

L'ecotossicologia nella movimentazione dei sedimenti portuali: assetto normativo italiano e sua evoluzione

Monia Renzi^{1*}, Francesca Provenza²

¹Dipartimento di Scienze della Vita, Università di Trieste, via L. Giorgieri n. 10, 34127 Trieste.

²Bioscience Research Center, Via Aurelia Vecchia n. 32, 58015 Orbetello.

*Corresponding author: mrenzi@units.it

ABSTRACT

Harbors are affected by high sedimentation rates that require frequent dredging operation to allow navigability. On the other hand, coastal areas located near to harbors are often affected by severe erosion processes and represent the perfect place for the final disposal of dredged sediments. In spite of that, trace elements and organic chemicals could significantly pollute sediments collected from harbors also producing significant ecotoxicological effects on aquatic species. For this reason, dredged sediments are often considered as wastes in spite of the fact that they represent a huge resource to manage coastal erosion. As sediments represent both a potential threat and a resource in coastal areas; recently Italian Law (D.M. 173/2016) ruled general features for the evaluation of the quality of sediments before the release of authorization for dredging of bottoms from harbor ecosystem. Furthermore, for the very first time, the requirement to preferentially evaluate ecotoxicological effects as key aspect on the basis of which sediment classifications are performed and to consider dredged sediments as the preferentially resource to manage coastal erosion phenomena were both introduced by the Law. This paper highlight the evolution of Italian Law for concerning sediment dredging in coastal ecosystems focusing, in particular, on: i) operative procedures for the characterization; ii) quality evaluation of sediments; iii) classification of characterized materials and management options according to the resulting class of quality; iv) definition of environmental monitoring strategies. This paper highlights, in particular, recent advances in the sediment management coming from the introduction of the D.M. 173/2016 and the principal weaknesses, which must be implemented by future regulatory updates.

Keywords: Ecotoxicology; sediment dredging; environmental quality; Italian Law.

- Contaminazione degli ecosistemi marini: il caso degli ambiti portuali costieri

La contaminazione degli ecosistemi marini e i conseguenti effetti sulla componente biologica sono aspetti oggi ben noti sia alla comunità scientifica che all'opinione pubblica. Tuttavia, la percezione del problema risale al periodo successivo alla Seconda guerra mondiale durante il quale si acquisì, prima in ambito accademico e, in seguito, anche in ambito sociale, una maggiore sensibilità verso gli effetti avversi che la rapida crescita della popolazione umana, l'uso di risorse non rinnovabili, l'introduzione di xenobiotici, sostanze chimiche di sintesi, potevano avere sull'ambiente. Negli anni '60 si realizzarono massicce campagne di monitoraggio per definire i livelli di alcuni contaminanti nei diversi comparti ambientali, in particolare in acqua e aria [1] documentando l'esistenza di un problema esteso a tutto il bacino del Mediterraneo. Nel 2001, la convenzione di Stoccolma individuò una lista di dodici xenobiotici che per mobilità ambientale, persistenza e resistenza ai processi di degradazione fisico-chimica e microbiologica potevano dare luogo a fenomeni di bioaccumulo e biomagnificazione lungo la rete trofica. Una misura dell'ordine di grandezza delle pressioni in gioco è data dal fatto che, alla fine del '900, il numero di persone residenti lungo la fascia costiera del Mediterraneo era prossimo a 136 milioni [2]. La presenza di pressione antropica costiera diffusa determina un impatto diretto ed indiretto sugli ecosistemi acquatici e, in particolare, su quelli marini che sono maggiormente esposti alla contaminazione chimica. Infatti, in mare si riversano sia i contaminanti rilasciati direttamente in quest'ambiente sia quelli rilasciati in ambito terrestre e che vi giungono mediante trasporto aereo, fluviale e sedimentario. La contaminazione che arriva al mare dalle fonti di immissione terrestri si concentra nei sedimenti [3] ma può entrare anche nella rete trofica mediante fenomeni di bioaccumulo e biomagnificazione interessando specie ittiche di importanza commerciale ed esponendo a rischio anche la popolazione umana attraverso la dieta (Figura 1).

In ambito costiero i sistemi portuali sono caratterizzati dalle maggiori pressioni antropiche dirette ed indirette e possono presentare livelli di contaminanti ambientali elevati sia nel sedimento che nella componente biologica e nelle specie ittiche di interesse commerciale. Tra i composti chimici che sono potenzialmente pericolosi per l'ecosistema marino, gli elementi in traccia (es. As, Hg, Pb e Zn), gli xenobiotici (es. PCB, pesticidi, PFOA/S e PBDE) e gli idrocarburi policiclici aromatici (IPA) possono essere rilasciati in ambito portuale. Questi ultimi rappresentano una famiglia di molecole di particolare interesse ecotossicologico negli estuari, in sistemi lagunari costieri [4] e nelle aree sottoposte ad elevato impatto antropico [5-8]. In ambito portuale, dove la principale fonte di contaminazione è, solitamente, di origine petrogenica, gli IPA possono raggiungere elevate concentrazioni nei sedimenti [9]. Infatti, gli IPA totali nel greggio si attestano attorno al 7-34% in

peso rispetto al peso totale mentre i prodotti petroliferi raffinati contengono livelli di IPA inclusi tra lo 0,3 ed il 3,7%.

