



Componente T3 - Sviluppo di strategie di gestione e trattamento dei sedimenti di dragaggio contaminati

OUTPUT T3.1

**Piano d'Azione per la gestione sostenibile
dei sedimenti di dragaggio contaminati**

Acronimo del Progetto	GRRinPORT
Titolo del Progetto	Gestione sostenibile dei rifiuti e dei reflui nei porti
N. Convenzione	UniCa – Prot. N. 0082843 del 09/05/2018 – [Classif. III/19]
CUP	
Programma	INTERREG ITALIA-FRANCIA MARITTIMO 2014-2020
Asse prioritario	2
Obiettivo Specifico	6C2
Data avvio Progetto	01.04.2018
Durata	36 mesi (+ 3 mesi di proroga)
Prodotto No.	OUTPUT T3.1
Nome del Documento	Piano d'Azione per la gestione sostenibile dei sedimenti di dragaggio contaminati
Revisione/Approvazione del (data)	26/06/2021
Componente	T3 - SVILUPPO DI STRATEGIE DI GESTIONE E TRATTAMENTO DEI SEDIMENTI DI DRAGAGGIO CONTAMINATI
Data sottomissione prodotto da Progetto approvato	30/06/2021
Data sottomissione effettiva	30/06/2021
Autore Principale	Isabella Pecorini
Istituzione	Università di Pisa
E-mail	Isabella.pecorini@unipi.it
Abstract	Nel presente documento viene spiegato il campo di applicazione di differenti tipologie di trattamenti di decontaminazione e come decidere che trattamenti utilizzare in funzione del caso specifico.
Keywords	Sedimenti, trattamenti, elettrocinesi, soil washing, landfarming

Autori

Nome	Istituzione	Contatto
Isabella Pecorini	UNIFI	isabella.pecorini@unifi.it
Renato Iannelli	UNIFI	renato.iannelli@unifi.it
Alessio Ceccarini	UNIFI	alessio.ceccarini@unifi.it
Simona Di Gregorio	UNIFI	simona.digregorio@unifi.it
Fabiano Pilato	ISPRA	fabiano.pilato@isprambiente.it
Simona Macchia	ISPRA	simona.macchia@isprambiente.it

Revisore

Nome	Istituzione	Contatto
Andrea La Camera	ISPRA	andrea.lacamera@isprambiente.it

Indice

Autori	2
Revisore	2
Indice	3
1 Premessa	4
2 Il contesto normativo	5
2.1 Operazioni di dragaggio effettuate nell’ambito di SIN	7
2.2 Operazioni di dragaggio effettuate al di fuori di un ambito SIN.....	10
3 Piano d’Azione per la gestione sostenibile di sedimenti contaminati.....	15
4 Applicazione del life cycle assessment (LCA) al piano di azione dei sedimenti proposto da GRRinPort	20
4.1 Risultati	21
5 Bibliografia.....	22
5.1 Normativa.....	23
6 Appendice A - Esempi di buone pratiche: uno sguardo in Europa	24
6.1 Esempi di buone pratiche	24
7 Appendice B – Pubblicazione su rivista scientifica delle risultanze dell’LCA	28

1 Premessa

Il presente report contiene la descrizione del Piano d'Azione per la gestione sostenibile dei sedimenti di dragaggio contaminati.

Dopo una revisione normativa circa la gestione dei sedimenti si propone una disamina dello stato dell'arte e delle buone pratiche. Una volta definito il piano di azione si è proceduto all'applicazione della metodologia LCA (*life cycle assessment*) al piano di azione con particolare riferimento alle tipologie di trattamento studiate dal gruppo di lavoro.

Il gruppo di lavoro ha studiato tre tipologie di trattamento: Soil washing, elettrocinesi e landfarming.

2 Il contesto normativo

Dal punto di vista normativo, la gestione dei sedimenti è in bilico tra sostenibilità e sicurezza ambientale. Le disposizioni generali e quelle internazionali rendono difficile una gestione univoca dei sedimenti dragati e allo stesso tempo la rendono indispensabile.

A livello europeo, la gestione dei sedimenti si trova inserita in varie direttive, tra le quali *EU Water Framework Directive*, *EU Waste Directive* e *EU Directive on protected areas*, senza averne una specifica.

La *Water Framework Directive (2000/60/EC)*, regola il monitoraggio dei sedimenti per garantire una buona qualità di tutti i corpi idrici in relazione all'utilizzo di terra e di contaminazione, inoltre i livelli soglia di contaminazione non sono decretati a livello europea ma bensì ogni nazione stabilisce i propri limiti soglia anche all'interno di fiumi e laghi transnazionali.

Il dragaggio, la ricollocazione e lo stoccaggio finale dei sedimenti sono regolati dalla direttiva *Groundwater Directive (2006/118/EC)* che stabilisce gli standard di qualità dell'acqua di falda in generale (sia per prevenire l'inquinamento ma anche l'allagamento e la siccità delle acque interne).

La direttiva *Waste Framework Directive (2008/98/EC)*, assegna ai sedimenti un codice identificativo del European Waste Catalogue, che li classifica in rifiuti pericolosi o non pericolosi e ne "permette" un successivo riutilizzo al di fuori del corpo idrico di origine.

Inoltre, le *direttive Habitat Directive (92/43/EEC)* e *Birds Directive (2009/147/EC)* che puntano a salvaguardare la biodiversità e i biotopi e specie rare, regolano il dragaggio dei sedimenti per impedire effetti negativi sull'ecosistema. Le operazioni di dragaggio dovrebbero essere finalizzate al creare o migliorare siti naturali e compensare il degrado e perdita di suolo.

In Italia, uno dei primi riferimenti normativi in materia di bonifica delle aree inquinate è la legge n° 441/1987 in cui si imponeva che tutte le regioni sviluppassero un "*Piano Regionale di Bonifica*" per raccogliere conoscenze ed una visione di insieme della situazione attuale italiana delle aree e dei siti inquinati.

Con la legge L. 84/1994 il focus è in particolare alla gestione dei porti con rimandi alle aree da bonificare

Ma è con l'entrata in vigore del D. Lgs. 22/1997 (il cosiddetto 'Decreto Ronchi') che i materiali di dragaggio hanno iniziato ad essere gestiti come rifiuti (con due differenti codici CER: 17.05.05 e 17.05.06). Erano tuttavia ancora previste alcune opzioni di gestione dei materiali di escavo di fondali marini o salmastri o di terreni litoranei emersi, ai sensi del D.M. 24/01/1996 (e successivamente riprese dall'art. 35 del D. Lgs. 152/99), quali ad esempio l'immersione dei sedimenti in mare e la deposizione in ambiti ad esso contigui, quali spiagge, lagune, stagni salmastri e terrapieni costieri. Nel D.M. 24/01/1996 vengono precisate le procedure tecniche necessarie per l'ottenimento dell'autorizzazione allo scarico a mare e si sancisce la necessità di procedere ad un'attività di caratterizzazione dei sedimenti, per la quale sono forniti i criteri di campionamento e i parametri chimico-fisici e microbiologici da analizzare. Mancano tuttavia in tale decreto i criteri di qualità per la

valutazione dei sedimenti da sversare, motivo per cui le valutazioni ai fini del rilascio delle autorizzazioni sono concesse caso per caso, eventualmente anche sulla base dei risultati di analisi ecotossicologiche, predisposte appositamente per la valutazione della pericolosità ambientale delle attività di sversamento.

Di fatto, fino al 1999 la collocazione in mare è stata l'unica opzione di gestione dei fanghi derivanti dalle attività di dragaggio di piccole e medie realtà portuali distribuite sul territorio nazionale. In questi anni, cresce l'attenzione nei confronti dell'ambiente marino, e si osserva una tendenza verso una gestione ecosostenibile delle attività connesse con la realizzazione di interventi in ambito costiero.

Tutto ciò in linea con quanto indicato dalla Convenzione di Londra del 1972 (in particolare nella risoluzione di approvazione del D.M.A.F. - "*Dredged Material Assessment Framework*"), che considera il materiale di dragaggio una "risorsa" da recuperare, piuttosto che un materiale di rifiuto, concetto ripreso dall'art. 35 del D.Lgs. 152/99, poi dall'art. 109 della D.Lgs. 152/2006.

Il DLgs 152/2006, integrato e aggiornato continuamente con diversi e periodici decreti ministeriali, per quanto riguarda i sedimenti di dragaggio regola principalmente:

- **Procedure di riferimento per il campionamento e l'analisi dei campioni di sedimento**
- **Concentrazione delle soglie di contaminazione**, ovvero determina i livelli di contaminazione delle matrici ambientali al di sopra dei quali è necessaria una caratterizzazione del sito e un'analisi del rischio specifico.
- **Concentrazione delle soglie di rischio**, ovvero determina i livelli di contaminazione delle matrici ambientali da determinare (caso per caso) mediante l'applicazione di una procedura di analisi del rischio specifica del sito. In caso di superamento del livello, sono necessarie misure di sicurezza e di risanamento. I livelli di concentrazione sono definiti come quelli accettabili per il sito.
- **Criteri generali per la sicurezza, la decontaminazione e il risanamento ambientale dei siti inquinati**,

Ad un decennio dal D.Lgs 152/06, nel 2016 si ha l'emanazione del Decreto Direttoriale 351/2016 per l'individuazione di valori di riferimento sito specifici "Criteri per la definizione dei valori di riferimento specifici di concentrazione degli inquinanti per i materiali risultanti dalle attività di dragaggio" -, ma soprattutto vengono emanati due decreti ministeriali del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (MATTM):

- DM 172/2016, che disciplina le regole tecniche per le operazioni di dragaggio nei siti di interesse nazionale (aree SIN).
- DM 173/2016, che disciplina l'immersione in mare dei sedimenti di dragaggio, includendo i criteri di caratterizzazione e gestione in ambito costiero.

In Italia, dunque, la regolamentazione delle operazioni di dragaggio è definita in base all'area in cui si trovano i sedimenti da dragare (in aree SIN o in aree non situate in un SIN).

Le aree SIN sono aree portuali o aree marine costiere che necessitano di «bonifica», sia perché sono eccessivamente contaminate e devono essere bonificate, sia perché sono di particolare interesse ecologico e devono essere preservate.

Le aree non SIN sono aree portuali o aree marine costiere non situate in aree SIN.

2.1 Operazioni di dragaggio effettuate nell'ambito di SIN

Le operazioni di dragaggio effettuate nell'ambito del SIN sono disciplinate dal DM 172/2016 («Regolamento che disciplina le modalità tecniche e le norme per le operazioni di dragaggio nei Siti di Interesse Nazionale»), dall'art. 5-bis della legge L. 84/1994 (e successive modifiche e integrazioni) e , sulla base dei risultati delle analisi fisico-chimiche, microbiologiche ed ecotossicologiche, secondo quanto previsto dal DM del 7/11/2008 e successive modifiche e integrazioni.

Le metodologie e i criteri per lo svolgimento delle attività di caratterizzazione dei sedimenti da dragare nell'area SIN sono definiti nel DM 7/11/2008 (modificato dal DM 04/08/2010). Il campionamento atto alla caratterizzazione dei sedimenti da dragare deve permettere di ipotizzare fedelmente la distribuzione dei contaminanti. Se possibile, l'analisi geostatistica dovrebbe essere utilizzata come strumento preferito. In alternativa si utilizzano criteri precauzionali per calcolare e caratterizzare i volumi da gestire.

Per quanto riguarda la gestione dei sedimenti dragati nelle aree SIN, vengono individuate le seguenti possibilità, sulla base di specifici requisiti di qualità definiti in base alle loro caratteristiche chimiche, fisiche, microbiologiche ed ecotossicologiche:

1) Deposizione o riflusso nei corpi idrici da cui provengono o che utilizzano per il ripascimento e la formazione del suolo costiero, o per migliorare le condizioni del fondo marino attraverso attività di capping. Direttamente o dopo trattamenti per eliminare i contaminanti questi sedimenti vengono ri-immessi nel corpo idrico dopo opportune analisi chimico-fisiche ed ecotossicologiche che attestino caratteristiche simili al sito di destinazione e che non presentano risultati positivi nei test ecotossicologici;

2) Scarico in vasche di raccolta a tenuta stagna, bacini di raccolta o immobilizzazione in bacini di contenimento effettuati con le migliori tecniche disponibili (secondo i criteri di progettazione formulati da norme tecniche internazionali accreditate e adottate negli Stati membri dell'Unione Europea). I sedimenti interessati da questi metodi di gestione devono avere caratteristiche tali da garantire l'assenza di rischi per la salute e per l'ambiente, in relazione all'obbligo di non deteriorare la qualità delle matrici ecologiche, del suolo, del sottosuolo, delle acque sotterranee, delle acque superficiali, marine e di transizione. Tale riutilizzo è consentito se il sedimento è considerato non pericoloso all'origine o a seguito di un trattamento esclusivamente per la rimozione degli inquinanti.

3) Uso terrestre dei sedimenti a condizione che, così come sono, o dopo il trattamento di desalinizzazione o la rimozione degli inquinanti (esclusi quindi i processi destinati a immobilizzare gli inquinanti mediante solidificazione o stabilizzazione), non presentino, a seconda dell'uso previsto, livelli di contaminazione superiori a quelli indicati nelle colonne A e B - Tabella 1 - Allegato 5 - Parte IV di D. D. Lgs. 152/2006, e che rimangano conformi ai valori limite per il contenuto di lisciviazione («prove di rilascio» effettuate secondo la norma EN 12457-2) definiti nell'allegato 3 del DM del 05/02/1998 (riportato in Figura 1) per la gestione del territorio, rivisto dall'articolo 252 del D. Lgs.

152/2006 (a sua volta integrato dal DM 172/2016 che tratta della gestione ambientale delle fasi di smaltimento dei terreni sul territorio).

