn-Fluorene		11,1	38,2% (Fluorene)	5	Alto	0,2		0	Assente
TP35/36E	>L2	Cu-Hg-Naftalene-Fluorene	Cr-Ni	20,0	41,9% (Naftalene)	6	Molto Alto	2,5	56% (Ni)	2	Basso
TP36A	>L2	TBT-Benzo(k)Fluoratene - Cd-Cr-Zn-Σ PCB-Σ DDE-Naftalene-Fluorene	Cu-Hg-Ni-Σ Organos.	112,1	70,5% (TBT)	12	Molto Alto	10,6	53,1% (Σ Organos.)	4	Alto
TP36C/D	>L2	Cr-Hg-Pb-Σ DDE-Naftalene-Fluorene	Cu-Ni-Endrin-ldr. C>12	166,2	86,9% (Endrin)	9	Molto Alto	42,6	91,9% (Endrin)	4	Molto Alto
TP37A	>L2	As-Cr-Hg-Ni	Cu-Zn	9,2	20,7% (Cu)	6	Alto	2,6	58,1% (Cu)	2	Basso
TP37C/D	>L2	TBT - As-Cr-Hg-Ni-Naftalene-Fluorene	Cu-Zn	31,3	58,7% (TBT)	9	Molto Alto	2,4	52,3% (Cu)	2	Basso
TP37/38E	Tra L1 e L2	Benzo(k)fluoratene - Cr-Ni-Zn-Naftalene-Fluorene		14,2	26,9% (Fluorene)	6	Molto Alto	0,2		0	Assente
TP38A	>L2	As-Cr-Hg-Ni	Cu-Zn	10,0	18,6% (Ni)	6	Alto	2,6	55,3% (Cu)	2	Basso
TP38C/D	>L2	TBT - As-Cr-Cu-Hg-Ni	Zn-Σ Organos.	47,4	78,3% (TBT)	7	Molto Alto	4,2	64,9% (Σ Organos.)	2	Medio

Campione	Manuale APAT ICRAM 2007			DM 173/2016 - L1				DM 173/2016 - L2			
	Classificazione chimica	Parametri tra L1 e L2	Parametri >L2	HQ	% max/RTR	Par. non conformi	Livello di pericolo chimico	HQ	% max/RTR	Par. non conformi	Livello di pericolo chimico
TP39A	>L2	TBT - CrCu-Hg-Ni-Zn-Σ PCB-Fenantrene	As-	19,5	24% (TBT)	9	Molto Alto	1,3	100% (As)	1	Basso
TP39C/D	>L2	Cr-Hg-Ni-Zn-Naftalene-fluorene	As	14,7	30,6% (Naftalene)	7	Molto Alto	1,3	100% (As)	1	Basso
TP39/40E	>L2	Cr-Naftalene	As	7,1	51,9% (Naftalene)	3	Alto	1,1	100% (As)	1	Trascurabile
TP40A	>L2	TBT-Benzo(k)Fluoratene - As-Cr-Cu-Ni	Zn-Σ Organos.	52,1	84,2% (TBT)	7	Molto Alto	4,2	74,6% (Σ Organos.)	2	Medio
TP40C/D	>L2	Cr-Cu-Hg-Ni	As-Zn	8,9	22,3% (As)	6	Alto	2,5	50,5% (Zn)	2	Basso
TP41A	Tra L1 e L2	As-Naftalene-Fluorene		5,6	44,5% (Naftalene)	3	Medio	0,1		0	Assente
TP42A	Tra L1 e L2	Cr-Ni-Naftalene		4,6	48,9% (Naftalene)	3	Medio	0,1		0	Assente
TP43A	>L2	As-Hg-Ni	Cu-Zn	8,3	22,6% (Zn)	5	Alto	2,4	53,7% (Zn)	2	Basso
TP44A	Tra L1 e L2	TBT - As-Hg-Zn		19,3	75,1% (TBT)	4	Molto Alto	0,2		0	Assente
TP45A	>L2	TBT - As-Hg_Zn	Σ Organos.	39,1	89,3% (TBT)	4	Molto Alto	2,6	100% (Σ Organos.)	1	Basso
TP46A	>L2	As-Cd-Cr-Hg-Pb_Ni-naftalene-Fluorene	Cu-Zn	16,9	14,8% (Naftalene)	10	Molto Alto	2,4	51,7% (Cu)	2	Basso
TP46C/D	>L2	As-Cd-Cr-Ni-Naftalene	Cu-Zn	17,5	33,1% (Naftalene)	7	Molto Alto	2,7	52,3% (Zn)	2	Medio
TP47A	>L2	Cr-Cu-Pb-Naftalene-Fluorene	Zn-Eptacloro epossido	93,8	83,2% (Eptacloro epossido)	7	Molto Alto	18,9	92,2% (Eptacloro epossido)	2	Molto Alto
TP47C/D	Tra L1 e L2	TBT		9,8	100% (TBT)	1	Alto	0,2		0	Assente
TP47E/F	Tra L1 e L2	Cd-Naftalene		7,2	51% (Naftalene)	2	Alto	0,2		0	Assente
TP48A	>L2	Cu-Ni-Pb-Zn-Naftalene-Fluorene	Cd	14,2	26,1% (Cd)	7	Molto Alto	1,6	100% (Cd)	1	Basso
TP48C/D	>L2	Ni-Pb-Naftalene-Fluorene	Cd	12,6	35,3% (Cd)	5	Alto	1,8	100% (Cd)	1	Basso
TP48E/F	Tra L1 e L2	Ni		2,8	100% (Ni)	1	Medio	0,1		0	Assente
TP49A	>L2	Cr	Cd-Ni	9,4	47,6% (Cd)	3	Alto	3,0	56,5% (Cd)	2	Medio
TP49C/D	Tra L1 e L2	Ni		1,9	100% (Ni)	1	Basso	0,1		0	Assente
TP49E	Tra L1 e L2	Cd-Cr-Ni-Naftalene		7,3	37,2% (Ni)	4	Alto	0,2		0	Assente
TP50A	Tra L1 e L2	TBT - Ni-Naftalene		8,9	50,7% (TBT)	3	Alto	0,2		0	Assente
TP50C/D	Tra L1 e L2	Ni		1,8	100% (Ni)	1	Basso	0,1		0	Assente
TP50E	>L2	Cd-Cr-Naftalene	Ni	8,5	45,8% (Ni)	4	Alto	1,6	100% (Ni)	1	Basso
TP52A	Tra L1 e L2	Ni-Naftalene-Fluorene		4,6	44,9% (Naftalene)	3	Medio	0,1		0	Assente
TP52C	Tra L1 e L2	Naftalene		1,9	100% (Naftalene)	1	Basso	0,1		0	Assente
TP52E	Tra L1 e L2	Cd-Ni		4,5	61,5% (Cd)	2	Medio	0,2		0	Assente
TP52G	Tra L1 e L2	Naftalene		1,8	100% (Naftalene)	1	Basso	0,1		0	Assente
TP52G/H	Tra L1 e L2	Cr		2,6	100% (Cr)	1	Medio	0,1		0	Assente
TP53E	>L2	TBT - Cd-Hg-Ni-	Idr. C>12	19,3	71,9% (TBT)	4	Molto Alto	1,9	100% (C>12)	1	Basso
TP53G/H	>L2	Cr-Ni-Fluorene	Cd-Zn	15,2	29,9% (Cd)	5	Molto Alto	2,9	60,8% (Cd)	2	Medio
TP54A	>L2	Cd-Cr-Naftalene	Ni	9,7	36,9% (Ni)	4	Alto	1,5	100% (Ni)	1	Basso
TP54C	>L2	Naftalene	As	9,5	58,5% (Naftalene)	2	Alto	2,4	100% (As)	1	Basso
TP54E	>L2	Nsftalene-Fluorene	As	7,6	46,9% (Naftalene)	3	Alto	1,5	100% (As)	1	Basso
TP54G/H	Tra L1 e L2	As-Cr		2,9	52,1% (Cr)	2	Medio	0,1		0	Assente
TP55C	Tra L1 e L2	As-Ni		3,4	65,5% (Ni)	2	Medio	0,1		0	Assente
TP55E	>L2	As-Cr-Naftalene-Fluorene	Cd-Ni-Zn	15,6	24,9% (Ni)	7	Molto Alto	4,2	38,2% (Ni)	3	Medio
TP55G/H	>L2	Cr	Ni-Eptacloro epossido	167,1	96,7% (Eptacloro epossido)	3	Molto Alto	37,1	96,9% (Eptacloro epossido)	2	Molto Alto
TP56A	>L2	Zn-Fenantrene	Cu	4,5	36,3% (Cu)	3	Medio	1,3	100% (Cu)	1	Basso