I sistemi portuali costituiscono nelle aree costiere e, in particolare in Italia, strutture di grande importanza strategica, economica e sociale; nelle prossime decenni si attende un potenziamento delle aree portuali come conseguenza diretta della globalizzazione del commercio [10]. I porti sono soggetti a frequenti interramenti che impongono attività di dragaggio periodico dei sedimenti accumulati (Figura 2) per il ripristino del battente d'acqua necessario a garantirne la normale funzionalità [11]. I dragaggi possono produrre effetti negativi sugli ecosistemi marini. Gli impatti possono essere di tipo fisico, dovuti alla procedura stessa, come ad esempio nel caso delle alterazioni del profilo intertidale [12] o della struttura di popolazione [13]. Tuttavia, impatti importanti possono derivare anche dalle fasi di disposizione (es. impatti su *Posidonia oceanica* [14]) e dal rilascio di sostanze chimiche inquinanti dai sedimenti movimentati [15-16] che, in relazione al tipo di vocazione del sistema portuale (turistica, commerciale, industriale o mista), possono raggiungere concentrazioni anche molto elevate [17]. La risospensione dei sedimenti genera alterazioni del potenziale di ossido-riduzione portando al desorbimento degli elementi in traccia e all'ossidazione della componente organica con conseguente rilascio in forma biodisponibile dei contaminanti accumulati i quali, una volta tornati in soluzione, sono in grado di indurre effetti potenzialmente avversi sulle comunità acquatiche [18-19]. La movimentazione dei sedimenti portuali pertanto, sebbene sia un'attività gestionale periodica e imprescindibile per garantire la fruibilità del porto stesso, rappresenta un potenziale rischio per l'ambiente marino e per la salute umana sia nel sito di escavo che nelle zone individuate per la deposizione dei materiali dragati. Per questo motivo, il rilascio dell'autorizzazione alla movimentazione dei sedimenti portuali è normato. In particolare, è regolamentato dall'art. 109 del D.Lgs. 152/06 "*Norme in materia ambientale*" e dettagliatamente disciplinato dal D.M. 173/16 che ne costituisce l'allegato tecnico.

- Dragaggi portuali, evoluzione della normativa italiana

In Italia il dragaggio dei sedimenti portuali, con l'eccezione dei porti interni ai siti di bonifica d'interesse nazionale (SIN), è oggi autorizzato dopo preventiva valutazione del rischio derivante dalla movimentazione dei fondali. La valutazione include la caratterizzazione ecotossicologica, chimica, fisica e microbiologica dei materiali da dragare ai sensi del D.M. 173/16. L'evoluzione della norma italiana che disciplina questa materia si è realizzata seguendo un processo lungo oltre trent'anni. Le attività di caratterizzazione necessarie a ottenere il rilascio dell'autorizzazione alla movimentazione dei sedimenti sono state definite, per la prima volta in Italia, dal D.M. 24/01/96

“Direttive inerenti le attività istruttorie per il rilascio delle autorizzazioni di cui all’art. 11 della Legge 10 maggio 1976, n. 319 e successive modifiche ed integrazioni, relative allo scarico nelle acque del mare o in ambienti ad esso contigui, di materiali provenienti da escavo di fondali di ambienti marini o salmastri o di terreni litoranei emersi, nonché da ogni altra movimentazione di sedimenti in ambito marino”. Il D.M. 24/01/96 rappresenta la prima normativa nazionale che regolamenti in modo esplicito e strutturato la problematica della movimentazione dei sedimenti marini con particolare riferimento ai dragaggi portuali (inclusi nell’Allegato B/1 al D.M. 24/01/96) indicando la strategia di campionamento (frequenze, modalità di prelievo delle aliquote di campione da sottoporre ad analisi) e le variabili fisiche, chimiche e microbiologiche oggetto di indagine (Figura 3). Tuttavia, la norma non fornisce alcun criterio oggettivo per la valutazione dei risultati rimandando, di fatto, la classificazione dei sedimenti al giudizio esperto.

Tradizionalmente, l’approccio utilizzato nella maggior parte dei casi, per la valutazione dei risultati delle caratterizzazioni, è stato la comparazione dei livelli misurati nei sedimenti sottoposti ad analisi con le concentrazioni soglia di contaminazione (CSC) definite da normative riferite ad altri ambienti. Ad esempio, si utilizzava frequentemente il confronto con il D.M. 471/99 *“Regolamento recante criteri, procedure e modalità per la messa in sicurezza, la bonifica e il ripristino ambientale dei siti inquinati, ai sensi dell’articolo 17 del decreto legislativo 5 febbraio 1997, n. 22, e successive modificazioni e integrazioni”*, attualmente sostituito dal D.L. 152/06 (Tab. 2, Colonne A e B dell’Allegato 5, Titolo V) che riportano le concentrazioni soglia di contaminazione per suoli e sottosuoli provenienti rispettivamente da siti ad uso verde pubblico, privato o residenziale e siti ad uso commerciale o industriale. Nel 2006, il D.Lgs. 152/06 abroga il D.M. 24/01/96 ricomprendendolo integralmente nell’articolo 109 *“Immersione in mare di materiale derivante da attività di escavo e attività di posa in mare di cavi e condotte”* rimandando la definizione degli aspetti operativi e la modalità di valutazione dei risultati ottenuti dalle analisi effettuate sui sedimenti portuali alla pubblicazione di un successivo allegato tecnico specifico.

Nell’attesa della pubblicazione dell’allegato tecnico richiamato nell’art. 109 del D.Lgs. 152/06, data l’assenza di riferimenti specifici e precisi per l’interpretazione dei risultati analitici, si utilizzano come riferimento per le comparazioni dei risultati le soglie LCB (Livelli Chimici Base) ed LCL (Livelli Chimici Limite) definite nelle linea guida *“Manuale per la movimentazione dei sedimenti marini”* redatta da APAT-ICRAM [20] e con specifici riferimenti ai sedimenti portuali. Saltuariamente sono utilizzati anche gli standard di qualità dei sedimenti marini definiti dal D.Lgs. 367/03 (sostituito dal D.L. 152/06, Tab. 2/A). L’assenza di riferimenti per l’interpretazione dei risultati nel quadro normativo nazionale pone problematiche oggettive agli Enti preposti al rilascio delle autorizzazioni. In primo luogo, le linee guida APAT-ICRAM [20] non hanno carattere