Nel caso di utilizzo di sedimenti in aree con strati naturalmente salini, è possibile ottenere una deroga al superamento dei livelli di lisciviazione definiti nell'Allegato 3 del DM del 05/02/1998 per solfati e cloruri, a condizione che, con l'accordo della competente autorità territoriale dell'ARPA (Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente), si eviti qualsiasi variazione delle caratteristiche del suolo ricevente.

Allegato 3

CRITERI PER LA DETERMINAZIONE DEL TEST DI CESSIONE

Per la determinazione del test di cessione si applica l'appendice A alla norma UNI 10802, secondo la metodica prevista dalla norma UNI EN 12457-2. Solo nei casi in cui il campione da analizzare presenti una granulometria molto fine, si deve utilizzare, senza procedere alla fase di sedimentazione naturale, una ultracentrifuga (20000 G) per almeno 10 minuti. Solo dopo tale fase si potrà procedere alla successiva fase di filtrazione secondo quanto riportato al punto 5.2.2 della norma UNI EN 12457-2. I risultati delle determinazioni analitiche devono essere confrontati con i valori limite della seguente tabella:

Parametri	Unità di misura	Concentrazioni limite
Nitrati	Mg/l NO ₃	50
Fluoruri	Mg/l F	1,5
Solfati	Mg/l SO ₄	250
Cloruri	Mg/l Cl	100
Cianuri	microngrammi/l Cn	50
Bario	Mg/l Ba	1
Rame	Mg/l Cu	0.05
Zinco	Mg/l Zn	3
Berillio	microngrammi/l Be	10
Cobalto	microngrammi/l Co	250
Nichel	microngrammi/l Ni	10
Vanadio	microngrammi/l V	250
Arsenico	microngrammi/l As	50
Cadmio	microngrammi/l Cd	5
Cromo totale	microngrammi/l Cr	50
Piombo	microngrammi/l Pb	50
Selenio	microngrammi/l Se	10
Mercurio	microngrammi/l Hg	1
Amianto	Mg/l	30
COD	Mg/l	30
PH		5,5 <> 12,0

In sede di approvazione del progetto di cui all'articolo 5 del presente decreto, vengono stabiliti i parametri significativi e rappresentativi del rifiuto che devono essere determinati in relazione alle particolari caratteristiche del sito o alla natura del rifiuto

Figura 1 Allegato 3 del DM del 05/02/1998 che indica valori limite per il contenuto di lisciviazione

Per questi 3 percorsi principali, il DM 172/2016 fornisce la descrizione, per tutte le fasi della gestione dei sedimenti (dal dragaggio alla deposizione fino al trasporto, secondo gli usi previsti dall'articolo 5 bis, comma 2, della legge L. 84/1994), delle procedure applicabili a tali operazioni, nonché delle misure di mitigazione e dei criteri per la predisposizione e l'attuazione delle attività di monitoraggio.

Nella gestione dei sedimenti in ambito SIN il Decreto Direttoriale 351/2016 tratta dei valori sito specifici, calcolati con un doppio approccio in cui vengono sfruttati valori reali insieme a valori probabilistici, particolari del sito considerato. Oltre alle analisi chimiche vengono tenute in

considerazione anche saggi ecotossicologici (da svolgere in tre livelli trofici) ed analisi della comunità bentonica, per una valutazione degli effetti potenziali e indiretti sulla salute umana.

Si andranno a determinare i valori soglia in base anche al contesto ambientale, come ad esempio la presenza di impianti di acquacultura, biocenosi sensibili, aree protette e all'eventuale necessità di istituire zone tampone tra aree SIN ed esterne.

Tra gli approcci internazionali possibili, quello usato da ISPRA è il PEL (Probable Effect Level) ovvero il livello soglia sopra il quale sono stati registrati effetti tossici, calcolato con la media geometrica tra il 50° percentile di una concentrazione di una determinata sostanza che ha dimostrato tossicità e l'85°esimo percentile di dati che non hanno mostrato effetti tossici. Il PEL viene calcolato con dati sito specifici per metalli ed elementi in tracce, per l'accettazione di un certo livello di contaminazione per ambienti compromessi.

L'approccio che invece sembra più plausibile seguire si basa su dati reali e probabilistici, che individua il livello di Effetto Accettabile (LEA) che deve essere scelta in funzione del contesto ambientale, delle pressioni che insistono sull'area e degli impatti già individuati. Vengono inoltre individuati altri livelli: Livello di Effetto Certo al 95% di probabilità di avere effetti tossici generici. Se tali effetti sono ritenuti lievi o moderati si può mantenere il LEC alla stessa concentrazione in via cautelativa, se invece gli effetti sono gravi e/o molto gravi e in prossimità di aree sensibili è ragionevole abbassare il LEC. In corso di valutazione del LEC si tiene in considerazione una moltitudine di fattori che risultano essere sito specifici e ciascun valore di riferimento sarà da confrontare con il pool di dati utilizzato e non con range più alti o più bassi.

Per la valutazione degli effetti tossicologici viene introdotto il Modello Adattivo Generalizzato (GAM) che viene usato quando l'interpolazione tra concentrazione del contaminante e l'effetto risultante non è lineare. Infatti, in questo modello si tiene conto di altre variabili. Il giudizio di tossicità è consigliabile attribuirlo in maniera ponderata considerando la significatività statistica del saggio ecotossicologico, della severità dell'effetto, e dalla tipologia di esposizione (cronica od acuta). Il risultato finale è la classe di pericolo data dalla somma dei risultati ottenuti dai vari saggi (su tre livelli trofici) e corretti per i pesi assegnati in base alla rilevanza biologica dell'end point considerato, della rilevanza ecologica della matrice e dell'esposizione cronica o acuta degli organismi.

Infine, vi è l'analisi di bioaccumulo svolta su determinati contaminanti noti per la loro tendenza a bioaccumularsi (Cadmio, Mercurio, Piombo, Benzo(a)pirene, Diossine, Per diossine e benzo(a)pirene vengono utilizzati uccelli e non pesci nei test di bioaccumulo. Si valutano anche i dati pregressi del SIN, fino a 6 anni precedenti. Tali dati dovranno considerare organismi stanziali e nel caso di applicazione di acquacoltura in zone limitrofe si dovranno svolgere test su specie edibili di un livello trofico 3. Nel caso in cui si noti un aumento del bioaccumulo rispetto ai dati pregressi si deve installare un impianto di mussel watching per osservare gli effetti su specie edibili e stanziali oppure in via straordinaria (morte di mitili da altre cause oltre la contaminazione) si osserveranno altri organismi ritrovabili nel sito stesso.

Tabella 1 Pesì attribuiti in base all'endpoint biologico, la matrice, il tempo di esposizione, utilizzati per il coefficiente W2

ENDPOINT	(En)	MATRICE	(M)
Crescita	1.2	Sedimento intero (tal quale)	1
Riproduzione	1.5	Acqua interstiziale	0.8
Sviluppo	1.9	Elutriato	0.7
Bioluminescenza	2.4	Sedimento umido (es. centrifugato)	0.5
Sopravvivenza	3	Acqua della colonna	0.3
ESPOSIZIONE	(T)	ORMESI	Ei
Acuta	1	$E \leq 40\%$	0
Cronica	0,7	$40 < E \leq 100\%$	1.25
		$E > 100\%$	1.5

Tabella 2 Classe di pericolo ecotossicologico in base ai HQ (Hazard Quozient) delle batterie di saggi

HQ BATTERIA DI SAGGI	CLASSE DI PERICOLO
< 1	Assente
$\geq 1 - 1.5$	Basso
$\geq 1.5 - 3.0$	Medio
$\geq 3.0 - 6.0$	Alto
$\geq 6.0 - 10.0$	Molto alto

2.2 Operazioni di dragaggio effettuate al di fuori di un ambito SIN

Le operazioni di dragaggio effettuate al di fuori del SIN sono disciplinate dal DM 173/2016 e dal DM 24/01/1996, sulla base dei risultati delle analisi fisico-chimiche, microbiologiche ed ecotossicologiche, così come definite in questi stessi decreti.

Il DM 173/2016 stabilisce le modalità per il rilascio dell'autorizzazione allo smaltimento volontario in mare dei materiali di cui alla lettera a), comma 2, dell'articolo. 109 del D.Lgs. 152/2006 (materiali di scavo provenienti dal fondo marino o dal fondo salmastro o dalla superficie costiera) per garantire la protezione dell'ambiente marino. Il decreto si riferisce alla gestione del materiale proveniente dalle attività di dragaggio nei porti costieri e nelle aree marine al di fuori del SIN e determina anche alcuni criteri per la caratterizzazione, la classificazione e il riutilizzo dei materiali al fine di raggiungere o mantenere gli obiettivi di qualità ambientale per i corpi idrici marini costieri.

L'Allegato tecnico del DM 173/2016 disciplina l'intero processo di caratterizzazione e gestione dei sedimenti da movimentare, compresa la pianificazione e l'attuazione del campionamento, le analisi di laboratorio (fisiche, chimiche, ecotossicologiche, biologiche e microbiologiche) e la classificazione

della qualità dei sedimenti, fino alla formulazione di ipotesi di gestione ecocompatibili e allo sviluppo di piani di monitoraggio delle attività (figura 2).

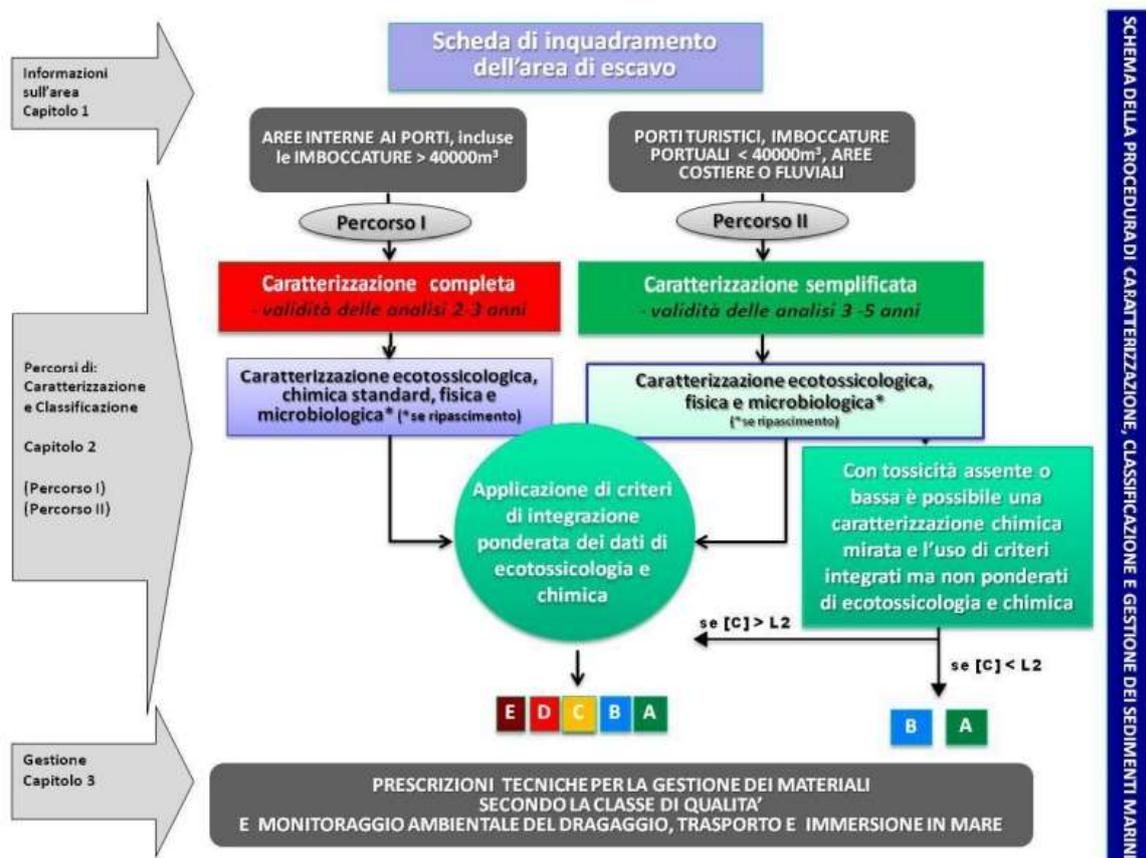


Figura 2 Quadro generale per la caratterizzazione, classificazione e gestione dei materiali

Nel DM 173/2016 sono stati introdotti nuovi criteri di valutazione integrati e ponderati per integrare e supportare la valutazione basata sugli unici criteri di valutazione tabellari utilizzati per la classificazione chimica, sul confronto dei risultati con i livelli chimici di riferimento nazionali L1 e L2 (riportati in Tabella 1) e per la classificazione ecotossicologica in base ai risultati della batteria di biotest utilizzata.