Campione	Manuale APAT ICRAM 2007			DM 173/2016 - L1				DM 173/2016 - L2			
	Classificazione chimica	Parametri tra L1 e L2	Parametri >L2	HQ	% max/RTR	Par. non conformi	Livello di pericolo chimico	HQ	% max/RTR	Par. non conformi	Livello di pericolo chimico
TP57A	Tra L1 e L2	Benzo(k)Fluorantene - Cr-Ni-Zn-Fenantrene-Fluoratene-Spmma IPA		13,6	23,5% (Benzo(k)fluorantene)	7	Molto Alto	0,2		0	Assente
TP57C/D	>L2	Cr-Ni-Zn-Naftalene-Fluorene	Eptacloro epossido	41,8	61,1% (Eptacloro epossido)	6	Molto Alto	5,8	100% (Eptacloro epossido)	1	Medio
TP58A	>L2	TBT - Cd-Cr-Zn-Naftalene	Cu	22,3	55,3% (TBT)	7	Molto Alto	1,6	100% (Cu)	1	Basso
TP59A	>L2	Cd-Cr-Hg-Ni-ΣDDE-Naftalene-Fluorene	Cu	16,6	28,9% (Naftalene)	9	Molto Alto	1,3	100% (Cu)	1	Trascurabile
TP60A	>L2	Benzo(k)Fluorantene - Cr-Hg-Ni-Zn-Naftalene-fluorene	Endrin	33,4	59,3% (Endrin)	8	Molto Alto	5,5	100% (Endrin)	1	Medio
TP61A	>L2	Cr-Ni	Idr. C>12	2,7	51,7% (Ni)	2	Medio	2,4	100% (C>12)	1	Basso
TP62A	>L2	Cr-Ni-Pb	Cu-Zn-Σ PCB	17,1	59,4% (Σ PCB)	6	Molto Alto	3,6	38,8% (Σ PCB)	3	Medio
TP62C/D	>L2	Cd-Cr-Cu-Ni-Pb-Naftalene	Zn	12,4	28,1% (Cd)	7	Alto	1,3	100% (Zn)	1	Trascurabile
TP63A	>L2	Cd-Cr-Ni	Zn	6,1	29,4% (Cd)	4	Medio	1,2	100% (Zn)	1	Trascurabile
TP63C/D	Tra L1 e L2	Cd-Cr-Ni		4,6	38,9% (Cd)	3	Medio	0,2		0	Assente
TP64A	Tra L1 e L2	TBT - As-Cr-Pb-Zn		6,7	23,4% (TBT)	5	Alto	0,2		0	Assente
TP64C/D	Tra L1 e L2	Benzo(k)Fluorantene - Cr-Ni		4,7	36,3% (Benzo(k)fluorantene)	3	Medio	0,2		0	Assente
TP65A	Tra L1 e L2	As-Cr-Cu-Ni-Pb-Zn-Naftalene		10,1	16,4% (As)	7	Alto	0,2		0	Assente
TP65C/D	Tra L1 e L2	As-Cr-Ni-Pb-Zn-Naftalene-Fluorene		11,8	28% (Naftalene)	7	Alto	0,2		0	Assente
TP66bisA	>L2	Cd-Cr-Ni-Pb-Naftalene-Fluorene	Cu-Zn	14,1	18,9% (Naftalene)	8	Molto Alto	2,5	54,2% (Cu)	2	Basso
TP66A	Tra L1 e L2	As-Cr-Ni-Pb-Zn-Naftalene-Fluorene		13,5	29% (Naftalene)	7	Molto Alto	0,2		0	Assente
TP67A	>L2	TBT - As-Cr-Ni	Eptacloro epossido	298,3	97,7% (Eptacloro epossido)	5	Molto Alto	64,8	100% (Eptacloro epossido)	1	Molto Alto
TP71A	>L2	Cr-Ni	Eptacloro epossido	173,1	98,3% (Eptacloro epossido)	3	Molto Alto	37,9	100% (Eptacloro epossido)	1	Molto Alto
TP72A	Tra L1 e L2	Cr-Ni-Naftalene-Fluorene		6,7	33,6% (Naftalene)	4	Alto	0,1		0	Assente
TP73A	>L2	Cd-Cr-Ni-Zn-Naftalene-Fluorene	Cu	10,1	28,5% (Naftalene)	6	Alto	1,3	100% (Cu)	1	Trascurabile
TP73C/D	>L2	Cd-Ni	Endrin	25,8	88,4% (Endrin)	3	Molto Alto	6,2	100% (Endrin)	1	Medio
TP73/74E	Tra L1 e L2	Naftalene-Fluorene		4,5	61% (Naftalene)	2	Medio	0,1		0	Assente
TP74A	>L2	Naftalene	As	6,8	71,1% (Naftalene)	2	Alto	1,3	100% (As)	1	Trascurabile
TP74C/D	Tra L1 e L2	Zn		1,5	100% (Zn)	1	Basso	0,1		0	Assente
TP75A	Tra L1 e L2	As-Ni-Pb-Naftalene-Fluorene		14,1	57,2% (Naftalene)	5	Molto Alto	0,2		0	Assente
TP75C/D	>L2	As-Cd-Cr-Ni-Pb-Zn-Naftalene-Fluorene	Idr. C>13	14,1	25,7% (Naftalene)	8	Molto Alto	1,3	100% (C>13)	1	Trascurabile
TP76A	>L2	TBT - Ni-Naftalene	As-Σ PCB-Endrin	89,6	62% (Σ PCB)	6	Molto Alto	11,3	66,6% (Σ PCB)	3	Alto
TP76C/D	>L2	Cr-Ni-Naftalene-Fluorene	As	9,4	26,7% (As)	5	Alto	1,6	100% (As)	1	Basso
TP76/77E	>L2	As-Cr-Zn-Naftalene	Cd-Ni	12,4	32,4% (Cd)	6	Alto	2,9	54,3% (Cd)	2	Medio
TP77A	>L2	TBT - Cr-Ni	As-Cu	8,2	24,2% (TBT)	5	Alto	2,2	50,6% (As)	2	Basso
TP77C/D	>L2		As	2,3	100% (As)	1	Basso	1,2	100% (As)	1	Trascurabile
TP78A	Tra L1 e L2	As-Naftalene		4,6	72,1% (Naftalene)	2	Medio	0,2		0	Assente
TP79C/D	>L2	As-Naftalene-Fluorene	Endrin	124,6	96,4% (Endrin)	4	Molto Alto	32,5	100% (Endrin)	1	Molto Alto
TP79A	>L2	Hg	As-Eptacloro epossido	60,5	94% (Eptacloro epossido)	3	Molto Alto	14,1	90,2% (Eptacloro epossido)	2	Molto Alto
TP80A	>L2	Cr-Cu-Naftalene-Fluorene	As-Ni	16,6	24,5% (Naftalene)	6	Molto Alto	3,4	61,8% (As)	2	Medio
TP80C/D	>L2	a-HCH - Cr-Hg-Ni-Naftalene-Fluorene	As	47,5	74,2% (a-HCH)	7	Molto Alto	1,8	100% (As)	1	Basso

Campione	Manuale APAT ICRAM 2007			DM 173/2016 - L1				DM 173/2016 - L2			
	Classificazione chimica	Parametri tra L1 e L2	Parametri >L2	HQ	% max/RTR	Par. non conformi	Livello di pericolo chimico	HQ	% max/RTR	Par. non conformi	Livello di pericolo chimico
TP80E	Tra L1 e L2	As-Ni-Naftalene		5,3	44% (Naftalene)	3	Medio	0,1		0	Assente
TP81A	Tra L1 e L2	TBT - Cd-Ni-Pb-Naftalene		12,9	54,9% (TBT)	5	Alto	0,2		0	Assente
TP82A	Tra L1 e L2	As-Pb-Naftalene		3,9	36,2% (Naftalene)	3	Medio	0,2		0	Assente
TP82C/D	Tra L1 e L2	Pb		2,2	100% (Pb)	1	Basso	0,1		0	Assente
TP83A	>L2	TBT - Cr	As	11,9	74,6% (TBT)	3	Alto	1,2	100% (As)	1	Trascurabile
TP83C/D	Tra L1 e L2	Cd-Naftalene-Fluorene		4,9	47,7% (Naftalene)	3	Medio	0,2		0	Assente
TP84A	>L2	Cr-Pb-Zn	As-Cu	8,0	32,7% (As)	5	Alto	2,9	54,3% (As)	2	Medio
TP84C/D	>L2	As-Cr-Hg-Zn-Naftalene-Fluorene	Cu-Endrin	47,7	69,8% (Endrin)	8	Molto Alto	10,2	88,8% (Endrin)	2	Alto
TP85A	>L2	As-Cd-Cr-Hg-Σ PCB-Naftalene	Zn-Cu	11,8	14,9% (Zn)	8	Alto	2,5	51% (Cu)	2	Basso
TP85C/D	>L2	As-Cr-Ni	Cu-Zn	7,7	23,2% (Zn)	5	Alto	2,5	50,7% (Cu)	2	Basso
TP86A	>L2	Cr-Hg-Ni-Zn	As-Cu	11,1	21,1% (Cr)	6	Alto	2,9	61,2% (Cu)	2	Medio
TP86C/D	>L2	TBT - Cr-Zn-Naftalene-Fluorene	Σ Organos.	28,5	72% (TBT)	5	Molto Alto	1,6	100% (Σ Organos.)	1	Basso
TP86E	Tra L1 e L2	Benzo(k)Fluorantene - Cr-Hg-Zn-Naftalene-Fluorene		13,4	39,9% (Naftalene)	6	Molto Alto	0,2		0	Assente
TP87A	>L2	TBT - As-Cr-Naftalene-Fluorene	Cu-Zn-Σ Organos.-Ildr. C>12	32,0	67,1% (TBT)	7	Molto Alto	5,0	30,3% (Σ Organos.)	4	Medio
TP87C/D	Tra L1 e L2	TBT - Cr		7,0	82,9% (TBT)	2	Alto	0,1		0	Assente
TP87E	Tra L1 e L2	Cr-Naftalene-Fluorene		10,1	50,9% (Fluorene)	3	Alto	0,2		0	Assente
TP88A	>L2	As-Cr-Hg-Zn-Naftalene-Fluorene	Cu	12,2	25,4% (Naftalene)	7	Alto	1,6	100% (Cu)	1	Basso
TP88C/D	>L2	Cr-Hg-Σ DDE-Naftalene-Fluorene	Σ PCB	31,7	53,9% (Σ PCB)	6	Molto Alto	2,5	100% (Σ PCB)	1	Basso
TP89A	>L2	Cr-Hg-Σ PCB-Naftalene	Cu-Zn	14,1	38,6% (Naftalene)	6	Molto Alto	2,4	53,5% (Cu)	2	Basso
TP89C/D	>L2	As-Cr-Zn-Σ PCB-Fluorene	Endrin	54,9	87% (Endrin)	6	Molto Alto	13,0	100% (Endrin)	1	Alto
TP90A	Tra L1 e L2	Cd-Cr-Zn		4,6	38,9% (Cr)	3	Medio	0,2		0	Assente
TP90C/D	Tra L1 e L2	As-Cr-Naftalene-Fluorene		6,0	30,1% (Cr)	4	Medio	0,1		0	Assente
TP91A	Tra L1 e L2	Naftalene-Fluorene		11,6	87,7% (Naftalene)	2	Alto	0,2		0	Assente
TP91C/D	>L2	TBT - Cd-Ni-Pb	Eptacloro epossido	32,2	57,5% (Eptacloro epossido)	5	Molto Alto	4,3	100% (Eptacloro epossido)	1	Medio
TP91E	>L2	Cd-Cr_Pb	Ni-Eptacloro epossido	167,1	95,2% (Eptacloro epossido)	5	Molto Alto	36,7	96,6% (Eptacloro epossido)	2	Molto Alto
TP92A	>L2	Naftalene-Fluorene	As	9,5	46,3% (Naftalene)	3	Alto	1,2	100% (As)	1	Trascurabile
TP92C/D	>L2	Naftalene-Fluorene	As-Ildr. C>12	8,8	48,8% (Naftalene)	3	Alto	2,7	56% (C>12)	2	Medio
TP93A	>L2	Hg-Naftalene	As-Endrin	166,6	96,2% (Endrin)	4	Molto Alto	45,2	95,8% (Endrin)	2	Molto Alto
TP93C/D	>L2	Naftalene-Fluorantene	As-Endrin-Eptacloro epossido-Ildr. C>12	606,3	62,9% (Eptacloro epossido)	5	Molto Alto	146,7	57,8% (Eptacloro epossido)	4	Molto Alto
TP94A	>L2	TBT	Σ Organos.	31,2	100% (TBT)	1	Molto Alto	2,2	100% (Σ Organos.)	1	Basso