prescrittivo ma solo di riferimento tecnico, inoltre, rispetto alla normativa all'epoca vigente (D.M. 24/01/1996), propongono una differente strategia di campionamento, diversi spessori delle aliquote da analizzare e diversi parametri da ricercare nei sedimenti rendendo complessa l'extrapolazione. Al contrario, gli standard di qualità (D.Lgs. 367/03), non sono riferimenti idonei per gli ambiti portuali perché definiscono livelli di buona qualità ambientale dei sedimenti in ambienti lagunari e costieri che, assieme agli standard fissati per le acque, concorrono al raggiungimento dello stato chimico ai sensi della direttiva europea EU 2000/60. Gli standard fissati per la matrice sedimento dal suddetto decreto devono intendersi, pertanto, come soglie i cui eventuali superamenti *“concorrono all'individuazione di misure da intraprendere ai fini della tutela”* dei corpi idrici (art. 1). In estrema sintesi, il D.Lgs. 367/03 fornisce valori di riferimento verso cui tendere piuttosto che limiti soglia da non superare. Uno dei grandi meriti della linea guida APAT-ICRAM [20] è stato, oltre all'introduzione di livelli soglia di riferimento per la valutazione delle analisi chimico-fisiche effettuate ai sensi della normativa vigente, anche l'introduzione dei saggi ecotossicologici per la valutazione delle risposte biologiche derivanti dall'esposizione a sedimento tal quale oppure alle fasi acquose eluite dalla fase solida.

- Verso il superamento del monitoraggio chimico-fisico dei sedimenti: l'introduzione dei saggi ecotossicologici

La valutazione dello stato qualitativo dei sedimenti mediante l'approccio classico improntato su CSC o su standard di qualità presenta notevoli vantaggi. In primo luogo, si basa sull'analisi chimico-fisica dei sedimenti e sulla determinazione di liste di parametri che possono essere facilmente regolamentate ed identificate con certezza dal contesto normativo. Il monitoraggio dei parametri chimico-fisici del sedimento offre la possibilità di standardizzare metodi riproducibili e codificati da norme ISO (International Organization for Standardization) o da Enti nazionali di accreditamento (Accredia). I limiti di rilevabilità possono essere definiti facilmente anche dalla normativa. Il risultato prodotto dalle attività di monitoraggio è un numero per ogni parametro analizzato ed è facile, anche da parte di personale non specializzato, eseguire confronti con CSC definite dal legislatore. Una volta definite le CSC per ogni parametro in esame, lo spazio lasciato alla soggettività e all'interpretazione è limitato [17]. Nonostante ciò, quest'approccio mostra dei limiti importanti. La misura di una sostanza nel comparto abiotico rappresenta una fotografia istantanea della contaminazione ambientale. La normativa seleziona una lista di sostanze chimiche oggetto di indagine che è solo una parte delle possibili sostanze potenzialmente pericolose per l'ambiente che potrebbero essere presenti nei sedimenti di un porto. Il divario temporale tra adeguamento normativo e introduzione in commercio di molecole di nuova generazione è molto ampio e rende, di fatto, poco significative, in termini di salvaguardia ambientale, le scelte effettuate

sulla base di liste di sostanze datate e riferite a molecole non più di impiego commerciale. Infatti, sostanze di nuova generazione caratterizzate da elevata mobilità, persistenza e tossicità possono rappresentare una criticità ambientale, anche se non incluse nella lista dei parametri oggetto di indagine. Un discorso a parte per vaste aree del territorio nazionale italiano, lo meritano gli elementi in traccia. Le particelle con diametro inferiore a 1/16 mm presenti nel sedimento (pelite) tendono, per loro natura, ad adsorbire inquinanti con una efficienza molto elevata. La pelite è anche ricca in feldspati ed elementi in traccia di origine naturale [21] e può concentrare sia oligoelementi essenziali alle attività metaboliche biologiche (es. Cu, Zn, Ni, Cr) che elementi potenzialmente dannosi (es. Pb, Cd, Hg) i quali non svolgono alcuna funzione biologica negli organismi viventi. Per questa ragione, i livelli di elementi in traccia misurati nei sedimenti sono la sintesi sia dell'arricchimento dovuto alle attività umane (urbane, industriali, agricole) che dei livelli naturali dovuti alla geomorfologia locale (alterazione geologica, eruzioni vulcaniche ecc.). I sedimenti originati da aree soggette ad anomalia geochimica sono caratterizzati da livelli elevati di elementi in traccia quali, ad esempio, As, Hg, Zn, Pb. Questi elementi sono inclusi nella lista dei parametri da monitorare nei sedimenti portuali ma i livelli riscontrati nelle aree geografiche con anomalia geologica, spesso non sono associati a tossicità per gli organismi viventi. Questo perché sono chelati nei feldspati del reticolo cristallino del sedimento e presenti nel sedimento in forma immobile e non biodisponibile [21]. Nel corso dell'ultimo decennio sono state sviluppate numerose tecniche ecotossicologiche riponendo sforzi notevoli per migliorare gli approcci classici di indagine ambientale basati su CSC. I test ecotossicologici consentono la valutazione quali-quantitativa degli effetti biologici indotti dalle frazioni biodisponibili di contaminanti ambientali ed elementi in traccia. L'ecotossicologia è una disciplina scientifica di recente sviluppo, il cui termine è stato proposto per la prima volta nel 1969. È un settore disciplinare trasversale derivante dall'incontro della tossicologia, dell'ecologia applicata e della chimica ambientale [22]. L'obiettivo dell'ecotossicologia è studiare le interazioni tra i contaminanti ambientali e il biota, spiegare e prevedere gli effetti e i fenomeni di esposizione a diversi livelli di scala gerarchica dell'organizzazione biologica [23]. I saggi di tossicità sono esperimenti biologici di esposizione di una specie a una sostanza pura, a una miscela di sostanze pure oppure a campioni ambientali e permettono di evidenziare la concentrazione di questi alla quale si osserva un effetto tossico misurabile. Il saggio ecotossicologico condotto sul campione ambientale presenta vantaggi notevoli rispetto all'analisi chimica dello stesso. Il saggio si effettua su matrici ambientali diverse, con specie appartenenti a diversi livelli trofici e con controlli positivi e negativi. L'effetto misurato (detto anche *endpoint*) può essere la mortalità, la mobilità, la crescita e qualsiasi alterazione biochimica o fisiologica misurabile sulla specie testata. In linea del tutto teorica può essere