Tabella 3 valori soglia L1 e L2 del DM173/2016

Parametro	L1	L2
Elementi in tracce	(mg Kg⁻¹)p.s.	
Arsenico	12	20
Cadmio	0,3	0,8
Cromo	50	150
Cr VI	2	2
Rame	40	52
Mercurio	0,3	0,8
Nichel	30	75
Piombo	30	70
Zinco	100	150
Contaminanti organici	(µg Kg⁻¹)p.s.	
Composti organostannici	5 ⁽¹⁾	72 ⁽²⁾
PCB	8	60
DDD	0,8	7,8
DDE	1,8	3,7
DDT	1	4,8
Clordano	2,3	4,8
Aldrin	0,2	10 ⁽⁷⁾
Dieldrin	0,7	4,3
Eldrin	2,7	10
α -HCH	0,2	10 ⁽⁷⁾
β -HCH	0,2	10 ⁽⁷⁾
γ -HCH (Lindano)	0,2	1
Eptacloro epossido	0,6	2,7
HCB	0,4	50 ⁽⁷⁾
Idrocarburi C>12	Non disponibile	50000
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
T.E., PCCD, PCDF (Diossine e Furani) e PCB diossina simili	2X10 ⁻³	1X10 ⁻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

Abrogando le norme tecniche relative alle attività disciplinate nel D.M. 24/01/1996, fatte salve le disposizioni connesse alle attività di movimentazione di sedimenti marini per la posa in opera di cavi e condotte sottomarine, il DM 173/2016 oltre ai nuovi criteri di valutazione integrata e ponderata, introduce importanti elementi di novità, quali: la "Scheda di Inquadramento dell'area", per una raccolta e valorizzazione delle informazioni pregresse, propedeutica alle successive fasi; la possibilità di semplificazione della caratterizzazione in funzione della tipologia di ambiente (porti, imboccature portuali, foci fluviali, ecc.) e dei dati pregressi disponibili; il ruolo prioritario attribuito ai risultati della caratterizzazione ecotossicologica; la rivisitazione delle classi di qualità dei sedimenti in termini di numero delle classi e opzioni gestionali idonee (figura 3).

I criteri di integrazione ponderati applicati alle analisi chimiche tengono conto del tipo di parametro, del numero di contaminanti al di sopra delle soglie stabilite e della rilevanza del superamento delle soglie stabilite, la tossicità prevista degli elementi a seconda che essi figurino nell'elenco delle sostanze «prioritarie» o nell'elenco dei materiali «pericolosi e prioritari» o che siano menzionati nella Convenzione di Stoccolma sui POP (Persistent Organic Pollutants) e si basano sullo sviluppo di un Quoziente di rischio chimico (HQc) che consente di ponderare i sedimenti in base alla loro classificazione da «nessun rischio» a «rischio molto elevato». I criteri di integrazione ponderati applicati alle analisi ecotossicologiche tengono conto delle particolari caratteristiche dei test biologici inclusi nella batteria utilizzata: la significatività statistica della differenza di effetto tra il campione e il controllo, la gravità dell'effetto, il tipo di esposizione (acuta o cronica), la rappresentatività ambientale della matrice testata. La classificazione ecotossicologica ponderata si basa quindi su un criterio di rischio ecotossicologico che può andare da «assente» a «molto elevato», sviluppato dall'integrazione ponderata dei risultati di tutti i componenti di tutte le batterie di biotest utilizzate.

La categoria di qualità dei sedimenti risulta quindi dall'integrazione della classificazione chimica ed ecotossicologica attraverso l'applicazione dei criteri di integrazione tabellare e ponderata. Sono state così definite cinque Classi di qualità dei sedimenti (A, B, C, D, E), che vanno da «assente - Classe A» a «ad alto rischio - Classe E».

<p>Classe A</p> <ul style="list-style-type: none"> • Ripascimento della spiaggia emersa con pelite \leq 10% o altro valore stabilito su base regionale. • Ripascimento della spiaggia sommersa con frazione sabbiosa prevalente. • Immersione deliberata in aree marine non costiere (oltre le 3 miglia dalla costa). • Immersione in ambiente conterminato marino – costiero. <p><i>N.B. : Per ognuna di queste opzioni deve essere prevista un'attività di monitoraggio ambientale.</i></p> <p>Classe B</p> <ul style="list-style-type: none"> • Immersione deliberata in aree marine non costiere (oltre le 3 miglia) con monitoraggio ambientale. • Immersione in ambiente conterminato in ambito portuale, incluso capping, con monitoraggio ambientale. <p>Classe C</p> <ul style="list-style-type: none"> • Immersione in ambiente conterminato in ambito portuale in grado di trattenere tutte le frazioni granulometriche del sedimento, incluso capping all'interno di aree portuali, con idonee misure di monitoraggio ambientale. <p>Classe D</p> <ul style="list-style-type: none"> • Immersione in ambiente conterminato impermeabilizzato, con idonee misure di monitoraggio ambientale. <p>Classe E</p> <ul style="list-style-type: none"> • Eventuale rimozione in sicurezza dall'ambiente marino dopo valutazione di rischio, secondo quanto previsto dalla normativa vigente.

Figura 3 Opzioni gestionali per sedimenti dragati per riutilizzo in mare (allegato tecnico del DM 173/2016)

Dunque, per quanto riguarda la gestione dei sedimenti dragati, in Italia prevale la gestione in ambito marino-costiero, mentre la gestione a terra riguarda solo i sedimenti dragati che sono “vietati” per una ricollocazione marina (ad es. sedimenti pericolosi) la cui collocazione finale è principalmente una discarica di rifiuti speciali.

Al momento, non vi sono grandi aperture al riutilizzo in ambito terrestre dei sedimenti marini, c'è solo il riferimento a forme meno stringenti per uno stoccaggio temporaneo a terra dei materiali derivanti dalle operazioni di dragaggio e di bonifica e un generico rimando alla “vigente normativa ambientale” nella “eventualità di una diversa destinazione e gestione a terra dei materiali derivanti dalle attività di dragaggio”.

Appare evidente come, in assenza di una normativa specifica in materia di gestione a terra di sedimenti marini di dragaggio, si possono solo formulare ipotesi in merito ad un possibile riutilizzo e valorizzazione a terra di tali materiali, ipotesi che dovranno necessariamente passare attraverso fasi di studio e sperimentazione, in attesa di evoluzioni normative in tal senso.

In Appendice A vengono riportati gli Esempi di buone pratiche in Europa.

3 Piano d'Azione per la gestione sostenibile di sedimenti contaminati

In questo paragrafo si propongono, sulla base di casi reali europei e non, i possibili trattamenti adottabili in base al tipo di contaminazione presente nel sedimento di partenza e il successivo riutilizzo. Uno schema di Piano di Azione è riportato di seguito (Figura 4).

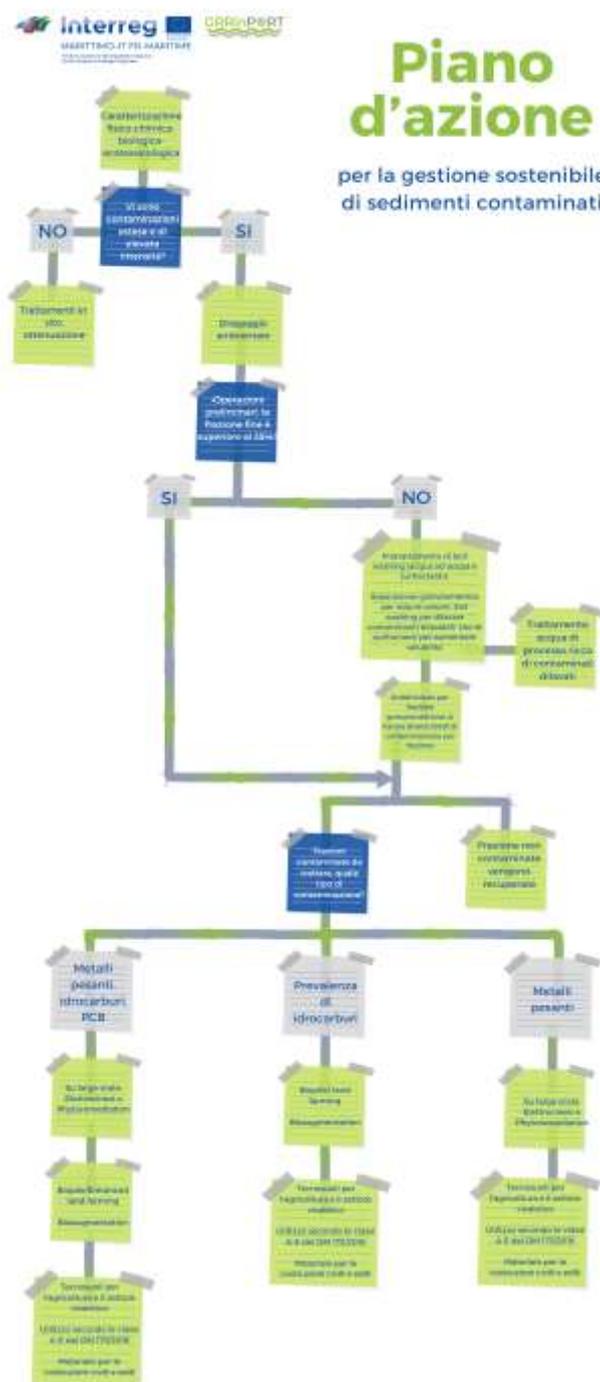


Figura 4 Piano d'Azione per la gestione sostenibile di sedimenti contaminati

Il piano d'azione riportato sopra mostra possibili soluzioni di gestione e trattamenti dei sedimenti portuali. I trattamenti riportati sono stati scelti dalla bibliografia in base alla scala di applicazione: come criterio generale sono stati selezionati i trattamenti utilizzati almeno in scala pilota. Dopo una prima analisi chimico-fisica-ecotossicologica il *livello e l'estensione* della contaminazione dei sedimenti viene valutata ed in base a questi due parametri viene deciso se attuare *trattamenti in situ* o *ex situ*. Se la contaminazione è limitata ad una piccola area e i livelli di contaminazione sono relativamente bassi si opta per trattamenti in situ, se possibile attuando la “*natural attenuation*”, in questo modo i sedimenti non vengono movimentati e non vi è rischio di risospensione dei contaminanti nell'ambiente circostante, ma soprattutto si abbassano i costi del trattamento privo di dragaggio e trasporto in aree ex situ. In generale i trattamenti in situ vengono prediletti rispetto a quelli ex situ proprio per i motivi sopracitati, d'altro canto i trattamenti in situ sono difficilmente monitorabili e controllabili, mentre quelli ex situ sono svolti in condizioni controllate che potenzialmente migliorano le performance dei trattamenti stessi. Se invece il sito risulta estesamente contaminato con alti livelli di contaminanti allora si opta per il dragaggio e successivi trattamenti. Prima di passare ai trattamenti *si svolge un pretrattamento di soil washing*. Questo pretrattamento ha due finalità: prima di tutto separare il sedimento nelle sue frazioni granulometriche, svolgendo poi le relative analisi alcune frazioni risulteranno pulite e prontamente riutilizzabili (ripascimento fondali marini e/o arenili) mentre altre saranno soggette ad elevata contaminazione e quindi a relativi trattamenti. Questo rende possibile una diminuzione del volume da trattare rispetto a quello iniziale. La seconda finalità invece consiste nel dilavare alcuni contaminanti (magari con l'aiuto di biosurfattanti per gli organici o solo acqua per alcuni metalli) per poi mandare la soluzione ottenuta con i contaminanti dilavati ad un impianto di trattamento delle acque. Una volta definito il volume di sedimenti da trattare e conosciuto il tipo di contaminanti presenti, vi saranno diverse opzioni di trattamenti per i vari contaminanti. Possiamo suddividere i contaminanti in due macro-classi : gli organici e gli inorganici. I primi possono essere più o meno facilmente degradati mentre i secondi no. All'interno degli organici abbiamo contaminanti tipo idrocarburi, polibifenili clorurati (PCB), pesticidi. Dopo il trattamento i sedimenti possono essere riutilizzati in ottica di economia circolare in dipendenza dal trattamento subito.

I sedimenti contaminati da PCB sono generalmente trattati con “capping”. È una tecnica utilizzata in gran parte come tecnica in situ, ma nel caso dei porti , l'ingente flusso d'acqua sopra il sito di capping potrebbe rimuovere o spostare lo strato di capping. Così però il capping può essere una tecnologia ex situ con condizioni controllate. In questo campo una tecnologia che ha trovato adito e spago in questi anni è l'utilizzo di capping attivati ed inoculati con ceppi batterici capaci di degradare i PCB. L'applicazione ex situ è preferibile per garantire una maggiore miscelazione e contatto del sedimento con il materiale del capping e i batteri in esso inoculati e quindi conseguentemente una migliore resa del trattamento. Uno studio preliminare del sito ed in particolare un'analisi microbiologica della comunità microbica autoctona potrebbe essere un passaggio chiave per poi isolare batteri o funghi capace di degradare i contaminanti del sito e già adattati a quel particolare sito. Payne et al. (2019) hanno usato questa tecnica per un trattamento in situ in un impianto pilota di capping ottenendo percentuali più basse di deplezione nell'impianto pilota rispetto alla scala laboratorio. Sono stati usati due ceppi batterici: uno anaerobico *Candidatus D. chlorocoercia* e uno aerobico *Paraburkholderia xenovorans*. La scelta è stata guidata dal tipo di contaminanti presenti, ovvero i PCB, che vengono

degradati inizialmente per riduzione della molecola per rimuovere i clori legati ai bifenili e successivamente intervengono reazioni ossidative per ossidare e rompere l'anello aromatico. Un'altra tecnica simile per il capping è il capping attivato con biofilm. Questo tipo di trattamento è stato riportato da Jing et al. (2018) in una review per i trattamenti dei sedimenti contaminate da PCB. Con questo tipo di tecnica sia i processi di adsorbimento che la degradazione avvengono. Dal successo degli esperimenti mostrati in letteratura, USEPA lo ha inserito tra i trattamenti per sedimenti contaminati. Contaminanti come PCB e PAH possono essere non biodisponibili per la loro struttura apolare e i microorganismi sono ostacolati da ciò per la biodegradazione. L'utilizzo di un adsorbente che sequestri tali contaminanti (carbonio attivo o biochar) in combinazione con la bioaugmentation tramite biofilm che ricopra il materiale adsorbente potrebbe garantire un aumento della biodegradazione tramite l'adsorbimento dei contaminanti sul materiale adsorbente insieme alla comunità microbica scelta per degradare i PCB. Kjellerup e Edwards (2013) hanno mostrato un'efficienza maggiore del 60% di deplezione dei PCB utilizzando il capping adsorbente attivato con biofilm. Lo spazio compatto tra biofilm e carbonio attivo favorisce l'utilizzo dei PCB come accettori di elettroni da parte dei microorganismi e così promuove la loro degradazione. Il biofilm inoltre protegge i microorganismi stessi da sostanze tossiche e può trattenere i composti organici per tempi più prolungati (Köhler et al., 2006; Aktas and Eçen, 2007).