3.3. *Classificazione del pericolo ecotossicologico dei sedimenti del Porto di Trapani secondo il Manuale APAT-ICRAM del 2007 e il DM 173/2016*

Le analisi ecotossicologiche sono state eseguite utilizzando una batteria di saggi biologici costituita dal batterio marino *Vibrio fischeri*, l'alga unicellulare *Phaeodactylum tricornutum* e il riccio di mare *Paracentrotus lividus*.

Gli organismi indicati rispondono ai principali requisiti che ne stabiliscono l'idoneità come specie-test da impiegare nell'ambito di batterie di saggi biologici e sono indicati sia nel manuale APAT-ICRAM (2007) sia nel DM 173/16.

L'elaborazione dei dati ecotossicologici in accordo al Manuale APAT-ICRAM (2007) prevede l'attribuzione di giudizi di tossicità ai singoli saggi. Per i saggi con *P. tricornutum* e *P. lividus* i giudizi sono assegnati in funzione dei valori di EC20 o EC50 (calcolati testando un elutriato alla diluizione 100%, 50%, 25%); per *V. fischeri* in fase solida il giudizio si riferisce al calcolo del *Sediment Toxicity Index* (STI) che permette di esprimere la tossicità del campione rispetto ad un controllo con le medesime caratteristiche granulometriche. In accordo al Manuale APAT-ICRAM (2007), la classificazione ecotossicologica di un campione di sedimento deriva dal risultato peggiore ottenuto nella batteria di saggi.

Secondo il manuale APAT-ICRAM (2007) i criteri di classificazione ecotossicologica prevedono 4 colonne di tossicità (da A a D) ottenute per

ciascun saggio in funzione dei valori di EC20, EC50 o dell'effetto massimo. Questa classificazione adotta un approccio essenzialmente tabellare, del tipo "sopra o sotto", infatti, viene considerato il risultato peggiore.

Nella Tabella 10 sono mostrati i risultati della classificazione ecotossicologica, ottenuti in accordo al manuale APAT-ICRAM (2007), per i sedimenti del porto di Trapani. I risultati evidenziano che solo 10 campioni risultano essere di classe "A", 52 campioni di classe "B", 30 campioni di classe "C" e i restanti 82 campioni dei 174 campioni analizzati ricadono nella colonna di tossicità "D".

Il saggio che ha contribuito maggiormente alla classe di pericolo peggiore e, quindi quello che ha determinato la classificazione ecotossicologica, è il *P. lividus*, infatti dei 174 campioni analizzati, 91 campioni devono la loro classificazione ecotossicologica "C" e "D" proprio al *P. lividus*, come, ad esempio, il campione TP6A, costituita da una classe di tossicità "A" per il *V. fisheri* e il *P. tricornutum* e, una classe di tossicità "D" per il *P. lividus* che ne determina la classificazione ecotossicologica dell'intera batteria dei saggi. Inoltre, il saggio *V. fisheri*, che rappresenta il campione calcolato sul sedimento solido, su 174 campioni, nessun campione mostra una classe ecotossicologica "D". Questo aspetto ci suggerisce appunto che la classificazione ecotossicologica è dovuta quasi esclusivamente ai saggi calcolati sull'elutriato, ossia il *P. tricornutum* e soprattutto il *P. lividus*.

Con i criteri di integrazione ponderata invece, la batteria viene valutata nel suo insieme, pesando la rilevanza biologica degli endpoint, la significatività statistica e l'entità degli effetti rispetto alle soglie specifiche per ciascun saggio, nonché la tipologia dell'esposizione in termini di durata (acuta o cronica) e matrice (sedimento tal quale, elutriato, acqua interstiziale o estratti). Tutti questi fattori vengono considerati durante le procedure di calcolo descritte nel flow chart di Figura 9. I dati di input sono quelli necessari per il calcolo dell'effetto e della significatività statistica, ovvero le medie (con deviazione standard e numero di repliche) dell'endpoint misurato per ciascun saggio nelle condizioni di controllo, le medie (con deviazione standard e numero di repliche) ottenute testando il campione.

L'elaborazione complessiva di tutti i saggi della batteria mediante l'applicazione dei criteri di integrazione ponderata permette di superare la logica del "risultato peggiore" che viene sostituita dalla definizione del pericolo ecotossicologico derivante da una più attenta valutazione di tutte le componenti dell'intera batteria di saggi biologici.

In particolare, le 4 colonne di tossicità previste dal Manuale APAT-ICRAM (2007) sono state sostituite dai giudizi complessivi di pericolo ecotossicologico corrispondenti rispettivamente a " $HQ_{\text{Battery}} \leq \text{Basso}$ " (per colonna A del

Manuale APAT-ICRAM 2007), “HQ_{Battery} Medio” (per colonna B), “HQ_{Battery} Alto” (per colonna C), “HQ_{Battery} Molto Alto” (per colonna D); per quanto riguarda l’effetto di tossicità dell’elutriato, viene considerato come discriminante se i saggi testati su questa matrice contribuiscono in percentuale inferiore o superiore al 25% al valore complessivo di pericolo ecotossicologico della batteria (HQ_{Battery}).

Relativamente all’interpretazione dei singoli saggi utilizzati nel presente studio, occorre fare alcune precisazioni tra i giudizi di tossicità elaborati in accordo alla Tabella 6 per il manuale, o mediante gli algoritmi di calcolo del modello Sediqualsoft.

Per *V. fisheri* il Manuale APAT-ICRAM (2007) fissa la soglia di comparsa di tossicità a $STI > 3$ mentre per valori più bassi è considerata trascurabile; nel metodo Sediqualsoft invece, il campione è considerato tossico quando la tossicità, oltre ad essere statisticamente significativa, supera la soglia di tossicità naturale stimata del 25%, corrispondente ad un $STI = 1.25$. Si tratta quindi di una soglia molto più rigorosa ed oggettiva, rispetto al criterio “tradizionale” del Manuale, dove, per equilibrare il giudizio basato sul risultato peggiore, è stato “tollerato” un STI di 3, anziché 1.25, che rappresenta la vera soglia di tossicità per questo saggio.

Nel caso di *P. tricornutum* un effetto che si riscontra molto frequentemente è quello stimolante (ormesi), con un aumento cioè della crescita algale. Poiché nel Manuale APAT-ICRAM (2007) l'ormesi non è contemplata, campioni in grado di dare questo effetto sarebbero classificati con tossicità/pericolo assente. Il modello Sediqualsoft considera invece anche l'effetto ormetico, paragonabile nei casi particolarmente significativi (> 100% di incremento cellulare) all'inizio di una moderata tossicità ($E_w = 1,5$, quindi sulla soglia tra la classe "basso" e "medio").

Il saggio di embriotossicità con *P. lividus* è spesso il più sensibile nell'ambito delle batterie, con effetti biologici talvolta riconducibili anche a fattori ambientali diversi dalla presenza dei contaminanti. L'elevata sensibilità di *P. lividus* a fattori come la presenza di solfuri e ammoniaca è risultata evidente in molti dei campioni di sedimenti del Porto di Trapani ricchi di materiale organico in decomposizione.