utilizzata qualunque specie considerata sufficientemente sensibile alla presenza di contaminanti ambientali e con una certa rilevanza ecologica. I saggi possono essere effettuati su una gamma ampia di organismi acquatici (batteri, alghe, invertebrati, molluschi bivalvi, crostacei, echinodermi, pesci) e terrestri (batteri, piante superiori, api, lombrichi, mammiferi). Rispetto alle potenzialità nel campo della sperimentazione, i saggi ecotossicologici effettuati dai laboratori di analisi per lo svolgimento di servizi, sono condotti su specie di facile reperimento e di semplice coltivazione e gestione *in vitro* e sulle quali sono stati ben standardizzati protocolli di analisi. Possono essere utilizzate fasi di sviluppo sensibili quali la fecondazione o gli stadi embrionali [24]. L'effetto più comunemente misurato nei saggi di tossicità acuta è la mortalità anche se si misurano comunemente altri effetti quali l'inibizione del tasso di crescita, la percentuale di fecondazione, l'immobilizzazione, la percentuale di individui anomali durante lo sviluppo embrionale (Figura 4). I dati ottenuti per ogni effetto sono associati alla concentrazione della sostanza testata per costruire le curve dose-risposta e calcolare la dose alla quale si osserva l'effetto sul 50% della popolazione testata. Possono essere calcolate anche la dose minore alla quale si osserva l'effetto (LOEC) e la dose maggiore di non effetto (NOEC).

In sintesi, effettuare un saggio di tossicità permette di ottenere una valutazione integrata sulla potenziale pericolosità per l'ambiente marino che deriva dalla movimentazione del sedimento saggiato. Il grande elemento di novità introdotto nel 2007 dalle linee guida APAT-ICRAM [20] è rappresentato, oltre che da un criterio razionale per la valutazione oggettiva dei risultati ottenuti, proprio dall'introduzione dei saggi ecotossicologici nel processo di valutazione della qualità complessiva dei sedimenti. I saggi ecotossicologici permettono di superare la problematica relativa all'approccio classico basato sul monitoraggio chimico-fisico dei livelli di contaminanti presenti, introducendo una valutazione quali-quantitativa relativa all'effetto biologico dovuto alla componente mobile e biodisponibile di tutte le sostanze chimiche che costituiscono il materiale da movimentare. La qualità dei sedimenti è valutata mediante un processo multifase che consente di tenere in considerazione sia i risultati della caratterizzazione chimico-fisica che le risposte biologiche ottenute dai saggi ecotossicologici. In relazione a questo criterio, i sedimenti sono classificabili in sei diverse classi di qualità: dalla A1 – buona qualità e livello di attenzione basso, alla C2 – cattiva qualità e livello di attenzione alto. A queste classi sono associate altrettante possibili opzioni gestionali, che vanno dall'impiego dei materiali dragati per il ripascimento degli arenili, allo smaltimento presso discariche per rifiuti speciali. I risultati dell'analisi chimica sono interpretati sulla base del confronto con tre diversi *range* di valori definiti dal Livello Chimico di Base (LCB) e dal Livello Chimico Limite (LCL). Relativamente agli elementi in traccia sono, inoltre, proposti due diversi valori soglia LCB, in funzione della natura granulometrica del

sedimento (pelite <10% e >10%), in modo da tenere in considerazione la naturale tendenza ad accumulare elementi in traccia manifestata dalla frazione del sedimento costituita da particelle di pelite.

Nonostante le innovazioni apportate rispetto alla normativa di riferimento, le linee guida APAT-ICRAM [20] evidenziano ancora alcuni problemi applicativi importanti. La strategia di campionamento (dimensioni delle maglie della griglia, numero di sondaggi da effettuare in ciascuna maglia, spessore del sedimento da campionare, quota di prelievo lungo il sondaggio) e la lista delle sostanze da quantificare nei campioni prelevati sono diversi rispetto a quanto riportato dal D.M. 24/01/1996 il quale, a tutti gli effetti, ha valore prescrittivo. Le aree costiere italiane sono spesso caratterizzate dalla presenza di importanti anomalie geochimiche originate dall'attività vulcanica, come ad es. quella dell'Elba-Argentario e quella dell'Arco Eolico [25-26], nelle quali i livelli LCBs e LCL elaborati su base nazionale e proposti nelle linee guida sono spesso troppo bassi per quanto riguarda il contenuto di elementi in traccia nelle aree geologicamente anomale. Ne consegue la presenza di concentrazioni superiori ai livelli soglia LCBs ed LCL non associate ad alcuna risposta di tipo ecotossicologico. Per queste aree ad elevata criticità, salvo alcuni casi sporadici, non sono disponibili i livelli LCBs calcolati *ad hoc*, anche se nelle linee guida è indicato un metodo bene articolato (e relativamente costoso) per la definizione autonoma dei livelli chimici di base in aree anomale. La caratterizzazione microbiologica dei sedimenti, la quale è prescritta dal D.M. 24/01/1996, resta, di fatto, non valutabile oggettivamente non essendo riportati criteri specifici per l'interpretazione dei risultati relativi a questi aspetti. Nel caso dei dragaggi che prevedano come possibile impiego del materiale movimentato la destinazione a ripascimento non viene tenuto conto, nel rilascio delle autorizzazioni, di aspetti cruciali nella valutazione dell'impatto arrecabile all'ecosistema ricevente, quali la compatibilità colorimetrica e mineralogica. Non si considera, inoltre, la possibilità che i sedimenti del sito di destinazione possano risultare qualitativamente peggiori rispetto a quella del materiale da movimentare. I saggi ecotossicologici non sono effettuati sulla totalità dei campioni caratterizzati bensì su un terzo del totale e la lista di specie utilizzabile è molto ampia ed include oltre a batteri, alghe e invertebrati anche i vertebrati (pesci). La classificazione ottenuta si basa su un criterio non ponderato. Prevede, infatti, di attribuire alla batteria di tre specie test scelte senza nessun vincolo, la classe di qualità in assoluto peggiore rilevata dalle specie senza dare in alcun modo un peso alla diversa sensibilità della specie sottoposta al saggio. La svolta definitiva nel contesto normativo specifico italiano si ha il 15 luglio del 2016 con la pubblicazione del D.M. 173/16 che costituisce l'allegato tecnico all'art.109, comma 5 del D.Lgs. 152/06. Il D.M. 173/16 determina il superamento anche delle linee guida APAT-ICRAM [20] in quanto, finalmente, la norma ufficiale fornisce gli strumenti per la corretta classificazione