La Phytoremediation è tra le tecniche più usate a scala reale (Gomes et al., 2013, Jing et al., 2018). In questo caso la phytoremediation può essere usata per due scopi: la rimozione dei contaminanti tramite accumulo nelle parti apicali della pianta e/o la degradazione dei contaminanti in combinazione con i microorganismi della rizosfera. La presenza delle piante stimola la crescita dei microorganismi nella rizosfera, tramite secrezione di essudati radicali, che stimolano la crescita di batteri e/o funghi capaci potenzialmente di degradare i contaminanti. In questo modo i contaminanti vengono o rimossi nei tessuti vegetali o degradati da piante e microorganismi della rizosfera. Può essere usata come trattamento secondario a supporto di uno precedente come il capping sopraccitato. Infatti, la phytoremediation è utilizzabile per matrici con livelli di contaminazione intermedi o bassi e quindi è utilizzabile come parte di "trattamenti a treno" dopo altri trattamenti per rimuovere contaminazioni residue.

La phytoremediation è un metodo biologico, ciò significa che è economicamente sostenibile ma richiede tempistiche più lunghe, La possibilità di riutilizzare la biomassa per produzione di energia "abbatte" il difetto del time consuming di questo trattamento. Dopo una valutazione della matrice post trattamenti è possibile poi valutare un potenziale riutilizzo, che in questo caso potrebbe essere riutilizzata come suolo agricolo per piante ornamentali, tecnosuoli, o valorizzazione ambientale delle zone industriali.

I metalli pesanti non possono essere biodegradati dai microorganismi, possono essere solubilizzati e immobilizzati grazie all'azione microbica. Le piante possono bioaccumularli nella parte apicale. I trattamenti elettrocinetici possono essere usati efficientemente per rimuovere metalli pesanti dalla matrice seguiti da phytoremediation. L'elettrocinesi è un trattamento scalabile, che non rilascia prodotti di scarto nella matrice come contaminanti secondari e aggiuntivi e può essere applicato per la rimozione di vari metalli. L'aspetto negativo di tale trattamento è la variazione di pH che può provocare: la mobilitazione dei metalli avviene a pH acidi, ma ai fini di un riutilizzo successivo della

matrice si deve considerare questo aspetto, in particolare per la crescita di piante in successione. I ph acidi mobilitano i metalli e impediscono l'adsorbimento di questi alla sostanza organica. Inoltre tale trattamento è utilizzabile per i sedimenti ricchi nella frazione fine in quanto adsorbono i metalli risultando avere un alta conduttività elettrica con un forte campo elettrico (Mulligan et al. 2001; Peng et al. 2009). Inoltre, la possibilità di recuperare i metalli potrebbe coprire i costi del trattamento (Mulligan et al. 2001; Akcil et al. 2015).

Come alternativa, anche un trattamento termico come la vitrificazione può essere utilizzato, purché la quantità di sedimento da trattare non sia elevato ma anche con livelli di contaminazione elevati in quanto efficace per varie tipologie di contaminanti. Lo svantaggio di questo trattamento è il prezzo ed è per questo che la quantità di sedimento deve essere ridotta il più possibile. D'altro canto, il riutilizzo del materiale vitro ottenuto può essere riutilizzato come materiale per l'edilizia o pavimentazione stradale mentre il resto del sedimento può essere destinato ad un riutilizzo.

I trattamenti finalizzati a immobilizzare i contaminanti senza rimuoverli dovrebbero essere evitati per evitare eventuali effetti di rilascio nel tempo (con variazioni di pH). D'altro canto, la solidificazione e la rimozione dei contaminanti solidificati e il riutilizzo di tale materiale può esser presa in considerazione quando i contaminanti persistono. I trattamenti di solidificazione consistono nell'aggiunta di un "binder" che solidifichi la contaminazione. Il "Cemento di Portland" è uno dei più usati. Cambia radicalmente il sedimento e si lascia come ultima opzione prima del conferimento in discarica. L'aspetto positivo è che il prodotto così ottenuto può essere utilizzato come materiale per l'edilizia e i fondali stradali, in un'ottica di economia circolare in cui i sedimenti sono valorizzati a risorsa e non più solo a rifiuto. De Gisi et al (2020) è riuscito a riutilizzare 974 g di sedimenti dal kg iniziale, lasciando solo 26 g da conferire in discarica.

Per quanto riguarda la contaminazione da idrocarburi, i trattamenti biologici dovrebbero essere quelli da incentivare date le note capacità dei microorganismi come batteri e funghi di degradare idrocarburi. I trattamenti ex situ da applicare in scala reale sono principalmente landfarming, biopile e bioreattori. Il landfarming è il più semplice: consiste nell' aratura, rivoltamento, della matrice distesa in un area all'aperto. Viene aggiunto un bulking agent per migliorare le qualità agronomiche dei sedimenti, fertilizzanti e acqua per stimolare la crescita della popolazione microbica (biostimulation).

In questo modo si ristabiliscono anche I rapport tra I vari macronutrienti tipici di suoli fertilied in buona salute ovvero C:N:P 100:10:1. L'apporto di fertilizzanti per ristabilire tali equilibri, di acqua e di ossigeno (tramite rivoltamento), permette la stimolazione dell'attività microbica della popolazione indigena. Questo trattamento ha però due svantaggi: I grandi spazi richiesti e la possibilità di volatilizzazione dei contaminanti durante il rivoltamento e il trattamento in generale. D'altro canto risulta economicamente conveniente (Paudyn et al., 2008; Silva-Castro 2015)

Le biopile sono simili al landfarming: consistono nell'impilazione di matrice con bulking agent su più piani divisi da teli e tubi che conducono aria, acqua e fertilizzanti, sono al coperto. Richiede una progettazione più specifica del landfarming ma la volatilizzazione è ridotta e lascia più spazio alla biodegradazione. Richiede meno spazio ma è più costosa. È stata riconosciuta come molto efficiente a larga scala e/o a scala reale (Vaccari et al., 2020).

La biopila, ma anche il landfarming, risulta particolarmente efficace se combinata con la bioaugmentation, con la mycoaugmentation in particolare (Gomez and Sartaj, 2014). Possono essere usati m.o. autoctono o alloctoni. Preferibili sono i primi in quanto già adattati a quelle particolari condizioni generalmente ostili e potenzialmente abili a degradare i contaminanti della matrice stessa. L'inoculo di organismi alloctoni, con comprovate capacità degradative, è comunque promettente ma bisogna tenere in considerazione possibili effetti di competizione. La popolazione indigena è comunque rilevante anche nel caso di inoculo di specie aliene. I funghi che vengono utilizzati nella bioremediation generalmente secretano enzimi extracellulari aspecifici che catalizzano reazioni di ossidazione nei confronti di molecole organiche complesse quali la lignina ma anche i contaminanti idrocarburici. Inoltre i funghi partecipano a fenomeni di organizzazione della sostanza organica, umificazione, nel suolo, producendo, trasformando e riciclando la sostanza organica. Il risanamento con questi microorganismi non solo rimuoverà i contaminanti dalla matrice ma ne promuoverà il recupero in toto o quasi per un futuro riutilizzo.

Nelle matrici ambientali e complesse non sarà ovviamente possibile dividere le differenti contaminazioni avendo quindi sedimenti multicontaminati. Quindi una combinazione dei precedenti trattamenti in trattamenti a treno dovrebbe essere incitata per avere un totale recupero della matrice o dei prodotti ottenuti nel post trattamento.

4 Applicazione del life cycle assessment (LCA) al piano di azione dei sedimenti proposto da GRRinPort

Lo studio ha eseguito una valutazione del ciclo di vita (LCA) relativa al trattamento di 30.000 tonnellate di sedimenti contaminati, seguendo le fasi LCA definite da ISO 14040:2006 e ISO 14044:2006, vale a dire definizione obiettivo e ambito, analisi dell'inventario, valutazione d'impatto e interpretazione.

4.1 Goal and Scope definition

Questo progetto ha valutato gli impatti ambientali dovuti al trattamento di sedimenti marini contaminati in un grande porto mediterraneo situato nel centro Italia. I sedimenti marini sono stati dragati in due diverse banchine di porto, mostrando due diverse dimensioni delle particelle: *dimensione delle* particelle C (55% sabbia grossolana, 30% sabbia fine, 15% argilla) e *dimensione delle* particelle F (2% sabbia grossolana, 18% sabbia fine, 80% argilla); quindi, sono possibili varie opzioni per la loro bonifica. Lo scopo di questo studio era quello di studiare scenari per il trattamento di sedimenti marini contaminati con caratteristiche diverse, al fine di trovare la strategia più sana dal punto di vista ambientale.

L'inquinamento dei sedimenti in loco è stato stimato analizzando 32 campioni di sedimenti dragati in porto. Analisi campionario finalizzata al calcolo della concentrazione media dei contaminanti situati ad una profondità di 0,5 metri dal fondo marino. Le concentrazioni in loco hanno dimostrato che metalli pesanti, idrocarburi aromatici policiclici (IPA), policlorobifenili (PCB) e idrocarburi superavano i limiti di concentrazione normativa rispettivamente di 4, 7, 2 e 14 volte. L'unità funzionale di 30.000 tonnellate è stata scelta perché rappresenta una quantità sufficiente per la quale il recupero dei sedimenti marini può essere conveniente rispetto allo smaltimento in discarica, sia per motivi economici che ambientali.

I confini del sistema comprendevano tutti i materiali e i processi coinvolti nelle fasi di trattamento, dal dragaggio dei sedimenti al riutilizzo e/o allo smaltimento in discarica (figura 5). L'assegnazione finale dei sedimenti dipendeva dalle ipotesi formulate negli scenari e nei trattamenti supposti per la rimozione del contaminante. In particolare, questo studio ha preso in considerazione tre tecnologie di trattamento per la bonifica del suolo: il lavaggio del suolo (SW), l'elettrocinetica (EK) e l'agricoltura di terra migliorata (EL). Queste tecnologie possono essere combinate tra loro, in quanto rimuovono diverse categorie di contaminanti e il loro uso può dipendere dalla dimensione delle particelle dei sedimenti. La figura 4 mostra il piano d'azione seguito per questo LCA, che spiega il processo decisionale adottato e le competenze delle tecnologie di trattamento considerate: come accennato, va notato che la rimozione dei contaminanti non è sempre stata consentita a causa delle limitate competenze delle tecnologie di trattamento considerate, e ciò ha portato al recupero o allo smaltimento in discarica delle frazioni di sedimento, sulla base dei contaminanti presenti nelle frazioni di sedimento e nelle tecnologie di trattamento disponibili. Ovviamente, anche le frazioni non trattate nella figura 4 possono essere recuperate attraverso diverse tecnologie non incluse in questo LCA, come la fitoremediazione.

Gli impatti ambientali dovuti alla costruzione di macchinari e attrezzature utilizzati non sono stati inclusi, supponendo che esistano già e continueranno a funzionare.

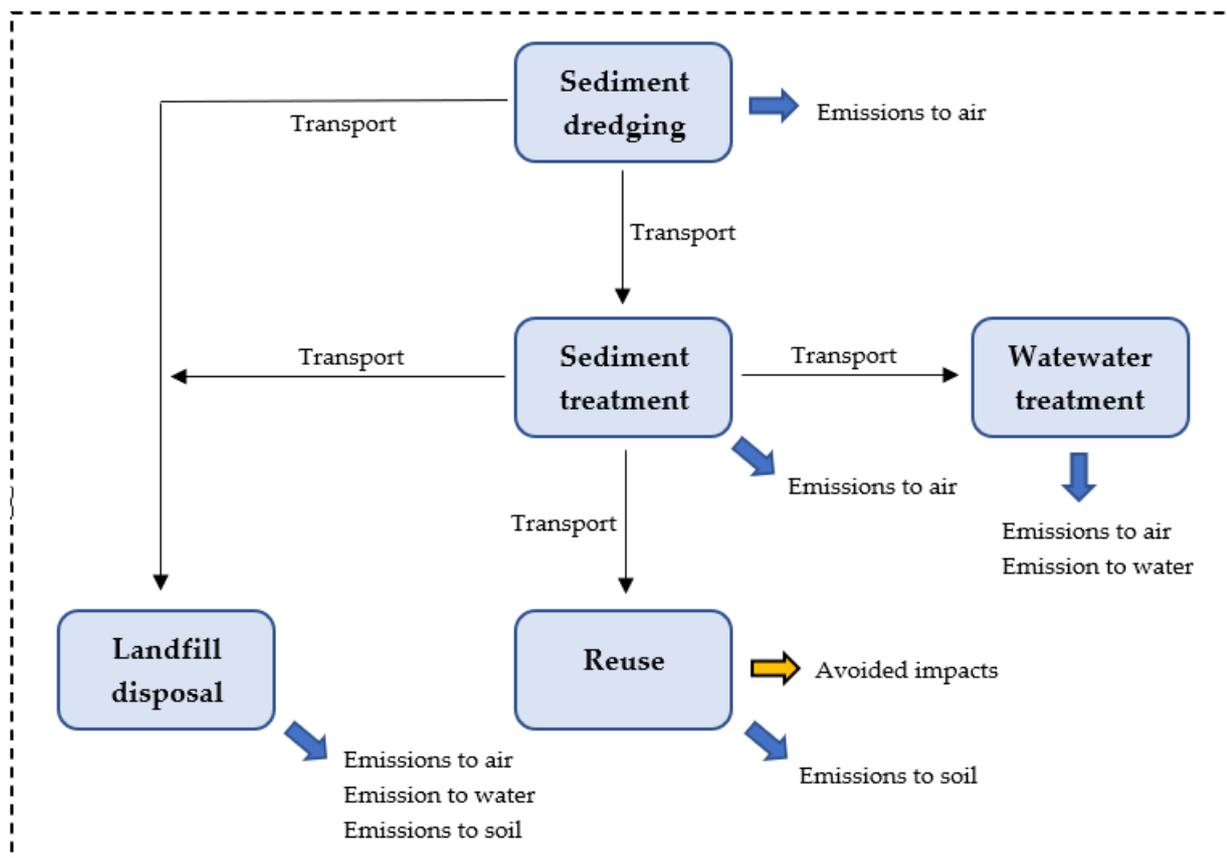


Figura 5 confini del sistema

4.2 Risultati

Per i materiali e metodi oltre che per i risultati dello studio si rimanda all'Appendice B dove è riportata la pubblicazione scientifica in forma di bozza sottomessa a rivista scientifica.