La classe di pericolo ecotossicologico elaborata, in accordo con il DM 173/16, per i campioni di sedimento dell'area portuale di Trapani è risultata "Assente" per 61 campioni, come l'EXT2, TP4 C/D, TP12A, TP17A, TP19A, TP21C/D, TP 21E, TP23A; "Basso" per 6 campioni con un $HQ_{batteria}$ tra ≥ 1 e < 1.5 (come: TP15A, TP18A, TP46A, TP53E, TP55E, TP79A); "Medio" per 67 campioni con un $HQ_{batteria}$ tra ≥ 1.5 e < 3 tra cui il campione EXT3, TP1A, TP2C/D,

TP3A, TP3C e TP4A; Alto per 34 campioni con un $HQ_{batteria}$ tra ≥ 3 e < 6 tra (tra cui il campione TP8A, TP10A, TP20A, TP25A, TP26A, TP32A e TP32G/H); “Molto Alto” per 6 campioni, con un $HQ_{batteria}$ tra ≥ 6 e ≤ 10 , TP09A, TP38C/D, TP46C/D, TP52C, TP52G/H e il TP82C/D.

Confrontando i 2 approcci dal punto di vista ecotossicologico è possibile notare che i 174 campioni sono classificati in maniera differente, l’approccio di integrazione ponderata tende a contestualizzare in maniera più dettagliata rispetto al manuale. Secondo il manuale i campioni che risultano nella colonna di tossicità A (Assente/Basso) e B (Medio) sono, rispettivamente, 11 e 51, invece, elaborando gli stessi campioni con il modello, hanno mostrato un livello di pericolo ecotossicologico “Assente”, ad eccezione di 2 campioni che hanno evidenziato un livello di pericolo ecotossicologico Basso e 5 Medio. Per quanto riguarda i campioni che hanno evidenziato una tossicità C (Alto) e D (Molto Alto), secondo il Manuale 30 campioni mostrano la colonna di tossicità C e 82 campioni ricadono nella colonna di tossicità D; il 47% dei campioni, sono stati classificati nella classe di tossicità più elevata. L’elaborazione dei dati dei campioni utilizzando i criteri di integrazione ponderata, che con il manuale mostrano una tossicità “Alta” o “Molto Alta”, mostrano un livello di pericolo

ecotossicologico “ \leq Medio” per 72 campioni, 34 “Alto” per 34 campioni e “Molto Alto” per 6 campioni.

Tabella 10 – Classificazione ecotossicologica: Manuale APAT ICRAM 2007 e Classificazione ecotossicologica DM 173/16.

Campione	Manuale APAT ICRAM 2007				DM 173/2016 - L1				
	<i>V. fischeri</i>	<i>P. tricornutum</i>	<i>P. lividus</i>	Classificazione ecotossicologica	<i>V. fischeri</i> <i>E_w</i>	<i>P. tricornutum</i> <i>E_w</i>	<i>P. lividus</i> <i>E_w</i>	HQ _{BATTERIA}	Livello di pericolo ecotossicologico
EXT2	A	B	B	B	0	1,25	1,02	2,24	Assente
EXT3	A	C	B	C	0	1,5	4,08	5,34	Medio
TP1A	A	D	B	D	0	1,25	6,67	7,5	Medio
TP2A	A	D	B	D	0	1,25	6,67	7,5	Medio
TP2C/D	A	D	A	D	0	0,09	6,67	6,3	Medio
TP3A	B	D	B	D	0	1,25	6,67	7,5	Medio
TP3C	A	D	B	D	0	1,25	6,67	7,5	Medio
TP4A	B	C	A	C	0	0	6,67	6,21	Medio
TP4C/D	A	A	B	B	0	1,5	0,15	1,68	Assente
TP5A	A	D	A	D	0	0	6,67	6,21	Medio
TP5C/D	A	D	B	D	0	1,25	6,67	7,5	Medio
TP6A	A	D	A	D	0	0	6,67	6,21	Medio
TP6C/D	A	D	A	D	0	0	6,67	6,21	Medio
TP8A	A	D	B	D	0	1,5	6,67	7,75	Alto
TP9A	A	D	B	D	0	9,97	6,67	16,47	Molto Alto
TP10A	A	D	B	D	0	1,5	6,67	7,75	Alto
TP9/10C	A	D	B	D	0	1,5	6,67	7,75	Alto
TP11A	B	D	B	D	0	1,25	6,67	7,5	Medio
TP11C/D	A	D	B	D	0	1,25	6,67	7,5	Medio
TP12A	A	A	A	A	0	0	0	0	Assente
TP13A	A	D	B	D	0	1,25	6,67	7,5	Medio
TP14A	B	D	A	D	0	0	6,35	5,91	Medio
TP15A	A	B	A	B	0	1,5	2,98	4,31	Basso
TP16A	A	C	B	C	0	1,5	5,25	6,43	Medio
TP17A	A	A	B	B	0	1,5	0,18	1,71	Assente
TP18A	A	A	B	B	0	1,5	2,27	3,65	Basso
TP19A	C	A	B	C	0	1,5	0	1,54	Assente
TP20A	A	D	B	D	0	1,5	6,67	7,75	Alto
TP21A	A	B	B	B	0	1,25	3,48	4,53	Medio
TP21C/D	A	A	A	A	0	1,25	0	1,29	Assente
TP21E	A	A	B	B	0	1,25	0	1,29	Assente
TP22A	A	D	B	D	0	1,25	6,67	7,5	Medio
TP23A	A	A	A	A	0	0	0,02	0,02	Assente
TP24A	A	C	B	C	0	1,25	4,86	5,81	Medio
TP25A	C	D	B	D	0	1,5	6,67	7,75	Alto
TP26A	A	D	B	D	0	1,5	6,67	7,75	Alto
TP26C/D	A	D	B	D	0	1,5	6,35	7,45	Medio
TP27A	A	A	B	B	0	1,5	1,09	2,55	Assente
TP27C/D	A	C	B	C	0	1,5	3,61	4,9	Medio
TP27E	A	C	A	C	0,79	0	5,51	6,27	Medio
TP28A	A	C	B	C	0	1,25	3,72	4,75	Medio
TP28C/D	B	D	B	D	0	1,25	6,67	7,5	Medio
TP28/29E	A	A	B	B	0	1,25	0,18	1,46	Assente
TP29A	A	D	A	D	0	1,25	6,67	7,5	Medio
TP29C/D	A	D	A	D	0	0	0	0	Assente
TP30C/D	A	A	A	A	0	0	0,06	0,06	Assente

Campione	Manuale APAT ICRAM 2007				DM 173/2016 - L1				
	<i>V. fischeri</i>	<i>P. tricornutum</i>	<i>P. lividus</i>	Classificazione ecotossicologica	<i>V. fischeri</i> <i>E_w</i>	<i>P. tricornutum</i> <i>E_w</i>	<i>P. lividus</i> <i>E_w</i>	HQ _{BATTERIA}	Livello di pericolo ecotossicologico
TP30E/F	A	B	B	B	0	1,5	1,1	2,56	Assente
TP31A	A	C	B	C	0	1,25	6,06	6,93	Medio
TP31C/D	A	A	B	B	0	1,25	1,16	2,37	Assente
TP31E/F	A	A	B	B	0	1,25	1,33	2,53	Assente
TP32A	A	D	B	D	0	1,5	6,67	7,75	Alto
TP32C/D	A	C	B	C	0	1,5	4,31	5,55	Medio
TP32G/H	C	D	B	D	0	1,5	6,67	7,75	Alto
TP33A	A	A	B	B	0	1,5	0,61	2,11	Assente
TP33C/D	A	A	B	B	0	1,25	0,12	1,4	Assente
TP33G/H	A	A	B	B	0	1,5	0,06	1,6	Assente
TP34A	A	A	B	B	0	1,5	0,43	1,94	Assente
TP34C/D	A	C	B	C	0	1,5	6,59	7,68	Alto
TP34G/H	A	A	B	B	0	1,5	0,06	1,6	Assente
TP35A	A	A	B	B	0	1,25	0,93	2,16	Assente
TP35C/D	A	D	B	D	0	1,25	6,67	7,5	Medio
TP35/36E	A	D	B	D	0	0	6,67	6,21	Medio
TP36A	B	D	A	D	0	1,25	6,67	7,5	Medio
TP36C/D	A	D	B	D	0	0	6,67	6,21	Medio
TP37A	A	B	B	B	0	1,5	0,57	2,07	Assente
TP37C/D	B	D	B	D	0	1,5	6,67	7,75	Alto
TP37/38E	A	D	B	D	0	1,5	6,67	7,75	Alto
TP38A	A	C	B	C	0	1,25	6,28	7,14	Medio
TP38C/D	B	D	A	D	0	8,56	6,67	15,02	Molto Alto
TP39A	B	C	B	C	0	0	5,66	5,27	Medio
TP39C/D	A	D	A	D	0	0	6,67	6,21	Medio
TP39/40E	A	D	A	D	0	0	6,67	6,21	Medio
TP40A	A	D	B	D	0	1,5	6,67	7,75	Alto
TP40C/D	A	D	B	D	0	1,25	6,67	7,5	Medio
TP41A	A	D	A	D	0,05	0	6,67	6,28	Medio
TP42A	A	D	B	D	0	1,25	6,67	7,5	Medio
TP43A	A	D	B	D	0	1,5	6,67	7,75	Alto
TP44A	B	D	B	D	0	1,5	6,67	7,75	Alto
TP45A	A	D	B	D	0	1,5	6,67	7,75	Alto
TP46A	A	C	A	C	0	0,11	3,79	3,64	Basso
TP46C/D	B	D	B	D	0	8,16	6,67	14,61	Molto Alto
TP47A	A	D	B	D	0	1,5	6,67	7,75	Alto
TP47C/D	A	D	B	D	0	1,5	6,27	7,38	Medio
TP47E/F	A	B	A	B	0	0,07	2,82	2,7	Assente
TP48A	A	C	A	C	0	1,25	5,98	6,86	Medio
TP48C/D	A	C	B	C	0	1,5	3,45	4,75	Medio
TP48E/F	A	D	B	D	0	1,5	6,67	7,75	Alto
TP49A	A	B	A	B	0	0	1,59	1,48	Assente
TP49C/D	A	A	B	B	0	1,25	0,02	1,31	Assente
TP49E	A	D	B	D	0	1,25	6,67	7,5	Medio
TP50A	A	A	B	B	0	1,5	0,45	1,96	Assente
TP50C/D	A	A	A	A	0	1,25	0,04	1,33	Assente
TP50E	A	A	B	B	0	1,5	0,04	1,58	Assente
TP52A	A	A	B	B	0	1,25	0,61	1,86	Assente