del materiale da sottoporre a movimentazione effettuando il riordino del quadro normativo specialistico atteso da oltre trenta anni in materia di movimentazione dei sedimenti portuali. In Tabella 1 si riporta una sintesi relativa all'evoluzione dei riferimenti normativi descritti in questo paragrafo.

- Il nuovo assetto normativo: il ruolo centrale dell'ecotossicologia nella valutazione della qualità dei sedimenti portuali

Il nuovo assetto normativo nazionale in materia di caratterizzazione dei sedimenti marini oggetto di movimentazione è definito dal D.M. 173/16 entrato in vigore ufficialmente il 21 settembre 2016. Il decreto rappresenta il tanto atteso allegato tecnico all'art. 109 del D. Lgs. 152/2006 e sintetizza le procedure operative per la caratterizzazione, la valutazione dei materiali e la gestione selettiva degli stessi in area marino costiera definendo aspetti tecnici relativi alle fasi di campionamento, analisi, gestione dei materiali, definizione dei piani di monitoraggio ambientale nelle operazioni di escavo e sversamento in mare.

Il sedimento è considerato una risorsa e la via del ripascimento e del riutilizzo è la via che la norma indica come preferenziale. L'allegato tecnico rovescia quello che fino al momento della sua pubblicazione era l'approccio alla problematica della caratterizzazione dei sedimenti. Si passa dal monitoraggio ambientale alla valutazione integrata della qualità individuando le risposte ecotossicologiche come elementi chiave per le valutazioni relative alla classificazione di qualità dei materiali. I saggi ecotossicologici sono effettuati su tutti i campioni analizzati e non solo su una percentuale degli stessi. L'innovazione riguarda anche l'approccio di valutazione dei risultati. Si passa dal concetto di valutazione tabellare nel quale un singolo superamento della soglia determina l'appartenenza alla classe di qualità peggiore (criterio cautelativo) alla classificazione ponderata dove i risultati ecotossicologici sono incrociati pesando le risposte con i dati chimici per la determinazione della classe di qualità complessiva dei materiali tenendo in considerazione, oltre alle sensibilità delle specie e delle fasi di sviluppo testate, anche la rilevanza biologica degli effetti misurati (tipologia di effetto), la significatività statistica del risultato, la rilevanza ecologica della matrice testata, nonché la tipologia di esposizione [27]. La scelta delle specie da testare è parzialmente vincolata e non più completamente libera com'era nel caso delle linee guida APAT-ICRAM [20], imponendo anche l'uso di saggi di tipo cronico, test su fasi larvali e saggi su fase solida. Relativamente alla caratterizzazione chimica dei sedimenti, viene pesata la tipologia di contaminante che ha determinato l'eventuale superamento delle soglie, il numero di contaminanti che superano i valori soglia di riferimento, l'entità del superamento [27]. La complessità dell'interpretazione dei risultati ottenuti, basata sul nuovo metodo di integrazione ponderata, il

quale richiede calcoli complessi da parte di esperti in materia, è ovviata dalla distribuzione gratuita da parte del ministero del software da utilizzare per il calcolo, software sviluppato da ISPRA con la collaborazione dell'Università Politecnica delle Marche (Sediqualsoft 109.0®).

- Aspetti che necessitano di ulteriori implementazioni

Nonostante gli enormi progressi in materia di caratterizzazione di sedimenti marini riscontrati nel contesto normativo nazionale con la pubblicazione del D.M. 173/16, alcuni aspetti devono essere ottimizzati in futuro e legati anche al chiarimento di alcune problematiche tecniche sul testo del decreto. Uno degli aspetti di rilievo da valutare è legato alla standardizzazione del reperimento delle specie e alla possibilità di pesare in modo differenziale le risposte ottenute dalle specie selvatiche con quelle provenienti da allevamento o da forme di resistenza che possono essere commercializzate. Sebbene la caratterizzazione microbiologica non sia da effettuare obbligatoriamente, il testo non indica i criteri di valutazione dei risultati ottenuti che sono rimandati ancora al giudizio esperto. Le attività relative alla caratterizzazione finalizzata agli interventi di posa di cavi e condotte sottomarine restano fuori dall'ambito di applicazione del decreto e, non essendo considerate neppure nelle linee guida APAT-ICRAM [20], sono lasciate, di fatto, alla completa soggettività del caso specifico.

- Riferimenti bibliografici

- [1] Paoletti, R.; Nicosia, S.; Clementi, F.; Fumagalli, G. eds. Vighi, M.; Bacci, E. *Ecotossicologia*. Torino: UTET; 1998.
- [2] Clark, R. B. *Marine Pollution*. England: Oxford University Press; 1997.
- [3] Salomons, W.; De Rooij, N.M.; Kerdijk, H.; Bril, J. *Sediments as a source of contaminants?* Eds. Thomas, R.; Evans, R.; Hamilton, A.; Munavar, M.; Reynoldson, T.; Sadar, H. *Ecological effects in situ sediment contaminants developments in hydrobiology*. 149: 13-30; 1987.
- [4] Specchiulli, A.; Renzi, M.; Perra, G.; Cilenti, L.; Scirocco, T.; Florio, M.; Focardi, S.; Breber, P.; Focardi, S. *Distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in surface sediments of some Italian lagoons exploited for aquaculture and fishing activities*. *Int. J. Envir. Anal. Chem.* 91(4): 367-386; 2011.
- [5] Lipiatou, E.; Tolosa, I.; Simò, R.; Bouloubassi, I.; Dachs, J.; Marti, S.; Sicre, M.-A.; Bayona, J.M.; Grimalt, J.O.; Saliott, A.; Albaiges, J. *Mass budget and dynamics of polycyclic aromatic hydrocarbons in the Mediterranean Sea*. *Deep Sea Res. Part II: Topical Stud Ocean.* 44: 881-905; 1997.
- [6] Baumard, P.; Budzinski, H.; Garrigues, P. *Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments and mussels of the western Mediterranean Sea*. *Environ. Toxicol. Chem.* 17: 765-776; 1998.
- [7] Baumard, P.; Budzinski, H.; Michon, Q.; Garrigues, P.; Burgeot, T.; Bellocq, J. *Origin and bioavailability of PAHs in the Mediterranean Sea from mussel and sediment records*. *Estuar. Coast. Shelf S.* 47: 77-90; 1998.