5 Bibliografia

Akcil A, Erust C, Ozdemiroglu S, Fonti V, Beolchini F (2015) A review of approaches and techniques used in aquatic contaminated sediments: metal removal and stabilization by chemical and biotechnological processes. *J Clean Prod* 86:24–36. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.08.009>

Aktaş, O., and Eçen, F. (2007). Adsorption, desorption and bioregeneration in the treatment of 2-chlorophenol with activated carbon. *J. Hazard. Mater.* 141, 769–777. doi: 10.1016/j.jhazmat.2006.07.050

De Gisi, S., Todaro, F., Mesto, E., Schingaro, E., & Notarnicola, M. (2020). Recycling contaminated marine sediments as filling materials by pilot scale stabilization/solidification with lime, organoclay and activated carbon. *Journal of Cleaner Production*, 269, 122416.

Gomes, H. I., Dias-Ferreira, C., & Ribeiro, A. B. (2013). Overview of in situ and ex situ remediation technologies for PCB-contaminated soils and sediments and obstacles for full-scale application. *Science of the Total Environment*, 445, 237-260.

Gomez F, Sartaj M (2014) Optimization of field scale biopiles for bioremediation of petroleum hydrocarbon contaminated soil at low temperature conditions by response surface methodology (RSM). *Int Biodeterior Biodegradation* 89:103–109. doi:10. 1016/j.ibiod.2014.01.010

Jing, R., Fusi, S., & Kjellerup, B. V. (2018). Remediation of polychlorinated biphenyls (PCBs) in contaminated soils and sediment: state of knowledge and perspectives. *Frontiers in Environmental Science*, 6, 79.

Khalid, S., Shahid, M., Niazi, N. K., Murtaza, B., Bibi, I., & Dumat, C. (2017). A comparison of technologies for remediation of heavy metal contaminated soils. *Journal of Geochemical Exploration*, 182, 247-268.

Kjellerup, B., & Edwards, S. (2013). *Application of Biofilm Covered Activated Carbon Particles as a Microbial Inoculum Delivery System for Enhanced Bioaugmentation of PCBs in Contaminated Sediment*. GOUCHER COLL BALTIMORE MD.

Köhler, A., Hellweg, S., Escher, B. I., and Hungerbühler, K. (2006). Organic pollutant removal versus toxicity reduction in industrial wastewater treatment: the example of wastewater from fluorescent whitening agent production. *Environ. Sci. Technol.* 40, 3395–3401. doi: 10.1021/es060555f

Mulligan CN, Yong RN, Gibbs BF (2001) An evaluation of technologies for the heavy metal remediation of dredged sediments. *J Hazard Mater* 85(1-2):145–163. [https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(01\)00226-6](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(01)00226-6)

Paudyn K, Rutter A, Rowe RK, Poland JS (2008) Remediation of hydrocarbon contaminated soils in the Canadian Arctic by landfarming. *Cold Reg Sci Technol* 53:102–114. doi:10.1016/j.coldregions.2007.07.006

Payne, R. B., Ghosh, U., May, H. D., Marshall, C. W., & Sowers, K. R. (2019). A pilot-scale field study: in situ treatment of PCB-impacted sediments with bioamended activated carbon. *Environmental science & technology*, 53(5), 2626-2634.

Payne, R. B., Ghosh, U., May, H. D., Marshall, C. W., & Sowers, K. R. (2019). A pilot-scale field study: in situ treatment of PCB-impacted sediments with bioamended activated carbon. *Environmental science & technology*, 53(5), 2626-2634.

Peng JF, Song YH, Yuan P, Cui XY, Qiu GL (2009) The remediation of heavy metals contaminated sediment. *J Hazard Mater* 161(2-3):633– 640. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.04.061>

Peng, W., Li, X., Xiao, S., & Fan, W. (2018). Review of remediation technologies for sediments contaminated by heavy metals. *Journal of soils and sediments*, 18(4), 1701-1719.

Silva-Castro GA, Uad I, Rodríguez-Calvo A, González-Lo'pez J, Calvo C (2015) Response of autochthonous microbiota of diesel polluted soils to land- farming treatments. *Environ Res* 137:49–58. doi:10.1016/j.envres.2014.11.009

5.1 Normativa

DIRETTIVA 2000/60/CE Ottobre 2000

DIRETTIVA 2008/56/CE Giugno 2008

Regolamento (CE) n.1013/2006 14 giugno 2006

Regolamento (CE) n.660/2014 15 maggio 2014

Decreto legislativo n. 152/2006

Decreto ministeriale n.172/2016

Decreto ministeriale n.173/2016

6 Appendice A - Esempi di buone pratiche: uno sguardo in Europa

6.1 Esempi di buone pratiche

In Europa i sedimenti dragati annualmente sono circa 200 milioni di m³ (Todaro et al., 2019), mentre nel mondo sono circa 600 milioni di m³: tali numeri impongono una riflessione sul loro recupero e riciclo che dovrebbe essere incentivato il più possibile. Con la Convenzione di Londra del 1972 i sedimenti dragati perdono la loro accezione di rifiuti e vengono visti come risorsa, entrando in un percorso di Economia Circolare volta al dare una seconda vita a qualcosa che prima era destinato ad essere definito come rifiuto. Tale seconda vita nel caso di sedimenti marini dragati può includere il loro ri-utilizzo in campo marino, nel ripascimento sommerso e/o degli arenili, a terra sia come materiale per il “filling” nell’edilizia oppure come riutilizzo in campo agricolo nella formulazione di tecnosuoli. Dal quadro normativo italiano (in particolare DM172/2016 e DM173/2016, rispettivamente per aree SIN e non SIN) emerge che il recupero dei sedimenti dragati è invece circoscritto al solo ri-uso in ambiente marino, infatti non vi è ad oggi una normativa che permetta e regoli il loro ri-utilizzo in ambiente terrestre, se non come confinamento in discarica.

Anche se a livello europeo non esiste una normativa di gestione e riciclo dei sedimenti, molti sono gli esempi progettuali di riciclo dei sedimenti dragati, compresi quelli marini, soprattutto nel campo dell’edilizia e nella costruzione di strade. Il gap normativo europeo è principalmente causato da una mancanza di uniformità della materia stessa in quanto la varietà di tipo di sedimenti, livello di contaminazione e le facilities di stoccaggio e smaltimento degli stessi, è molto ampia e rende difficile un’uniformità a livello gestionale e normativo. Nonostante il processo che porta al riutilizzo dei sedimenti dragati sia lungo e complicato, i risvolti sono positivi in quanto i materiali recuperati possono essere impiegati nel controllo dell’erosione, nell’acquacoltura, nell’agricoltura, nella stabilizzazione degli arenili, nella manifattura di aggregati e nella sopracitata costruzione stradale.

In Francia i sedimenti dragati vengono riutilizzati principalmente nella costruzione delle strade. I sedimenti marini presentano però due principali problemi: alto contenuto di acqua (200%) e alta salinità. Il contenuto d’acqua non deve essere superiore al 20%, è necessario quindi un processo di “*dewatering*” utile anche alla desalinizzazione. Per favorire la diminuzione del contenuto d’acqua e della salinità si procede all’aggiunta di limo, asciugatura a 40°C e aggiunta di sabbia. La presenza di alte concentrazioni saline inficia la qualità del materiale, soprattutto se questi deve avere una certa “durezza”. Per poter decretare accettabile la qualità della miscela così ottenuta nell’utilizzo nella “*road construction*” sono necessari diversi test di verifica per la valutazione del contenuto d’acqua, della capacità del materiale di supportare la circolazione delle macchine in azione coinvolte nel processo, della forza tensile massima e dell’elasticità.

Nelle prossime due sezioni saranno rispettivamente presentati una panoramica a livello europeo dei casi di trattamento dei sedimenti dragati in scala reale e la proposta di un Piano d’azione come “*decision tool*” per il trattamento degli stessi. Il Piano d’azione descriverà una serie di trattamenti, già impiegati a scala pilota e/o reale per ottenere il risanamento completo dei sedimenti e/o il loro recupero per un eventuale riciclo, da usare come linee guida per la gestione dei sedimenti dragati secondo un approccio ecosostenibile.

I progetti europei possono essere sommariamente suddivisi in base ai trattamenti ed alla tipologia di riutilizzo dei sedimenti.

Come regola generale, i sedimenti che hanno subito trattamenti biologici quali *phytoremediation/landfarming/biopile* sono poi stati destinati prioritariamente ad un riutilizzo in campo agricolo. Questa tipologia di trattamenti, come anche quelli in cui è coinvolta l'elettrocinesi, hanno come risultato finale la rimozione effettiva dei contaminanti dalla matrice, attraverso processi biologici ossidativi e non, o tramite migrazione dei contaminanti (elettrocinesi e fitoestrazione). In questo caso la matrice finale dopo il trattamento raggiunge livelli sensibilmente più bassi di contaminanti, se dopo analisi chimico/ecotossicologiche risulti nei limiti di legge consentiti, può essere riutilizzata.

Progetti nei quali sono state impiegate tecniche chimico fisiche, quali stabilizzazione, immobilizzazione e trattamenti termici, hanno avuto come risultato finale il riutilizzo dei sedimenti nel comparto di costruzione edilizia e stradale. Tramite tali trattamenti i contaminanti vengono resi inerti, immobilizzati e solidificati ma non rimossi dal sedimento. La miscela ottenuta dal sedimento con il "binder", usato per immobilizzare i contaminanti, viene aggiunta ad aggregati per la produzione di cemento. Relative prove di stabilità fisica e resistenza a pressioni, ma anche prove di rilascio dei contaminanti, "leaching", vengono svolte per assicurare la qualità della miscela nel futuro utilizzo.

Progetti come AGRIPORT, HORTISED, SIBSAC, AGRISED e SUBSED, svolti in scala pilota fino a 150 m³ di impianto di trattamenti, e il progetto CLEANSED svolto in scala reale hanno visto l'utilizzo di trattamenti biologici quali *phytoremediation* e *landfarming*. Nel caso di CLEANSED si è raggiunto l'obiettivo di riutilizzare i sedimenti nell'ambiente e a livello paesaggistico (colline paesaggistiche), per la composizione di tecnosuoli o suoli per la coltivazione di piante orticole e/o ornamentali.

Il progetto AGRIPORT (Agricultural Reuse of Polluted Dredged Sediments) ha utilizzato un impianto di trattamento pilota di 80 m³ in cui utilizzando piante resistenti alla salinità è stata ottenuta una rimozione del 20% dei metalli pesanti e del 60% di idrocarburi. Il progetto ha svolto una meta-analisi su 20 studi a livello europeo a riguardo e stimato un costo per tale tipo di trattamento di 35€/m³, risultando economicamente e ambientalmente competitivo.

CLEANSED (Innovative integrated methodology for the use of decontaminated river sediments in plant nursing and road building) invece ha avuto un doppio fine di riciclo dei sedimenti sia nel settore vivaistico, come substrato per la crescita di piante ornamentali, e/o materiali idonei per costituzione di fondi stradali e ferroviari dopo previo trattamento con *phytoremediation* e *landfarming* in scala pilota e scala reale. Il progetto ha raggiunto l'obiettivo di ri-utilizzare i sedimenti sia nella preparazione di terreni, che hanno permesso la crescita di piante con caratteristiche fisiologiche e morfologiche comparabili a quelle coltivate in suoli tradizionali usati nel vivaismo nel giro di due anni, che nella costruzione di un tratto di strada di 100 m.

Il progetto HORTISED (Demonstration of the suitability of dredged remediated sediments for safe and sustainable horticulture production) invece aveva come obiettivo la valutazione dei terreni ottenuti dai sedimenti dragati già trattati nei progetti AGRIPORT e CLEANSED per la crescita di piante da frutto in Italia e Spagna (melograno e fragola). La valutazione dell'idoneità di questi terreni è stata stimata grazie al confronto con la coltivazione delle stesse piante su substrati di crescita tradizionali, a base di torba o fibra di cocco. I livelli di PCB misurati hanno mostrato valori inferiori a quelli consentiti dalla legge 152/2006, mentre quelli di IPA>12C sono risultati maggiori dei limiti di legge per le zone residenziali ma minori di quelli consentiti per le zone industriali.

Il progetto SIBSAC (Sistema Integrato per la Bonifica e il Trattamento di Sedimenti e Acque Contaminate ad elevata salinità) ha visto l'utilizzo di vari tipi di trattamenti come *soil washing* e *phytoremediation* con l'obiettivo di ottimizzare e definire la tecnologia di trattamento. Il progetto ha dimostrato un'elevata capacità di fitoestrazione e accumolo di metalli nella biomassa dei trattamenti proposti, ciò rende i sedimenti così trattati potenzialmente utilizzabili in altre applicazioni.