Campione	Manuale APAT ICRAM 2007				DM 173/2016 - L1				Livello di pericolo ecotossicologico
	<i>V. fischeri</i>	<i>P. tricornutum</i>	<i>P. lividus</i>	Classificazione ecotossicologica	<i>V. fischeri</i> <i>E_w</i>	<i>P. tricornutum</i> <i>E_w</i>	<i>P. lividus</i> <i>E_w</i>	HQ _{BATTERIA}	
TP52C	A	D	C	D	0	10	6,67	16,5	Molto Alto
TP52E	A	A	B	B	0	1,25	0,35	1,62	Assente
TP52G	A	A	A	A	0	0	0,53	0,49	Assente
TP52G/H	A	C	B	C	0	8,3	6,67	14,75	Molto Alto
TP53E	A	C	A	C	0	1,06	3,42	4,27	Basso
TP53G/H	A	B	B	B	0,19	1,25	3,53	4,85	Medio
TP54A	A	D	B	D	0	0	6,67	6,21	Medio
TP54C	A	D	B	D	0	1,25	6,67	7,5	Medio
TP54E	A	A	B	B	0	1,5	0,35	1,87	Assente
TP54G/H	A	A	A	A	0	0	0,82	0,76	Assente
TP55C	A	A	B	B	0	1,25	0,02	1,31	Assente
TP55E	A	C	B	C	0,16	0	4,39	4,32	Basso
TP55G/H	C	A	B	C	0	1,5	1,41	2,85	Assente
TP56A	B	A	A	B	0	0	0,83	0,77	Assente
TP57A	A	A	B	B	0	2,47	0,05	2,59	Assente
TP57C/D	A	A	B	B	0	1,25	0	1,29	Assente
TP58A	B	A	A	B	0	0	0,53	0,49	Assente
TP59A	A	B	A	B	0	1,01	1,89	2,8	Assente
TP60A	B	A	B	B	0	4,78	0,02	4,94	Medio
TP61A	A	A	A	A	0	1,75	0,22	2	Assente
TP62A	A	C	B	C	0	1,25	6,67	7,5	Medio
TP62C/D	A	D	B	D	0	1,25	6,67	7,5	Medio
TP63A	A	C	B	C	0	1,25	6,05	6,92	Medio
TP63C/D	A	D	B	D	0	1,25	6,67	7,5	Medio
TP64A	A	A	D	D	0	8,87	0,45	9,55	Alto
TP64C/D	A	C	B	C	0	1,25	6,51	7,35	Medio
TP65A	A	D	A	D	0	0	6,67	6,21	Medio
TP65C/D	A	D	B	D	0	1,5	6,67	7,75	Alto
TP66bisA	A	D	B	D	0	1,25	6,67	7,5	Medio
TP66A	A	D	B	D	0	1,5	6,67	7,75	Alto
TP67A	A	D	B	D	0	1,5	6,67	7,75	Alto
TP71A	A	D	A	D	0	1,25	6,67	7,5	Medio
TP72A	A	D	A	D	0	1,25	6,67	7,5	Medio
TP73A	A	D	B	D	0	1,5	6,67	7,75	Alto
TP73C/D	A	A	B	B	0	1,25	0,15	1,43	Assente
TP73/74E	A	B	A	B	0	0	1,62	1,51	Assente
TP74A	A	D	A	D	0	0	6,67	6,21	Medio
TP74C/D	A	C	B	C	0	1,5	6,59	7,68	Alto
TP75A	A	B	B	B	0	1,5	3,33	4,64	Medio
TP75C/D	A	D	B	D	0	1,25	6,67	7,5	Medio
TP76A	A	C	B	C	0	1,5	5,65	6,8	Medio
TP76C/D	A	D	B	D	0	1,25	6,67	7,5	Medio
TP76/77E	A	A	D	D	0	1,5	6,67	7,75	Alto
TP77A	A	D	A	D	0	1,5	6,67	7,75	Alto

3.3. Classe di qualità del materiale da escavo secondo la classificazione del Manuale APAT-ICRAM (2007) e la classificazione dell'approccio di integrazione ponderata (DM 173/2016)

Il Manuale APAT-ICRAM (2007) prevede uno schema di classificazione (Tabella 7) che ripartisce la qualità del sedimento in 3 classi principali (A, B, C), a loro volta suddivise in 2 sottoclassi (A1-A2, B1-B2, C1-C2). Tale matrice combina le diverse possibilità di classificazione chimica ed ecotossicologica ottenute mediante l'approccio di tipo "sopra o sotto": per quanto concerne i dati chimici il superamento di un riferimento normativo (L1 o L2) determina il passaggio del giudizio alla fascia successiva, mentre tra i risultati dei saggi ecotossicologici viene invece considerato quello peggiore.

Lo schema di classificazione basato sull'applicazione dei criteri di integrazione ponderata prevede una matrice di classificazione simile alla precedente, che mantiene gli stessi obiettivi, principi e la suddivisione in 5 classi di qualità principali (A, B, C, D ed E) (Tabella 8). Come già ampiamente discusso, viene tuttavia superata la logica del risultato peggiore e la classe di qualità del materiale viene ottenuta da una valutazione integrata della classificazione sia chimica che ecotossicologica.

Al fine di garantire una migliore confrontabilità con le classi di qualità del materiale previsti dal Manuale APAT-ICRAM, lo schema di classificazione dei criteri di integrazione ponderata è stato applicato anche al Manuale:

- *La classe A del DM 173/16 corrisponde alle classi A1 e A2 del Manuale;*
- *La classe B del DM 173/16 corrisponde alla classe B1 del Manuale;*
- *La classe C del DM 173/16 corrisponde alla classe B2 del Manuale;*
- *La classe D del DM 173/16 corrisponde alla Classe C1 del Manuale;*
- *La classe E del DM 173/16 corrisponde alla Classe C2 del Manuale.*

Per quanto riguarda la classificazione di qualità del materiale secondo il Manuale, combinando la classificazione chimica con le risposte ecotossicologiche, è stato possibile ottenere la ripartizione delle classi di qualità mostrata in Tabella 11 e Figura 10. In particolare, le classi di qualità peggiori (classe D ed E) rappresentano fino al 58% dei campioni di sedimento da dragare, seguite dalla classe C (39%). Quindi, solo il 3% dei campioni di sedimento da dragare è stato attribuito alla classe A (Figura 10).

Questa classificazione di bassa qualità complessiva del materiale da dragare è stata influenzata soprattutto dai superamenti dei riferimenti L2 e da un'elevata tossicità generalizzata dovuta principalmente al saggio di embriotossicità del riccio di mare, che ha automaticamente influenzato l'intera batteria dei saggi.

L'integrazione ponderata dei dati ecotossicologici e chimici attraverso il modello SediquaSoft, ha rivelato che il 40% dei campioni di sedimento da dragare corrisponde alle classi D ed E; in secondo luogo, circa il 26% dei campioni è stato assegnato alla classe di qualità C, il 16% alla classe di qualità B ed il 18% circa è stato attribuito alle classi di qualità migliore (A) (Tabella 11; Figura 11).

Pertanto, il modello SediquaSoft ha ampiamente ridotto l'importanza delle classi C, D ed E, favorendo campioni di sedimenti per lo più in classe B, che, come opzione di gestione prevede l'immersione nelle aree marine non costiere e in ambiente conterminato in ambito portuale con monitoraggio ambientale. Inoltre, è minore la quantità di materiale destinato alla rimozione in sicurezza dall'ambiente marino (classe di qualità del materiale E), infatti, utilizzando l'approccio di integrazione ponderata alcuni campioni che presentano un'elevata tossicità restano in classe E, gli altri sono distribuiti nelle classi di qualità C e D.

La ragione principale di tale differenza tra le due classificazioni di qualità è che l'applicazione di criteri integrati ha permesso di ponderare meglio l'influenza di tutti i singoli saggi biologici nella valutazione complessiva del pericolo ecotossicologico. In secondo luogo, il superamento di alcuni parametri a

confronto con L2 ottenuti con i criteri APAT-ICRAM contribuiscono solo in piccola parte al livello di pericolo chimico ottenuto dal modello Sediqualsoft. A questo proposito, l'approccio WOE si è confermato come una procedura fondamentale per discriminare diverse aree con diversi livelli di contaminazione, supportando processi complessi di valutazione e gestione del rischio ambientale. Secondo alcuni studi (Benedetti et al., 2014, Bebianno et al. 2014; Regoli et al., 2019), l'importanza di combinare dati chimici e tossicologici ha rivelato che l'utilizzo del modello Sediqualsoft permette di migliorare e discriminare più accuratamente la qualità del sedimento, garantendo un'opportuna gestione del sedimento.