- [8] Rogers, H. R. Assessment of PAH contamination in estuarine sediments using the equilibrium partitioning-toxic unit approach. *Sci. Tot. Environ.* 290: 139; 2002.
- [9] Renzi, M.; Perra, G.; Guerranti, C.; Mariottini, M.; Baroni, D.; Volterrani, M.; Graziosi, M.; Specchiulli, A.; Focardi, S. Assessment of environmental pollutants in ten southern Italy harbor sediments. *Toxicol. Ind. Health* 25: 351; 2009.
- [10] UN ESCAP. Transport and Tourism Division (TTD) Eds. Vol. ST/ESCAP/2194; 2002.
- [11] Bortone, G.; Arevalo, E.; Deibel, I.; Detzner, H. D.; de Propriis, L.; Elskens, F.; Giordano, A.; Hakstege, P.; Hamer, K.; Harmsen, J.; Hauge, A.; Palumbo, L.; van Veen, J. Sediment and dredged material treatment; synthesis of the SedNet Work Package 4 outcomes. *J Soils Sediments*, 4(4): 225-232; 2004.
- [12] Jensen, A.; Mogensen, B. Guide No. 6. International Association of Dredging Companies (IADC) and Central Dredging Association (CEDA), The Hague; 2000.
- [13] Bonvicini Pagliai, A. M.; Cognetti-Varriale, A. M.; Crema, R.; Curini Galletti, M.; Vandini Zunarelli, R. Environmental impact of extensive dredging in a coastal marine area. *Mar. Poll. Bull.* 16(12): 483–488; 1985.
- [14] Duarte, C. M. The future of seagrass meadows. *Environ. Conserv.* 29(2):192–206; 2002.
- [15] Amado Filho, G. M.; Creed, J. C.; Andrade, L. R.; Pfeiffer, W. C. Metal accumulation by *Halodule wrightii* populations. *Aquatic Bot.* 80: 241–251; 2004.
- [16] Erftemeijer, P. L. A.; Robin Lewis III, R.R. Environmental impacts of dredging on seagrasses: A review. *Mar. Poll. Bull.* 52: 1553-1572; 2006.
- [17] Renzi, M.; Tozzi, A.; Baroni, D.; Focardi, S. Factors affecting the distribution of trace elements in harbour sediments. *Chem. Ecol.* 27(3): 235-250; 2011.
- [18] Calevro, F.; Campani, S.; Raghianti, M.; Bucci, S.; Mancino, G. Tests of toxicity and teratogenicity in biphasic vertebrates treated with heavy metals (Cr³⁺, Al³⁺, Cd²⁺). *Chemosphere.* 37(14–15): 3011–3017; 1998.
- [19] Gopalakrishnan, S.; Thilagam, H.; Vivek Raja, P. Comparison of heavy metal toxicity in life stages (spermiotoxicity, egg toxicity, embryotoxicity and larval toxicity) of *Hydroides elegans*. *Chemosphere.* 71(3):515–528; 2007.
- [20] APAT-ICRAM, 2007. APAT_ ICRAM rev_14_6_07.pdf. Rome: Ministero dell’Ambiente e della Tutela del Territorio. 2007. <http://www.isprambiente.gov.it/it/pubblicazioni/manuali-elinee-guida/manuale-per-la-movimentazione-di-sedimenti-marini>
- [21] Herut, B.; Sandler, A. IOLR Report H18/2006, Submitted to UNEP/MAP; 2006.
- [22] Fent, K. Ecotoxicological problems associated with contaminated sites. *Toxicol. lett.* 140-141: 353-365; 2003.
- [23] Klaassen, C. D.; Watkins, J. B. III. *Elementi di Tossicologia*. CEA; 2013.
- [24] Volpi-Ghirardini, A.; Arizzi-Novelli, A.; Borsetto, E.; Delaney, B.; Tagliapietra, D. *Biol. Mar. Med.* 8(1): 489-496; 2001.
- [25] Bigongiari, N.; Cipriani, L. E.; Pranzini, E.; Renzi, M.; Vitale, G. Assessing shelf aggregate environmental compatibility and suitability for beach nourishment: a case study for Tuscany (Italy). *Mar. Poll. Bull.* 93:183–193; 2015.
- [26] Renzi, M.; Bigongiari, N.; Focardi, S. E. Baseline levels of trace elements in coastal sediments from the central Mediterranean (Tuscany, Italy). *Chem. Ecol.* 31(1): 34-46; 2015.

[27] Pellegrini, D.; Onorati, F.; Mugnai, C. L'ecotossicologia come strumento di gestione. La ricerca, il controllo da parte delle Agenzie. Il mondo dei privati. Giornate studio – 7° Edizione. ISPRA Atti 2016. Livorno, 22-24 novembre; 2016.

LEGENDA DELLE FIGURE

Figura 1. Principali vie di distribuzione dei contaminanti ambientali: dalle fonti di immissione agli ecosistemi acquatici. In figura sono descritte le principali fonti di immissione di contaminanti negli ecosistemi, i flussi verso gli ecosistemi acquatici e le relazioni con la componente biotica, le reti trofiche fino alle risorse alimentari di interesse umano.