AGRISED (Use of dredged sediments for creating innovative growing media and techno-soils for plant nursery and soil rehabilitation) e SUBSED (Sustainable substrates for agriculture from dredged remediated marine sediments: from ports to pots) avevano come finalità il riutilizzo di sedimenti dragati e trattati nella coltivazione di piante ornamentali, rispettivamente tramite compostaggio con scarti verdi e *phytoremediation*.

Con il progetto SEDI.PORT.SIL (Recovery of dredged SEDiments of the PORT of Ravenna and SILicon extraction) i sedimenti sono stati trattati tramite *soil washing*, *land farming* e trattamento termico come fusione al plasma che ha permesso l'estrazione di silicio. Infatti come risultato finale sono state ottenute leghe di ferro-silicio, con percentuale di silicio indicativamente intorno al 50%, che rappresentano un importante elemento per l'industria siderurgica. È stato ottenuto un recupero pressoché totale del sedimento (efficienza di circa il 98%) e sono state create materie prime secondarie che possono trovare una loro collocazione nel mercato italiano, europeo e internazionale. È stato inoltre progettato un impianto di trattamento a scala industriale nel porto di Ravenna.

Nel progetto GREENSITE (Supercritical fluid technologies for river and sea dredge sediment Remediation) i sedimenti sono stati trattati con fluidi allo stato supercritico per l'estrazione e l'ossidazione degli inquinanti organici. A questo fine è stata realizzata un'attrezzatura compatta, facile da trasportare ed installare nei siti di intervento, che permette di rimuovere ed ossidare un largo spettro di sostanze organiche inquinanti, garantendo oltre il 90% di efficienza nelle due fasi di estrazione e di ossidazione con tempistiche dell'ordine dei 60 minuti. Tale tecnologia riduce radicalmente il consumo di acqua e la produzione di residui di lavorazione. Il sistema può essere utilizzato anche sfruttando una sola delle due fasi, utilizzando quindi la sola sezione di ossidazione per il trattamento di acque inquinate da composti organici. Da una prima valutazione teorica, ipotizzando di integrare termicamente i due cicli e migliorando l'efficienza dello scambio termico, un simile impianto, su scala industriale, dovrebbe avere oneri di gestione in linea con i costi attuali di mercato per la gestione di simili tipologie di sedimento.

I progetti TRASED, SEDIMED, SETARMS, SMOCS e VALSE sono stati finalizzati all'utilizzo di trattamenti quali inertizzazione, solidificazione e immobilizzazione dei contaminanti ed il loro successivo utilizzo nella costruzione di strade e in generale nell'edilizia.

Il progetto TRASED (TRASferimento delle tecnologie e migliori pratiche di gestione dei SEDimenti dragati fra i Porti di Venezia e Koper) aveva come obiettivo la produzione di laterizi e ha evidenziato delle correzioni da apportare nel ciclo di produzione per migliorare l'omogeneizzazione e i risultati di cessione dopo 16 giorni.

Nel progetto SEDIMED (Filières de valorisation des sédiments marins méditerranéens) il trattamento di inertizzazione è stato preceduto da *bioremediation* naturale o "*natural attenuation*". I materiali

ottenuti sono stati decretati di buona qualità per l'utilizzo in edilizia stradale. Valori di PCB, solfati e cloruri sono risultati sopra i limiti di legge, quindi non utilizzabili a livello ambientale, ad ogni modo i sedimenti trattati hanno mostrato buone caratteristiche come stabilità geotecnica e ripresa della vegetazione. La costituzione di cementi per l'edilizia rimane una soluzione praticabile per il riutilizzo dei sedimenti per l'assenza di rischi ambientali e per le performance meccaniche accettabili per il riutilizzo nella filiera biologica. Grazie a questo progetto, è stato costituito un centro per testare il riutilizzo di sedimenti negli eco-materiali.

SETARMS (Sustainable Environmental Treatment and Reuse of Marine Sediment) ha studiato lo stato di dragaggio del Canale della Manica, la caratterizzazione dei sedimenti dragati e la formulazione di miscele impiegabili nell'edilizia. Durante il progetto la formulazione è stata ottimizzata sostituendo un legante idraulico stradale a quello usato precedentemente in percentuali fino a 15% e 30% di sabbie dragate ed un correttore granulometrico, insieme a calce e cemento, raggiungendo le caratteristiche richieste dopo massimo 28 giorni.

Il fine del progetto SMOCS (Sustainable Management of Contaminated Sediments) è stato il riutilizzo in maniera sostenibile di sedimenti del Mar Baltico. Il trattamento dei sedimenti è avvenuto tramite immobilizzazione e solidificazione con l'ottenimento finale di materiali con caratteristiche geotecniche e ambientali accettabili per l'edilizia e ri-utilizzati come materiale di riempimento all'interno dello stesso porto e/o in zone portuali nuove, con una dimostrata assenza di perdite di materiali inquinanti nell'ambiente circostante.

La finalità del progetto VALSE (Nouvelles ressources transfrontalières : vers une validation de scénarii de valorisation de sédiments et autres matériaux) è quella di approvare filiere transfrontaliere di recupero dei materiali (sedimenti e materiali di scavo) attraverso la realizzazione di opere su grande scala (colline panoramiche, piste ciclabili). Il progetto mira a privilegiarne l'integrazione nel territorio e un utilizzo sostenibile in ottica di economia circolare. Tutto ciò è stato svolto con tecniche di stabilizzazione quale tecnologia innovativa sostenibile per la fabbricazione di miscele per calcestruzzo, di cemento per l'ingegneria civile e per la produzione di granulati per l'isolamento in edilizia, partendo da materiali risanati.

Progetti come SEKRET (Sediment ElectroKinetic REmediation Technology for heavy metal pollution removal) e BioResNova (Recupero e valorizzazione di suoli e sedimenti contaminati per mezzo di biotecnologie innovative supportate da processi chimico-fisici) hanno avuto come fine la valutazione del trasferimento in scala reale di trattamenti quali l'elettrocinesi e la *mycoaugmentation* in biopile, rispettivamente. Tali studi sono di particolare importanza per l'ottimizzazione di trattamenti di sedimenti e l'individuazione di bottlenecks nello scaling-up. Lo scaling up di tali processi, in particolare questi sopraccitati, è auspicabile per poter trattare quantità ingenti di sedimenti dragati nel modo più sostenibile possibile per poter restituire tali sedimenti risanati all'ambiente.

Il progetto T.O.S.C.A. (Trattamento Ottimizzato in situ di Sedimenti per la Compattazione e la decontaminazione tramite CEM ad Alta frequenza) ha avuto come fine l'applicazione del trattamento termico quale Thermal Enhanced Soil Vapor extraction a livello pilota, per trattamenti in situ ed ex site, con strumentazione di dimensioni trascurabili e con costi contenuti per l'industrializzazione e tempi di trattamento compatibili. I sedimenti così trattati mostrano buone caratteristiche a fini costruttivi.

SEIMARD83 (Sédiments Marins Dragués du Var) e PCB AXELERA hanno visto l'applicazione di trattamenti misti. Nel primo caso stati valutati gli effetti sulla matrice dei vari trattamenti applicati (separazione granulometrica, disidratazione mediante pressatura, biorisanamento, fosfatazione, trattamento Novosol®, calcinazione, stabilizzazione e/o solidificazione a base di leganti idraulici come calce, cemento) per poter studiare eventuali pretrattamenti da adottare per favorire l'introduzione di sedimenti inizialmente altamente contaminati in filiere di recupero. Nel secondo caso il focus è stato sui sedimenti contaminati da PCB e gli eventuali interventi di risanamento incentivando i trattamenti biologici e tentando l'immissione di tali sedimenti trattati in filiere di recupero.

Il progetto PRISMA (Promoting Integrated Sediment Management) ha costituito un modello matematico di supporto decisionale per stabilire il tipo di trattamento più adatto in vista di un riutilizzo dei sedimenti come materiali di recupero. Grazie a questo progetto è stata costruita una diga a partire da sedimenti trattati.

Il panorama europeo ha mostrato l'avanzamento della ricerca nel trattamento dei sedimenti atta ad un recupero per una gestione più sostenibile. Data la natura degli stessi sedimenti, che fanno da sink nel bacino idrico dove si trovano, le fonti di contaminazione sono molteplici, quindi potenzialmente sono molteplici e vari i trattamenti da poter applicare. Ad ogni modo, a grandi linee è possibile osservare che vi sia una possibile filiera di recupero successiva a vari tipi di trattamento. Per quanto riguarda il riutilizzo dei sedimenti in campo dell'edilizia, la *conditio sine qua non* perché questi vengano utilizzati in questa ottica è che vengano "trattati". Generalmente tale trattamento riguarda la solidificazione/stabilizzazione, durante il quale i contaminanti non vengono rimossi ma inertizzati, per questo le prove di lisciviazione vengono svolte in seguito alla formazione del cemento. Ad ogni modo sarebbe auspicabile una rimozione dei contaminanti dal sedimento in modo da favorire il riutilizzo di un sedimento pulito e che nel futuro, a lungo andare, non rilasci i contaminanti. L'applicazione di più trattamenti ad un sedimento utilizzato a questo scopo può essere l'obiettivo di prossimi studi, per capire come la formulazione di cementi privi di contaminanti si adatti al riutilizzo in edilizia favorendo maggiormente la tutela ambientale.

7 Appendice B – Pubblicazione su rivista scientifica delle risultanze dell'LCA

Versione sottoposta a revisione (soggetta a modifiche)

Recovery strategies of contaminated marine sediments: A Life Cycle Assessment

Francesco Pasciucco ¹, Isabella Pecorini ^{1, *}, Simona Di Gregorio ², Fabiano Pilato ³ and Renato Iannelli ¹

¹ DESTEC—Department of Energy, Systems, Territory and Construction Engineering, University of Pisa, 56122 Pisa, Italy

² Department of Biology, University of Pisa, Pisa, Italy

³ Institute for Environmental Protection and Research, ISPRA, Via del Cedro, 38, 57123 Livorno, Italy

* Correspondence: isabella.pecorini@unipi.it

Abstract: Resource scarcity is a growing issue worldwide which calls for a paradigm shift aimed at recovering and reusing materials. Recovery of dredged contaminated sediments may be a viable opportunity to contribute for a sustainable development from various point of views. This study performed a Life Cycle Assessment (LCA) on recovery strategies of dredged contaminated marine sediments in a large Mediterranean port, in order to find the most environmentally sound solution. The study considered marine sediments polluted by heavy metals and/or organic compound, two different sediment particle sizes and the combined use of three soil remediation technologies: soil washing, electrokinetic and enhanced landfarming. The analyzed scenarios depended on sediment characteristics and skills of treatment technologies investigated, and were compared with the corresponding reference scenarios, consisting in landfilling of dredged contaminated sediments. LCA results showed that scenarios associated with sediment recovery generated potential environmental impacts lower than corresponding reference scenarios in almost all impact categories considered in CML-IA baseline method, especially for abiotic depletion and global warming. Future researches should focus on optimizing the combined use of multiple technologies and reducing the resource consumptions related to their implementation, in order to achieve both environmental and economic benefits.

Keywords: LCA; marine sediments; contamination; recovery; remediation; soil washing; electrokinetic; enhanced landfarming; heavy metals, hydrocarbons.

Citation: Pasciucco, F.; Pecorini, I.; Di Gregorio, S.; Pilato, F.; Iannelli, R. Recovery strategies of contaminated marine sediments: A Life Cycle Assessment. *Sustainability* **2021**, *13*, x. <https://doi.org/10.3390/xxxxx>

Academic Editor: Firstname Last-name

Received: date

Accepted: date

Published: date

Publisher's Note: MDPI stays neutral with regard to jurisdictional claims in published maps and institutional affiliations.



Copyright: © 2021 by the authors. Submitted for possible open access publication under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

1. Introduction

Nowadays, resource scarcity and climate changes are a growing issues all around the world that researchers and practitioners will have to address in the near future [1]. Adopting a “zero waste” thinking seems to be the right way for a sustainable development [2]. These matters are part of the objectives of the circular economy, which calls for the resource recovery by considering waste as a product to be reused, in order to achieve environmental and economic benefits without compromising the next generations [3], [4].

In view of that, the recovery of dredged contaminated marine sediments represents a viable way to contribute to the ongoing paradigm shift. Indeed, marine sediments are often affected by pollution due to industrial, civil and port activities and their removal is strictly necessary, involving very expensive operations in several aspects [5].

This study compared the potential environmental impacts due to recovery or landfilling of contaminated marine sediments located in a large port of central Italy. Generally, management of marine sediments is governed by Legislative Decree 152/2006, which provides guidelines for dredging activities, aimed at maintenance of river and coastal areas, and for the reuse of decontaminated fractions after appropriate treatments. Until the recent past, the most common management strategy of contaminated marine sediments was

landfill disposal; however, this option is considered a potential risk for human health and environment due to release of contaminants and represents an unsustainable solution today.

1.1. Treatment technologies considered in this study

Treatment of contaminated marine sediments can be achieved by means of several technologies, most of them related to soil remediation [6], [7]. The available treatment technologies differ in skills and their use depend on sediment characteristics, such as particle size and type of pollution [8], [9]. Therefore, we considered three treatment technologies, which may be combined among them, to treat sediments polluted by heavy metals and organic compounds, namely: soil washing (SW), electrokinetic (EK) and enhanced landfarming (EL).