Manuale APAT-ICRAM (2007)

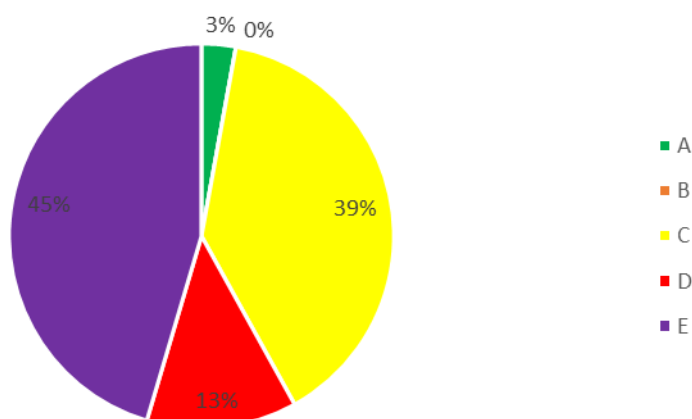


Figura 10 – Classe di qualità del materiale da escavo dell'area portuale di Trapani: Manuale APAT-ICRAM (2007)

DM 173/16

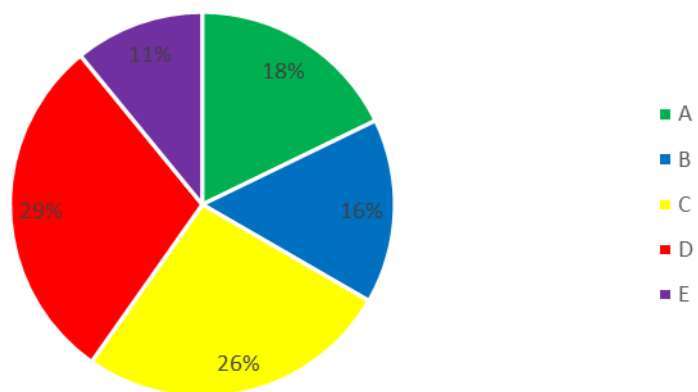


Figura 11 – Classe di qualità del materiale da escavo dell'area portuale di Trapani: DM 173/16

Tabella 11 – Classe di qualità del materiale da escavo dell'area portuale di Trapani: Manuale APAT

ICRAM (2007) Vs DM 173/16

Campione	Manuale APAT ICRAM 2007			DM 173/2016		
	Classificazione chimica	Classificazione ecotossicologica	Classe qualità	Classificazione ecotossicologica	Classificazione chimica	Classe qualità
EXT2	Tra L1 e L2	B	C (B2)	ASSENTE	HQc(L2) <= Trascurabile	A
EXT3	Tra L1 e L2	C	C (B2)	MEDIO	HQc(L2) <= Basso	C
TP1A	>L2	D	E (C2)	MEDIO	HQc(L2) => Medio	D
TP2A	>L2	D	E (C2)	MEDIO	HQc(L2) => Medio	D
TP2C/D	>L2	D	E (C2)	MEDIO	HQc(L2) <= Basso	C
TP3A	>L2	D	E (C2)	MEDIO	HQc(L2) => Medio	D
TP3C	>L2	D	E (C2)	MEDIO	HQc(L2) => Medio	D
TP4A	>L2	C	E (C2)	MEDIO	HQc(L2) => Medio	D
TP4C/D	Tra L1 e L2	B	C (B2)	ASSENTE	HQc(L2) <= Trascurabile	A
TP5A	>L2	D	E (C2)	MEDIO	HQc(L2) => Medio	D
TP5C/D	>L2	D	E (C2)	MEDIO	HQc(L2) <= Basso	C
TP6A	>L2	D	E (C2)	MEDIO	HQc(L2) => Medio	D
TP6C/D	>L2	D	E (C2)	MEDIO	HQc(L2) => Medio	D
TP8A	>L2	D	E (C2)	ALTO	HQc(L2) => Medio	E
TP9A	>L2	D	E (C2)	MOLTO ALTO	HQc(L2) => Medio	E
TP10A	>L2	D	E (C2)	ALTO	HQc(L2) => Medio	E
TP9/10C	>L2	D	E (C2)	ALTO	HQc(L2) => Medio	E
TP11A	>L2	D	E (C2)	MEDIO	HQc(L2) => Medio	D
TP11C/D	>L2	D	E (C2)	MEDIO	HQc(L2) => Medio	D
TP12A	>L2	A	C (B2)	ASSENTE	HQc(L2) >= Basso e HQc(L2) <= Medio	B
TP13A	>L2	D	E (C2)	MEDIO	HQc(L2) => Medio	D
TP14A	>L2	D	E (C2)	MEDIO	HQc(L2) => Medio	D
TP15A	Tra L1 e L2	B	C (B2)	BASSO	HQc(L1) >= Medio e HQc(L2) <= Basso	B
TP16A	>L2	C	E (C2)	MEDIO	HQc(L2) => Medio	D
TP17A	>L2	B	C (B2)	ASSENTE	HQc(L2) > Alto	D
TP18A	>L2	B	C (B2)	BASSO	HQc(L2) >= Medio e HQc(L2) <= Alto	C
TP19A	>L2	C	D (C1)	ASSENTE	HQc(L2) >= Basso e HQc(L2) <= Medio	B
TP20A	>L2	D	E (C2)	ALTO	HQc(L2) => Medio	E
TP21A	Tra L1 e L2	B	C (B2)	MEDIO	HQc(L2) <= Basso	C
TP21C/D	Tra L1 e L2	A	A (A2)	ASSENTE	HQc(L2) <= Trascurabile	A
TP21E	Tra L1 e L2	B	C (B2)	ASSENTE	HQc(L2) <= Trascurabile	A
TP22A	>L2	D	E (C2)	MEDIO	HQc(L2) => Medio	D
TP23A	Tra L1 e L2	A	A (A2)	ASSENTE	HQc(L2) <= Trascurabile	A
TP24A	>L2	C	E (C2)	MEDIO	HQc(L2) <= Basso	C

Campione	Manuale APAT ICRAM 2007			DM 173/2016		
	Classificazione chimica	Classificazione ecotossicologica	Classe qualità	Classificazione ecotossicologica	Classificazione chimica	Classe qualità
TP25A	>L2	D	E (C2)	ALTO	HQc(L2) => Medio	E
TP26A	>L2	D	E (C2)	ALTO	HQc(L2) => Medio	E
TP26C/D	Tra L1 e L2	D	E (C2)	MEDIO	HQc(L2) <= Basso	C
TP27A	>L2	B	C (B2)	ASSENTE	HQc(L2) >= Basso e HQc(L2) <= Medio	B
TP27C/D	Tra L1 e L2	C	C (B2)	MEDIO	HQc(L2) <= Basso	C
TP27E	Tra L1 e L2	C	C (B2)	MEDIO	HQc(L2) <= Basso	C
TP28A	>L2	C	E (C2)	MEDIO	HQc(L2) <= Basso	C
TP28C/D	Tra L1 e L2	D	D (C1)	MEDIO	HQc(L2) <= Basso	C
TP28/29E	>L2	B	C (B2)	ASSENTE	HQc(L2) > Alto	D
TP29A	>L2	D	E (C2)	MEDIO	HQc(L2) => Medio	D
TP29C/D	Tra L1 e L2	D	D (C1)	ASSENTE	HQc(L2) <= Trascurabile	A
TP30C/D	>L2	A	C (B2)	ASSENTE	HQc(L2) >= Basso e HQc(L2) <= Medio	B
TP30E/F	>L2	B	C (B2)	ASSENTE	HQc(L2) <= Trascurabile	A
TP31A	Tra L1 e L2	C	C (B2)	MEDIO	HQc(L2) <= Basso	C
TP31C/D	Tra L1 e L2	B	C (B2)	ASSENTE	HQc(L2) <= Trascurabile	A
TP31E/F	Tra L1 e L2	B	C (B2)	ASSENTE	HQc(L2) <= Trascurabile	A
TP32A	Tra L1 e L2	D	D (C1)	ALTO	HQc(L2) <= Basso	D
TP32C/D	>L2	C	E (C2)	MEDIO	HQc(L2) => Medio	D
TP32G/H	>L2	D	E (C2)	ALTO	HQc(L2) => Medio	E
TP33A	Tra L1 e L2	B	C (B2)	ASSENTE	HQc(L2) <= Trascurabile	A
TP33C/D	Tra L1 e L2	B	C (B2)	ASSENTE	HQc(L2) <= Trascurabile	A
TP33G/H	>L2	B	C (B2)	ASSENTE	HQc(L2) >= Basso e HQc(L2) <= Medio	B
TP34A	>L2	B	C (B2)	ASSENTE	HQc(L2) >= Basso e HQc(L2) <= Medio	B
TP34C/D	>L2	C	E (C2)	ALTO	HQc(L2) => Medio	E
TP34G/H	Tra L1 e L2	B	C (B2)	ASSENTE	HQc(L2) <= Trascurabile	A
TP35A	>L2	B	C (B2)	ASSENTE	HQc(L2) >= Basso e HQc(L2) <= Medio	B
TP35C/D	Tra L1 e L2	D	E (C2)	MEDIO	HQc(L2) <= Basso	C
TP35/36E	>L2	D	E (C2)	MEDIO	HQc(L2) <= Basso	C
TP36A	>L2	D	E (C2)	MEDIO	HQc(L2) => Medio	D
TP36C/D	>L2	D	E (C2)	MEDIO	HQc(L2) => Medio	D
TP37A	>L2	B	C (B2)	ASSENTE	HQc(L2) >= Basso e HQc(L2) <= Medio	B
TP37C/D	>L2	D	E (C2)	ALTO	HQc(L2) <= Basso	D
TP37/38E	Tra L1 e L2	D	D (C1)	ALTO	HQc(L2) <= Basso	D
TP38A	>L2	C	E (C2)	MEDIO	HQc(L2) <= Basso	C
TP38C/D	>L2	D	E (C2)	MOLTO ALTO	HQc(L2) => Medio	E
TP39A	>L2	C	E (C2)	MEDIO	HQc(L2) <= Basso	C
TP39C/D	>L2	D	E (C2)	MEDIO	HQc(L2) <= Basso	C