Figura 2. Attività di dragaggio in ambito portuale. L'immagine rappresenta le classiche operazioni di dragaggio di sedimento portuale e le associate operazioni di ripascimento morbido dell'arenile limitrofo. Nel caso rappresentato, le operazioni sono condotte mediante l'uso di una draga aspirante-refluente. Si notano la condotta galleggiante per il trasporto del materiale aspirato verso il sito di deposito e le panne di contenimento del plume di torbidità sollevato dall'attività della draga. Le panne assorbenti sono posizionate a tutela degli habitat di pregio quale, ad esempio, la prateria di *Posidonia oceanica* che è molto sensibile all'impatto derivante dall'intorbidimento delle acque.

Figura 3. Attività di prelievo di sedimenti in ambito portuale. Esempificazione delle fasi di prelievo dei sedimenti durante una caratterizzazione ambientale.

Figura 4. Saggi ecotossicologici, embriotossicità su *Paracentrotus lividus* (pluteo, 72h). L'immagine rappresenta due larve normoformate di echinoderma allo stadio di sviluppo di pluteo. La struttura caratteristica della larva a 72 ore dalla fecondazione risulta alterata morfologicamente nel caso in cui il campione di elutriato di sedimento nel quale vengono poste in incubazione le uova fecondate, sia tossico per questa specie.

Figura 1. Principali vie di distribuzione dei contaminanti ambientali: dalle fonti di immissione agli ecosistemi acquatici.

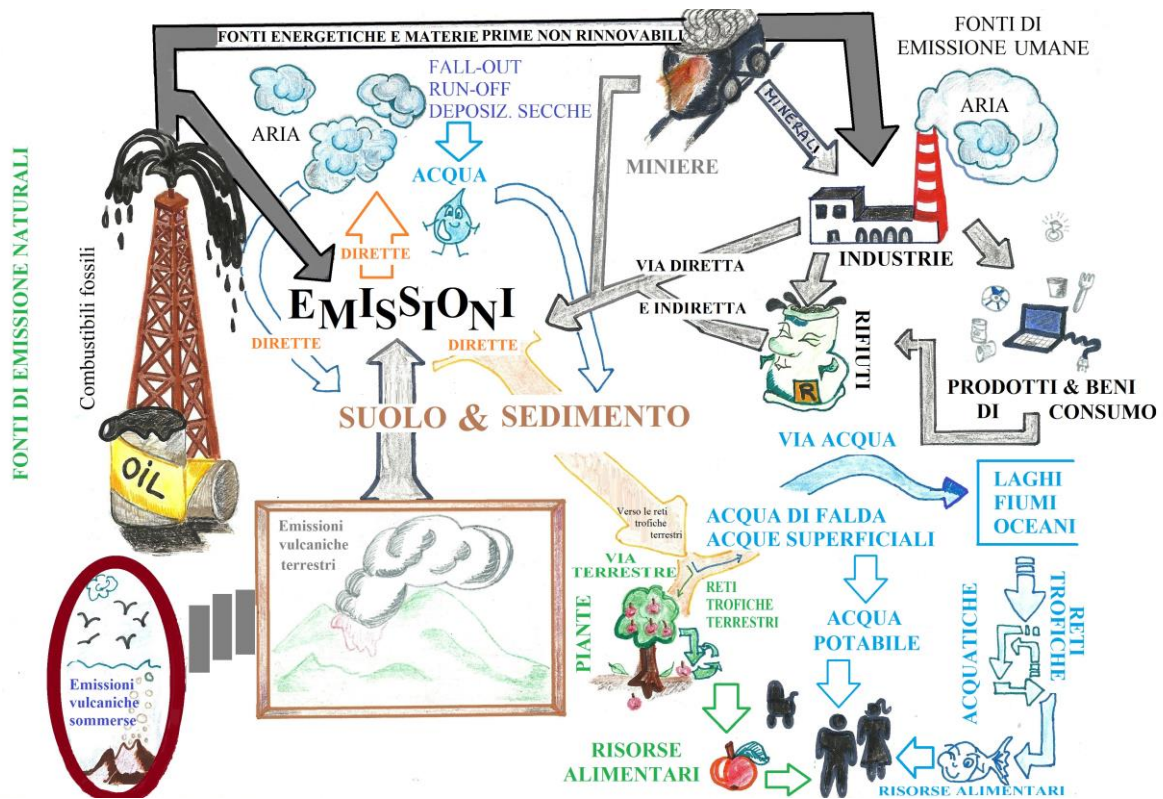


Figura 2. Attività di dragaggio in ambito portuale.



Figura 3. Attività di prelievo di sedimenti in ambito portuale.



Figura 4. Saggi ecotossicologici, embriotossicità su *P. lividus* (pluteo, 72h).



Tabella 1. Evoluzione dei riferimenti normativi in materia di caratterizzazione dei sedimenti portuali. La tabella sintetizza i principali parametri presi in considerazione dai riferimenti normativi e dalle linee guida tecniche citate. Sono indicati in tabella anche gli aspetti specifici di particolare rilievo e i limiti di quantificazione richiesti dalla norma.