Soil washing treatment is an ex-situ technology for soil remediation. It is generally applied to coarse-grained soils and is capable of removing heavy metals, radioactive materials and organic pollution [10]–[12]. This technology is based on physical and/or chemical mechanisms. In the first case, soil washing implements a particle size separation of soil: theoretically, contaminants should be concentrated mainly into smaller fractions, while coarse fractions should be decontaminated. In the second case, contaminants are mainly dissolved in water solution by the use of chemicals for pH manipulation, in order to improve transfer capacity from soil to water solution [13], [14].

Electrokinetic treatment is usually applied to low-permeability soils for heavy metals removal. It is an electrical process where electrodes are placed in the ground and a low-intensity direct current is applied. Electrokinetic remediation is often applied to wet soils, involving electrokinetic flows that cause the migration of charged particles and water towards the electrodes, as positive ions are attracted to the negatively charged *cathode*, and negative ions are attracted to the positive charged *anode* [15], [16]. Specifically, electrokinetic flows occurring in the process are electroosmosis, electromigration and electrophoresis: these transport mechanisms allow for soil reclamation by collecting contaminants in the electrode wells [17], [18]. On the other hand, the presence of an electric field can lead to several unpredictable reactions to system; hence, research studies are continuously looking for process optimization [19]. Specifically, in order to understand the mechanisms involved and improve treatment processes, efforts have been made by exploring the implementation of additive chemicals for pH control, which is a crucial aspect for the proper functioning of electrokinetic process [20], the application of a periodic electric potential [21] and the development of mathematical models to predict contaminant extraction, which can be 1D or 2D models [22]–[27]. The treatment can be applied both in situ and ex situ.

Enhanced landfarming is an evolution of the basic landfarming treatment, which is a well-established soil remediation technology based on biodegradation of contaminants by microorganism [28]. Landfarming is generally applied ex situ for soil remediation by hydrocarbon and organic pollution in fine-grained soils [29], [30]. It is widely considered a cost-effectiveness treatment but, on the other hand, the complex kinetics of the bioremediation processes require experience and constant monitoring of pH, moisture and nutrient content [31]. In fact, difficult in management of bioremediation process and the long times required for contaminant removal represent the greatest limit of the basic landfarming treatment. In this regard, enhanced landfarming treatment seeks an improvement in bioremediation performance, both in terms of time and removal efficiency. In particular, two techniques are mainly applied: *Bioaugmentation* and *Biostimulation*. Bioaugmentation involves the inoculation in soil of harmless microorganism particularly skilled in contaminant removal, such as bacteria and fungi; while biostimulation consists in addition of nutrients in soil, such as nitrogen and phosphorous, in order to feed microorganism and encourage their growth [32], [33].

The novelty of this study lays in the assessment, from a life cycle perspective, of the combined application of the aforementioned technologies for the remediation of marine

sediments contaminated by mixed pollution, in order to evaluate the best recovery strategy in environmental terms.

Life Cycle Assessment (LCA) approach was born to quantify environmental impacts associated with a product during its entire life cycle. Only in the last decades LCA approach has been applied to soil and water remediation processes, since waste is considered as potential sources of matter or energy that could be recovered [4], [34].

Nevertheless, to the best of our knowledge, there are still few applications of LCA to the remediation of mixed polluted soils by combining multiple treatment technologies. Most of the studies found in the literature focused on single pollution type, namely soil contaminated by organic pollutants [35]–[39] or heavy metals [40]. In particular, few studies concerned marine sediments [41] and treatment technologies considered in this paper.

Kim et al. (2014) [42] reported an environmental assessment on remediation of multi-metal-contaminated site by electrokinetic treatment.

Vocciante et al. (2016) [43] used an LCA approach to investigate the global warming potential due to an innovative electrokinetic configuration in a 168 m³ soil reclamation.

Hou et al. (2014) [44] implemented a hybrid LCA method to evaluate the sustainability of river sediment remediation by soil washing.

Instead, concerning enhanced landfarming, we found more widespread and interesting the LCA applications to composting treatments, as they are very similar treatment technologies. For instance, [45] and [46] conducted environmental assessments on food waste composting: the strong similarities found between these technologies allow us to take important references for our case study.

2. Materials and Methods

The study performed a Life Cycle Assessment (LCA) related to the treatment of 30,000 tons of contaminated saturated sediments, following the LCA phases defined by ISO 14040:2006 [47] and ISO 14044:2006 [48], namely goal and scope definition, inventory analysis, impact assessment and interpretation.

2.1. Goal and Scope definition

This project evaluated the potential environmental impacts due to treatment of contaminated marine sediments in a large Mediterranean port located in the center of Italy. Marine sediments were dredged in two different docks of port, showing two different particle sizes: *particle size C*, containing more than 50% of coarse sand (density 1,5 t/m³, moisture content 25%), and *particle size F*, made up of 80% clay (density 2 t/m³, moisture content 40%); therefore, various options for their reclamation are possible. The aim of this study was to investigate scenarios for the treatment of contaminated marine sediments with different characteristics, in order to find the most environmentally sound strategy.

The on-site sediment pollution (table 1) was estimated by analyzing 32 sediment samples dredged in port. Sample analysis aimed at calculating the average concentration of the contaminants located at a depth of 0.5 meters from the seabed. On-site concentrations evinced that heavy metals, polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), polychlorinated biphenyls (PCBs) and hydrocarbons exceeded regulatory concentration limits by 4, 7, 2 and 14 times, respectively. The functional unit of 30,000 tons was chosen because it represents a sufficient quantity for which the recovery of marine sediments may be convenient compared to landfill disposal, both for economic and environmental reasons.

Furthermore, 30,000 tons represent a reference unit for the port under study. For both docks, approximately 300,000 tons of marine sediments are dredged every year. After dredging, sediments are transported to a temporary storage for analysis: about 10% of the dredged sediments contain hazardous pollutions and need be treated or sent to landfill. Instead, the remaining sediments (about 90%) are placed in overwhelmed cases, as they contain low contamination levels.

Table 1. On-site contaminant concentration. *Limit concentrations established according to Legislative Decree 152/2006

Contaminant	Limit concentration* [mg/kg]	On-site concentration [mg/kg]
Antimony	10	40
Arsenic	20	80
Beryllium	2	8
Cadmium	2	8
Cobalt	20	80
Total Chrome	150	600
Mercury	1	4
Nickel	120	480
Lead	100	400
Copper	120	480
Selenium	3	12
Tin	1	4
Thallium	1	4
Vanadium	90	360
Zinc	150	600
Benzo (a) anthracene	0,5	3,5
Benzo (a) pyrene	0,1	0,7
Benzo (b) fluoranthene-s	0,5	3,5
Benzo (k) fluoranthene-s	0,5	3,5
Benzo (g-h-i) perylene-s	0,1	0,7
Chrysene	5	35
Dibenzo (a-e) pyrene	0,1	0,7
Dibenzo (a-l) pyrene	0,1	0,7
Dibenzo (a-i) pyrene	0,1	0,7
Dibenzo (a-h) pyrene	0,1	0,7
Dibenzo (a-h) anthracene	0,1	0,7
Indeno (1,2,3) pyrene	0,1	0,7
Pyrene	5	35
Total PCBs	0,06	0,12
Hydrocarbons C<12	10	140
Hydrocarbons C>=12	50	700

System boundaries included all the materials and processes involved in the treatment steps, from sediment transport to the treatment site to reuse and/or landfill disposal (figure 1). The final allocation of the sediments depended on the assumptions made in the scenarios and treatments supposed for the contaminant removal. In particular, this study considered three treatment technologies for soil remediation: soil washing (SW), electrokinetic (EK) and enhanced landfarming (EL). These technologies may be combined among them, as they remove different categories of contaminants, and their use may depend on the sediment particle size. Figure 2 shows the action plan followed for this project, explaining the decision-making process adopted and the competences of the treatment technologies considered: as mentioned, it should be noted that contaminant removal was not always allowed due to the limited skills of the treatment technologies considered, and this led to the recovery or landfill disposal of sediment fractions, based on technologies available. Obviously, even the untreated fractions may be recovered through different technologies not included in this project, such as phytoremediation [49], [50].

Dredging phase was not included as it is common to all scenarios analyzed. Potential environmental impacts due to construction of machinery and equipment used were not included, assuming they already exists and will continue to operate. Indeed, it is

expected that machinery and equipment will have a certain useful life once built, while potential environmental impacts due to treatment phases occur continuously over the years.

169
170
171
172

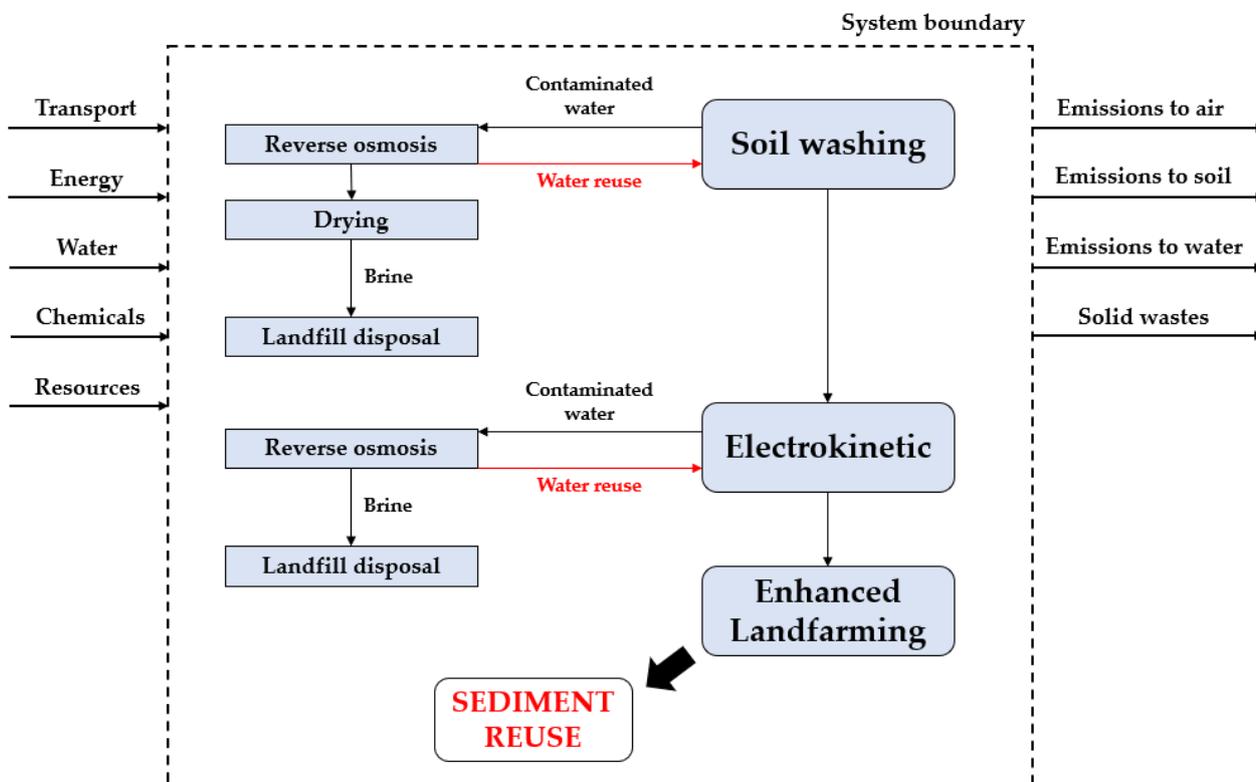


Figure 1. System boundary. Avoided impacts are colored in red.

173
174

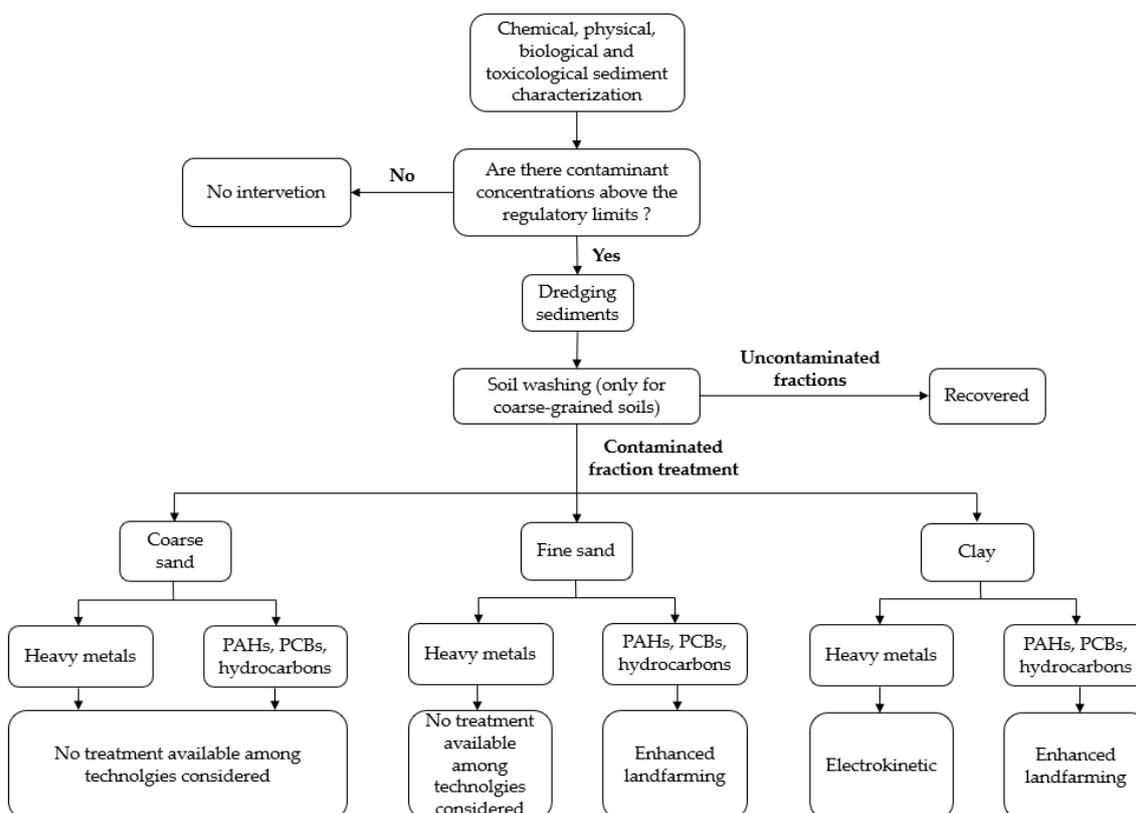


Figure 2. Action plan followed in this study, modified by [51].