Campione	Manuale APAT ICRAM 2007			DM 173/2016		
	Classificazione chimica	Classificazione ecotossicologica	Classe qualità	Classificazione ecotossicologica	Classificazione chimica	Classe qualità
TP39/40E	>L2	D	E (C2)	MEDIO	HQc(L2) <= Basso	C
TP40A	>L2	D	E (C2)	ALTO	HQc(L2) => Medio	E
TP40C/D	>L2	D	E (C2)	MEDIO	HQc(L2) <= Basso	C
TP41A	Tra L1 e L2	D	D (C1)	MEDIO	HQc(L2) <= Basso	C
TP42A	Tra L1 e L2	D	D (C1)	MEDIO	HQc(L2) <= Basso	C
TP43A	>L2	D	E (C2)	ALTO	HQc(L2) <= Basso	D
TP44A	Tra L1 e L2	D	D (C1)	ALTO	HQc(L2) <= Basso	D
TP45A	>L2	D	E (C2)	ALTO	HQc(L2) <= Basso	D
TP46A	>L2	C	E (C2)	BASSO	HQc(L1) >= Medio e HQc(L2) <= Basso	B
TP46C/D	>L2	D	E (C2)	MOLTO ALTO	HQc(L2) => Medio	E
TP47A	>L2	D	E (C2)	ALTO	HQc(L2) => Medio	E
TP47C/D	Tra L1 e L2	D	D (C1)	MEDIO	HQc(L2) <= Basso	C
TP47E/F	Tra L1 e L2	B	C (B2)	ASSENTE	HQc(L2) <= Trascurabile	A
TP48A	>L2	C	E (C2)	MEDIO	HQc(L2) <= Basso	C
TP48C/D	>L2	C	E (C2)	MEDIO	HQc(L2) <= Basso	C
TP48E/F	Tra L1 e L2	D	D (C1)	ALTO	HQc(L2) <= Basso	D
TP49A	>L2	B	C (B2)	ASSENTE	HQc(L2) >= Basso e HQc(L2) <= Medio	B
TP49C/D	Tra L1 e L2	B	C (B2)	ASSENTE	HQc(L2) <= Trascurabile	A
TP49E	Tra L1 e L2	D	D (C1)	MEDIO	HQc(L2) <= Basso	C
TP50A	Tra L1 e L2	B	C (B2)	ASSENTE	HQc(L2) <= Trascurabile	A
TP50C/D	Tra L1 e L2	A	A (A2)	ASSENTE	HQc(L2) <= Trascurabile	A
TP50E	>L2	B	C (B2)	ASSENTE	HQc(L2) >= Basso e HQc(L2) <= Medio	B
TP52A	Tra L1 e L2	B	C (B2)	ASSENTE	HQc(L2) <= Trascurabile	A
TP52C	Tra L1 e L2	D	D (C1)	MOLTO ALTO	HQc(L2) <= Basso	D
TP52E	Tra L1 e L2	B	C (B2)	ASSENTE	HQc(L2) <= Trascurabile	A
TP52G	Tra L1 e L2	A	A (A2)	ASSENTE	HQc(L2) <= Trascurabile	A
TP52G/H	Tra L1 e L2	C	C (B2)	MOLTO ALTO	HQc(L2) <= Basso	D
TP53E	>L2	C	E (C2)	BASSO	HQc(L1) >= Medio e HQc(L2) <= Basso	B
TP53G/H	>L2	B	C (B2)	MEDIO	HQc(L2) => Medio	D
TP54A	>L2	D	E (C2)	MEDIO	HQc(L2) <= Basso	C
TP54C	>L2	D	E (C2)	MEDIO	HQc(L2) <= Basso	C
TP54E	>L2	B	C (B2)	ASSENTE	HQc(L2) >= Basso e HQc(L2) <= Medio	B
TP54G/H	Tra L1 e L2	A	A (A2)	ASSENTE	HQc(L2) <= Trascurabile	A
TP55C	Tra L1 e L2	B	C (B2)	ASSENTE	HQc(L2) <= Trascurabile	A
TP55E	>L2	C	E (C2)	BASSO	HQc(L2) >= Medio e HQc(L2) <= Alto	C
TP55G/H	>L2	C	D (C1)	ASSENTE	HQc(L2) > Alto	D
TP56A	>L2	B	C (B2)	ASSENTE	HQc(L2) >= Basso e HQc(L2) <= Medio	B

Campione	Manuale APAT ICRAM 2007			DM 173/2016		
	Classificazione chimica	Classificazione ecotossicologica	Classe qualità	Classificazione ecotossicologica	Classificazione chimica	Classe qualità
TP57A	Tra L1 e L2	B	C (B2)	ASSENTE	HQc(L2) <= Trascurabile	A
TP57C/D	>L2	B	C (B2)	ASSENTE	HQc(L2) >= Basso e HQc(L2) <= Medio	B
TP58A	>L2	B	C (B2)	ASSENTE	HQc(L2) >= Basso e HQc(L2) <= Medio	B
TP59A	>L2	B	C (B2)	ASSENTE	HQc(L2) <= Trascurabile	A
TP60A	>L2	B	C (B2)	MEDIO	HQc(L2) => Medio	D
TP61A	>L2	A	C (B2)	ASSENTE	HQc(L2) >= Basso e HQc(L2) <= Medio	B
TP62A	>L2	C	E (C2)	MEDIO	HQc(L2) => Medio	D
TP62C/D	>L2	D	E (C2)	MEDIO	HQc(L2) <= Basso	C
TP63A	>L2	C	E (C2)	MEDIO	HQc(L2) <= Basso	C
TP63C/D	Tra L1 e L2	D	D (C1)	MEDIO	HQc(L2) <= Basso	C
TP64A	Tra L1 e L2	D	D (C1)	ALTO	HQc(L2) <= Basso	D
TP64C/D	Tra L1 e L2	C	C (B2)	MEDIO	HQc(L2) <= Basso	C
TP65A	Tra L1 e L2	D	D (C1)	MEDIO	HQc(L2) <= Basso	C
TP65C/D	Tra L1 e L2	D	D (C1)	ALTO	HQc(L2) <= Basso	D
TP66bisA	>L2	D	E (C2)	ALTO	HQc(L2) <= Basso	D
TP66A	Tra L1 e L2	D	D (C1)	MEDIO	HQc(L2) <= Basso	C
TP67A	>L2	D	E (C2)	ALTO	HQc(L2) => Medio	E
TP71A	>L2	D	E (C2)	MEDIO	HQc(L2) => Medio	D
TP72A	Tra L1 e L2	D	D (C1)	MEDIO	HQc(L2) <= Basso	C
TP73A	>L2	D	E (C2)	ALTO	HQc(L2) <= Basso	D
TP73C/D	>L2	B	C (B2)	ASSENTE	HQc(L2) >= Basso e HQc(L2) <= Medio	B
TP73/74E	Tra L1 e L2	B	C (B2)	ASSENTE	HQc(L2) <= Trascurabile	A
TP74A	>L2	D	E (C2)	MEDIO	HQc(L2) <= Basso	C
TP74C/D	Tra L1 e L2	C	C (B2)	ALTO	HQc(L2) <= Basso	D
TP75A	Tra L1 e L2	B	C (B2)	MEDIO	HQc(L2) <= Basso	C
TP75C/D	>L2	D	E (C2)	MEDIO	HQc(L2) <= Basso	C
TP76A	>L2	C	E (C2)	MEDIO	HQc(L2) => Medio	D
TP76C/D	>L2	D	E (C2)	MEDIO	HQc(L2) <= Basso	C
TP76/77E	>L2	D	E (C2)	ALTO	HQc(L2) => Medio	E
TP77A	>L2	D	E (C2)	ALTO	HQc(L2) <= Basso	D
TP77C/D	>L2	D	E (C2)	MEDIO	HQc(L2) <= Basso	C
TP78A	Tra L1 e L2	D	D (C1)	ALTO	HQc(L2) <= Basso	D
TP79C/D	>L2	D	E (C2)	BASSO	HQc(L2) > Alto	D
TP79A	>L2	D	E (C2)	ALTO	HQc(L2) => Medio	E
TP80A	>L2	B	C (B2)	ASSENTE	HQc(L2) >= Basso e HQc(L2) <= Medio	B
TP80C/D	>L2	D	E (C2)	ALTO	HQc(L2) <= Basso	D
TP80E	Tra L1 e L2	B	C (B2)	ASSENTE	HQc(L2) <= Trascurabile	A
TP81A	Tra L1 e L2	C	C (B2)	MEDIO	HQc(L2) <= Basso	C