| | Parametri fisici | Aspetti di rilievo | Limite di quantificazione |
|----------------------------|--|--|---|
| D.M. 24/01/1996 | Colore, Odore, Concrezioni, Altri materiali, Granulometria, Umidità, Peso specifico | Non sono definiti aspetti tecnici di rilievo. L'analisi granulometrica deve essere effettuata secondo la scala di Wentworth (diametro delle maglie con passo da 1 phi). | Non sono definiti limiti di quantificazione |
| APAT-ICRAM [20] | Colore, Odore, Concrezioni, Altri materiali, Granulometria, Mineralogia | Non sono definiti aspetti tecnici di rilievo. L'analisi granulometrica deve essere effettuata secondo la scala di Wentworth (diametro delle maglie con passo da 1/2 phi). Mineralogia da determinare almeno su tre campioni in caso di ripascimento. | Non sono definiti limiti di quantificazione |
| D.M. 173 15/07/2016 | Colore, Odore, Concrezioni, Altri materiali, Granulometria, Mineralogia | Non sono definiti aspetti tecnici di rilievo. L'analisi granulometrica deve essere effettuata secondo la scala di Wentworth (diametro delle maglie con passo da 1/2 phi). Mineralogia facoltativa, se determinata da preferire la tecnica di diffrattometria a raggi X. | Non sono definiti limiti di quantificazione, per il colore è indicata la scala di Munsell |
| | Parametri chimici | Aspetti di rilievo | Limite di quantificazione |
| D.M. 24/01/1996 | Elementi in traccia (Al, As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Ni, Zn), idrocarburi totali, IPA, PCB, pesticidi organoclorurati, sostanza organica, azoto totale, fosforo totale | Non sono definiti aspetti tecnici di rilievo. | Non sono definiti limiti di quantificazione |
| APAT-ICRAM [20] | Elementi in traccia (Al, As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Ni, V, Zn), idrocarburi totali, IPA, PCB, pesticidi organoclorurati, sostanza organica, azoto totale, fosforo totale, composti organostannici | Sostanza organica come determinazione del carbonio organico totale oppure della sostanza organica totale; Idrocarburi totali quantificati possibilmente come C<12 e C>12; IPA (sedici congeneri US-EPA); PCB determinazione dei congeneri: 28; 52; 77; 81; 101; 118; 126; 128; 138; 153; 156; 169; 180 e sommatoria; Pesticidi organoclorurati: Aldrin, Dieldrin, alfa-HCH, beta-HCH, gamma-HCH, DDD, DDE, DDT (somma degli isomeri 2,4- e 4,4-, HCB, eptacoloro, eptacoloro epossido, ossiclordano, cis-clordano, trans-clordano, trans-nonacloro, cis-nonacloro, eldrin, mirex, metossicloro; composti organostannici da riportare come sommatoria delle forme mono-, di- e tributil- da ricercare su un terzo dei campioni totali. | Limiti definiti per: Cr (5 mg/kg), Pb, Cu, Ni, Zn (1 mg/kg), As (0,5 mg/kg), Hg, Cd (0,05 mg/kg), IPA (10 µg/kg), PCB (0,1 µg/kg), pesticidi organoclorurati (0,1 µg/kg), composti organostannici (1 µg/kg). |
| D.M. 173 15/07/2016 | Elementi in traccia (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Ni, V, Zn), idrocarburi totali, IPA, PCB, pesticidi organoclorurati, sostanza organica, composti organostannici | Sostanza organica come carbonio organico totale (TOC), Idrocarburi totali solo Idrocarburi C>12 e da considerare come sostanze aggiuntive; IPA (sedici congeneri US-EPA); PCB determinazione dei congeneri: 28; 52; 77; 81; 101; 118; 126; 128; 138; 153; 156; 169; 180 e sommatoria; Pesticidi organoclorurati: Aldrin, Dieldrin, Endrin, alfa-HCH, beta-HCH, gamma-HCH, DDD, DDE, DDT (somma degli isomeri 2,4- e 4,4-, HCB, eptacoloro epossido, cis e trans clordano; composti organostannici determinati singolarmente come mono, di e tributil e loro sommatoria su tutti i campioni; Al, V, Fe, Cr-VI da considerare come sostanze aggiuntive. Diossine e furani e PCB dioxin-like, da considerare come sostanze aggiuntive. Elenco di cui alle note della tabella 3/A D. Lgs. 172/15, da effettuare con i limiti in esso previsti. | Limiti definiti per: As, Cr, Pb, Cu, Ni, Zn, Al, V, Cr-VI, Fe (1 mg/kg), Hg, Cd (0,03 mg/kg), IPA (1 µg/kg), PCB (0,1 µg/kg), pesticidi organoclorurati (0,1 µg/kg), composti organostannici (1 µg/kg), TOC 0,1%. |
| | Parametri microbiologici | Aspetti di rilievo | Limite di quantificazione |
| D.M. 24/01/1996 | Coliformi totali, Coliformi fecali, Streptococchi fecali, Salmonelle, Spore di clostridi solfito riduttori | Parametri microbiologici su tutti i campioni. Enterovirus e miceti solo per i campioni da destinare a ripascimento. | Non sono definiti limiti di quantificazione |
| APAT-ICRAM [20] | Coliformi (<i>E. coli</i>), Enterococchi fecali, Salmonelle, Stafilococchi, Spore di clostridi solfito riduttori | Parametri microbiologici su tutti i campioni. Miceti da ricercare su almeno 1/3 dei campioni solo per i campioni da destinare a ripascimento. | Non sono definiti limiti di quantificazione |
| D.M. 173 15/07/2016 | Parametri microbiologici (generico) | Qualora i siti di dragaggio e/o di immersione oltre le 3 miglia e/o di ripascimento siano situati nei pressi di aree destinate all'acquacoltura o alla balneazione in queste ultime deve essere garantito il rispetto dei requisiti di qualità previsti nella normativa vigente DL 152/2006, Reg. CE 854/2004, D.Lgs. 116 del 30 maggio 2008, DM 30 marzo 2016. | Non sono definiti limiti di quantificazione |
| | Saggi ecotossicologici | Aspetti di rilievo | Limite di quantificazione |
| D.M. 24/01/1996 | Non prevista | Nessuno | Nessuno |
| APAT-ICRAM [20] | Saggi ecotossicologici su un terzo dei campioni totali. | Saggi ecotossicologici su tre specie secondo le linee guida APAT-ICRAM, 2007, a scelta purchè appartenenti a diverso livello trofico tra alghe, batteri, rotiferi (<i>B. plicatilis</i>), molluschi, crostacei, echinodermi e pesci. | Non definito |
| D.M. 173 15/07/2016 | Saggi ecotossicologici su tutti i campioni prelevati | Una specie per ogni tipologia (tipologia 1; tipologia 2; tipologia 3). | Non definito |