Campione	Manuale APAT ICRAM 2007			DM 173/2016		
	Classificazione chimica	Classificazione ecotossicologica	Classe qualità	Classificazione ecotossicologica	Classificazione chimica	Classe qualità
TP82A	Tra L1 e L2	B	C (B2)	ASSENTE	HQc(L2) <= Trascurabile	A
TP82C/D	Tra L1 e L2	C	C (B2)	MOLTO ALTO	HQc(L2) <= Basso	D
TP83A	>L2	A	C (B2)	ASSENTE	HQc(L2) <= Trascurabile	A
TP83C/D	Tra L1 e L2	D	D (C1)	MEDIO	HQc(L2) <= Basso	C
TP84A	>L2	B	C (B2)	ASSENTE	HQc(L2) >= Basso e HQc(L2) <= Medio	B
TP84C/D	>L2	D	E (C2)	ALTO	HQc(L2) => Medio	E
TP85A	>L2	D	E (C2)	ALTO	HQc(L2) <= Basso	D
TP85C/D	>L2	D	E (C2)	ALTO	HQc(L2) <= Basso	D
TP86A	>L2	D	E (C2)	ALTO	HQc(L2) => Medio	E
TP86C/D	>L2	D	E (C2)	MEDIO	HQc(L2) <= Basso	C
TP86E	Tra L1 e L2	D	D (C1)	ALTO	HQc(L2) <= Basso	D
TP87A	>L2	C	E (C2)	ASSENTE	HQc(L2) >= Basso e HQc(L2) <= Medio	B
TP87C/D	Tra L1 e L2	C	C (B2)	MEDIO	HQc(L2) <= Basso	C
TP87E	Tra L1 e L2	B	C (B2)	MEDIO	HQc(L2) <= Basso	C
TP88A	>L2	B	C (B2)	ASSENTE	HQc(L2) >= Basso e HQc(L2) <= Medio	B
TP88C/D	>L2	A	C (B2)	ASSENTE	HQc(L2) >= Basso e HQc(L2) <= Medio	B
TP89A	>L2	C	E (C2)	MEDIO	HQc(L2) <= Basso	C
TP89C/D	>L2	D	E (C2)	ALTO	HQc(L2) => Medio	E
TP90A	Tra L1 e L2	D	C (B2)	ASSENTE	HQc(L2) <= Trascurabile	A
TP90C/D	Tra L1 e L2	B	C (B2)	ASSENTE	HQc(L2) <= Trascurabile	A
TP91A	Tra L1 e L2	B	C (B2)	ASSENTE	HQc(L2) <= Trascurabile	A
TP91C/D	>L2	B	C (B2)	ASSENTE	HQc(L2) >= Basso e HQc(L2) <= Medio	B
TP91E	>L2	D	E (C2)	ASSENTE	HQc(L2) > Alto	D
TP92A	>L2	B	C (B2)	ASSENTE	HQc(L2) <= Trascurabile	A
TP92C/D	>L2	B	C (B2)	ASSENTE	HQc(L2) >= Basso e HQc(L2) <= Medio	B
TP93A	>L2	B	C (B2)	ASSENTE	HQc(L2) > Alto	D
TP93C/D	>L2	A	C (B2)	ASSENTE	HQc(L2) > Alto	D
TP94A	>L2	B	C (B2)	ASSENTE	HQc(L2) >= Basso e HQc(L2) <= Medio	B

4. Conclusioni

I risultati di questa tesi confermano l'importanza dell'approccio multidisciplinare nel monitoraggio e nella valutazione della pericolosità dovuta ai contaminanti in ambienti complessi, caratterizzati da un'elevata eterogeneità delle condizioni ambientali come i siti portuali. In questa tesi, l'utilizzo del modello Sediqualssoft, mi ha permesso di valutare qualitativamente e quantitativamente, attraverso le linee di evidenza chimica ed ecotossicologica, un giudizio complessivo di livello di pericolo, legato alla mobilizzazione dei sedimenti portuali, di facile utilizzo per la gestione delle aree portuali.

In conclusione, la novità dell'approccio integrato alla classificazione dei sedimenti è l'elaborazione di dati chimici ed ecotossicologici utilizzando criteri ponderati, piuttosto che il “*pass to fail*” relativo ai dati chimici e il risultato peggiore ecotossicologico per i saggi biologici come precedentemente proposto dalle linee guida ICRMAPAT.

La revisione normativa delle procedure di classificazione dei sedimenti nelle aree portuali ha consentito di ottenere una caratterizzazione quantitativa della qualità dei sedimenti e una migliore discriminazione dei campioni (soprattutto quelli di qualità “intermedia”) sulla base di criteri ponderati.

A questo proposito, l'approccio WOE si è confermato come una procedura fondamentale per discriminare diverse aree con diversi livelli di

contaminazione, supportando processi complessi di valutazione e gestione del rischio ambientale.

Infine, questi risultati confermano l'importanza dell'approccio multidisciplinare nella valutazione della pericolosità del sedimento in ambienti complessi, come le aree portuali, caratterizzate da una vasta eterogeneità di contaminati. Secondo Bebianno et al. (2015), l'importanza di combinare dati chimici e tossicologici ha rivelato che l'utilizzo del modello SediquaSoft permette di migliorare e discriminare più accuratamente la qualità del sedimento, garantendo un'opportuna gestione del sedimento.

5. Bibliografia

- APAT-ICRAM. (2007). *Manuale per la movimentazione di sedimenti marini*.
- Bebiano M.J. Pereira C.G. Rey F. Cravo A. Duarte D. d'Errico G. Regoli F. (2014). Integrated approach to assess ecosystem health in harbor areas. *Science of the Total Environment* (514) 92-107
- Benedetti M. Ciaprini F. Piva F. Onorati F. Fattorini D. Notti A. Ausili A. Regoli F. (2012). A multidisciplinary weight of evidence approach for classifying polluted sediments: Integrating sediment chemistry, bioavailability, biomarkers responses and bioassays. *Environment International* 38, 17-28.
- Benedetti M. Gorbi S. Fattorini D. d'Errico G. Piva F. Pacitti D. Regoli F. (2014). Environmental hazards from natural hydrocarbons seepage: Integrated classification of risk from sediment chemistry, bioavailability, biomarkers responses and bioassays. *Environment International*, (185), 116-126.
- Benedetti M. Lanzoni I. Nardi A. d'Errico G. Di Carlo M. Fattorini D. Nigro M. Regoli F. (2016). Oxidative responsiveness to multiple stressors in the key Antarctic species, *Adamussium colbecki*: Interactions between

temperature, acidifications and cadmium exposure. *Marine Environmental Research*, (2016) 20-30

Bocchetti R. Fattorini D. Pisanelli B. Macchia S. Oliviero L. Pilato F. Pellegrini D Regoli F (2008). Contaminant accumulation and biomarkers responses in caged mussels, *Mytilus galloprovincialis*, to evaluate bioavailability and toxicological effects of remobilized chemicals during dredging and disposal operations in harbour areas. *Aquatic Toxicology*, 257-266.

Chapman PM, 1990. The Sediment Quality Triad approach to determining pollution-induced degradation. *Sci Total Environ* 97: 815–825

Chapman, PM., Hollert, H. 2006. Should the sediment quality triad become a tetrad, a pentad, or possibly even a hexad? *Journal of Soils and Sediments*

Decreto Ministeriale 173/2016 del 15 luglio 2016: Regolamento recante la modalità e criteri tecnici per l'autorizzazione all'immersione in mare dei materiali di escavo di fondali marini.

Grifoll M. Jordà G. Espino M. Romo J. Garcia-Sotillo M. (2011). A management system for accidental water pollution risk in a harbour: the Barcelona case study. *Journal of Marine Systems* (88), 60-73.

- Linkov I, Loney D, Cormier S, Satterstrom FK, Bridges T, 2009. *Weight-of-evidence evaluation in environmental assessment: review of qualitative and quantitative approaches. Sci Total Environ 407:5199–5205*
- Long ER, Chapman PM, 1985. A sediment quality triad: measures of sediment contamination, toxicity and infaunal community composition in Puget Sound. *Mar Pollut Bull 16: 405–415*
- Mali M. Dell’Anna M.M. Mastrorilli P. Damiani L. Ungaro N. Gredilla A. de Vallejuelo S. (2015). *Identification of hot spots within harbour sediments through a new cumulative hazard index. Case study: Port of Bari, Italy. Ecological Indicators (60), 548-556.*
- Kidd A.K. Muir D. Evans M. Wang X. Whittle M. Swanson H. Johnston T. Guildford S. (2012). Biomagnification of mercury through lake trout (*Salvelinus namaycush*) food webs of lakes with different physical, chemical and biological characteristics. *Science of the total environment (438), 135-143.*
- Kotnik J. Horvat M. Ogrinc N. Fajon V. Zagar D. Cossa D. Sprovieri F. Pirrone N. (2015). Mercury speciation in the Adriatic Sea. *Marine Pollution Bulletin (96), 136-148.*

Piva F. Ciaprini F. Onorati F. Benedetti M. Fattorini D. Ausili A. Regoli F. (2011). Assessing sediment hazard through a weight of evidence approach with bioindicator organisms: A practical model to elaborate data from sediment chemistry, bioavailability, biomarkers and ecotoxicological bioassays. *Chemosphere* (83), 475-485.

Regoli F. Giuliani M.E. Benedetti M. Arukwe A. (2011). Molecular and biochemical biomarkers in environmental monitoring: A comparison of biotransformation and antioxidant defense systems in multiple tissues. *Aquatic Toxicology* 105 (3-4), 56-66.

Regoli F. Pellegrini D. Cicero A.M. Nigro M. Benedetti M. Gorbi S. Fattorini D. d'Errico G. Di Carlo M, Nardi A. Gaion A. Scuderi A. Giuliani S. Romanelli G. Berto D. Trabucco B. Guidi P. Bernardeschi M. Scarelli V. Frenzilli G. (2014). A multidisciplinary weight of evidence approach for environmental risk assessment at the Costa Concordia wreck: integrative indices from Mussel Watch. *Marine Environmental* (96), 92-104.

Regoli F., D'Errico G., Nardi A., Mezzelani, M., Fattorini, D., Benedetti M., Di Carlo M., Pellegrini D., Gorbi S. (2019). Application of a weight of evidence approach for monitoring complex environmental scenarios: The case-study of off-shore platforms. *Frontiers in Marine Science*. 6, 377.

Silva C. S.E., Novaisa S. C. Simõesa T. Caramalhoa M. Gravatod C. Rodriguesa M.J. Maranhãoa P. Lemos M. F.L. (2017) Using biomarkers to address the impacts of pollution on limpets (*Patella depressa*) and their mechanisms to cope with stress. *Ecological Indicators*