175
176

2.1.1. Scenario analysis

As mentioned, soil washing is a water-based treatment that implements physical or chemical mechanisms for soil remediation. In our project, we implemented the first option, consisting in soil particle size separation and contaminant concentration into the smaller fractions, while coarse materials should be decontaminated after treatment. Because of that, soil washing technology is applied as first treatment when it is appropriate, and its results influence subsequent choices.

Soil washing experimental tests were conducted on sediments with particle size C using a solid-to-liquid ratio of 1:1 and showed two different contaminant distributions after treatment. In the first case, called *best case*, the contaminant distribution was as expected (table 2), as contaminants were mostly transferred to clay. On the other hand, the second case, called *worst case*, showed a distribution far from the ideal behavior (table 2), resulting in a large quantity of heavy metals in the coarse sand. It should be noted that PAHs, PCBs and hydrocarbons showed the same percentage of distribution for each case and respected the ideal distribution behavior of contaminants even in the worst case. As expected, experimental tests showed a negligible contributor of water in contaminant removal; hence, it was assumed that all contaminants remained in the soil fractions for safety.

Table 2. Contaminant distribution after soil washing treatment.

Distribution case	Contaminants	Coarse sand	Fine sand	Clay
Best case	Heavy metals	5%	7%	88%
	PAHs	2%	2%	96%
	PCBs	2%	2%	96%
	Hydrocarbons	2%	2%	96%
Worst case	Heavy metals	35%	18%	47%
	PAHs	6%	10%	84%
	PCBs	6%	10%	84%
	Hydrocarbons	6%	10%	84%

In view of that, the analyzed scenarios were based on the soil washing results, depending on the fraction type to be treated later. As mentioned, soil washing treatment can be applied to soils consisting mainly of coarse sand and, therefore, it was applied only to sediment with particle size C. Pilot-scale experimental tests showed a particle size separation performed by soil washing treatment equal to 55% of coarse sand, 30% of fine sand and of 15% clay.

The first LCA study (figure 3) concerned sediments with particle size C. Considering the best contaminant distribution, the so-called best case, sand fractions were decontaminated after soil washing treatment and ready for reuse, while clay fraction was still contaminated by all contaminant categories. In this case, two scenarios were possible: landfill disposal or recovery of the clay fraction by removing contaminants through electrokinetic and enhanced landfarming treatments. Obviously, sand fractions were always recovered.

Instead, considering the worst contaminant distribution, the so-called worst case, both sand and clay fractions were found to be contaminated after soil washing treatment. In this case, the only possible scenario was to recover the clay fraction and dispose of the sand fractions in landfill, since it is not possible to remove heavy metals. Indeed, while hydrocarbons could be removed in fine sand fraction by enhanced landfarming, electrokinetic treatment cannot be applied to both sand fractions, as it requires low permeability soils [52].

The second LCA study (figure 3) concerned sediments with particle size F. As mentioned, sediments with particle size F contained very high percentage of clay (80%): because of that, they could be considered as a clayey soil and it was possible to investigate a single scenario in which all sediments were recovered without implementing the soil washing treatment. Indeed, as shown in figure 2, in fine fractions heavy metals can be removed by electrokinetic, while PAHs, PCBs and hydrocarbon by enhanced landfarming treatment. It should be noted that this scenario was independent of the distribution cases described above, as soil washing treatment was not implemented.

The aforementioned studies considered the real case where dredged sediments were contaminated by all contaminants (*mixed pollution*) listed in table 2. In addition, two virtual case studies were examined, in which dredged sediments were assumed to be contaminated only by heavy metals or organic compounds (PAHs, PCBs and hydrocarbon). The two virtual case studies considered all data and assumptions adopted in real cases, resulting essentially in the same scenarios to analyze. The only difference concerned the virtual scenario in which dredged sediments were assumed to be contaminated only by organic compounds, and soil washing treatment was implemented considering the worst contaminant distribution: in fact, after the particle size separation, even fine sand could be recovered by enhanced landfarming, as there were no heavy metals that cannot be removed in fine sand using treatment technologies taken into account (figures A1 and A2, in appendix).

The scenarios were nominated using letters and numbers referring to particle size, contaminant distribution, initial pollution and final destination of the sediments, identifying the scenario analyzed as explained in table 3.

Table 3. Scenario nomenclature.

Parameter	Code	Decoding
Sediment particle size	C	Coarse-grained
	F	Fine-grained
Contaminant distribution after soil washing treatment	B	Best distribution
	W	Worst distribution
Initial pollution of dredged sediments	M	Mixed
	H	Heavy metal
	O	Organic
Sediment final destination	0	Landfill
	1	Landfill/reuse
	2	Reuse

It was assumed that electrokinetic and enhanced landfarming treatments lasted both six months, in order to achieve a contaminant removal efficiency of 99% and obtain a contaminant concentration below the regulatory limits in any case. Several studies in the literature showed excellent results in contaminant removal by using treatment technologies considered in this project [28], [53]. Moreover, our pilot-scale experiments on soil remediation by electrokinetic and enhanced landfarming treatments showed considerable results, reaching removal peaks of 72.8% (in 95 days) for heavy metals and 97.8% (in 126 day) for organic compounds, respectively. For this reason, the assumption of a 99% contaminant removal rate in six months seemed plausible.

Finally, each scenario was compared with the corresponding reference scenario, consisting in the landfilling of sediments without any treatment, namely Scenario M0, Scenario H0 and Scenario O0. It should be noted that potential environmental impacts due to landfill disposal of sediments depend exclusively on total amount of contaminated sediments discharged to landfill and, therefore, reference scenarios were independent of the other parameters.

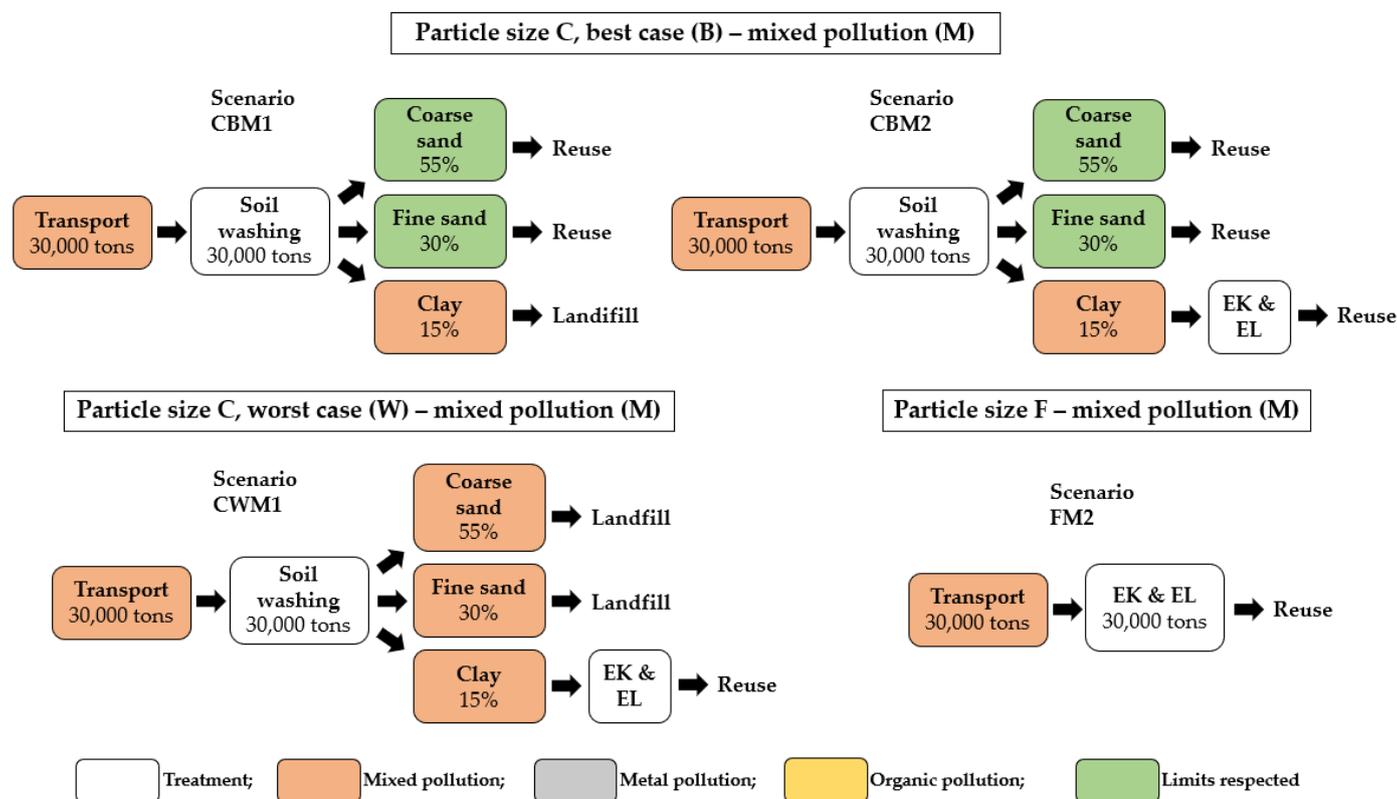


Figure 3. Analyzed scenarios considering mixed pollution for dredged sediments (real case study).

2.2. Life Cycle Inventory (LCI)

Inventory analysis covered all inputs and outputs data to describe material and energy flows involved in system boundaries. Inventory was compiled by combining data collected from experimental tests on sediments and data retrieved from literature, while background data were provided from ecoinvent 3.6.

2.2.1. Treatment site

Pilot-scale experimental tests were carried out within the port area. As mentioned, the aim of this study was to investigate the best sediment recovery strategy from an environmental perspective, hoping for a continuous treatment of dredged contaminated sediments. It was therefore assumed that a large treatment site would be built 1 km away from the dredging area. Within the site, the use of building machines with a power of 100 kW [43] was supposed for sediment handling in all treatment phases.

2.2.2. Soil washing treatment

On the basis of pilot-scale experiments carried out on sediments with particle size C, for treatment on an industrial scale it was assumed the use of a soil washing machine capable of treating 25 tons of sediments per hour, consuming 5 kWh/t and using a solid-to-liquid ratio of 1:1 [44], [54]. Although this ratio is rather low compared to other studies [55], water consumption would still be considerable on an industrial scale, so a water recovery system is necessary. Because of that, a reverse osmosis treatment was supposed: considering the industrial plants available on the market, two reverse osmosis plants with a power of 11 kW and a maximum flow rate of 13 m³/h should be sufficient to obtain a water recovery of 85% [56], resulting in a 15% supply of clean water every hour.

Water recovery raised the problem related to the disposal of brines. In fact, brine management still has many uncertainties and their discharge into the sea is not allowed

when brine were produced in decontamination processes [57]; therefore, the only viable option was to assume landfill disposal for the brines. Nevertheless, considering a feed water salinity of around 10,000 mg/L [56], [57], after reverse osmosis treatment the brines would still contain a moisture content too high for landfill disposal: in view of that, a drying process was assumed, in order to achieve a dry solid percentage of 80% [58]. Always consulting catalogues of industrial machinery available on the market and the literature, it was assumed the use of a belt dryer consuming 0.8 kWh of thermal energy and 0,0375 kWh of electrical energy per kg of evaporated water [59].

2.2.3. Electrokinetic treatment

For electrokinetic treatment on an industrial scale, it was assumed that sediments were placed in large square-shaped tanks. Inside the tanks, the sediment thickness was assumed equal to 3 meters, while surface depends on the sediment volume to be treated, based on the analyzed scenario. Moreover, the treatment was assumed to be carried out in a greenhouse having a height of 5 meters and a surface sufficient to contain sediments and to perform operational phases.

The number of anode electrodes and cathode electrodes also depend on treatment surface. In this regard, we assumed to divide treatment surfaces into 2m x 2m square meshes, with electrodes placed on the vertices of these meshes [43]. Electrodes were assumed to be arranged in vertical wells with 10 cm diameter in which catholyte (basic) and anolyte (acid) solutions can circulate in two independent circuits thorough the use of pumps. The total electrolyte circulating in the system was assumed equal to the volume of the installed electrode wells and the pipes connecting them.

However, it should be noted that water electrolysis generates hydroxides at the cathode and hydrogen ions at the anode, forming acid and alkaline fronts that move towards opposite electrodes by electric field, based on particle charge. Because of that, acid dosage is fundamental to avoid contaminant precipitation in porous medium due to alkaline front moving to opposite direction, favoring contaminant migration [5]. Nitric Acid (HNO_3) was used to maintain sediment pH under acidic conditions at cathode, assuming a consumption of 5.6 kg per sediment ton [43]. Based on experimental tests and data retrieved from the literature, energy consumption of the system was to be 82 kWh/m³, considering a power available of 50 kW, a maximum electrical current of 10 A and a maximum voltage of 48 V [60]. These parameters were deliberately considered low in order to contain electricity consumption.

As shown during experimental tests, metal removal efficiency decreases after a certain period of time, and electrolyte need to be changed or reconditioned. As with soil washing treatment, water consumption would be considerable on an industrial scale, so a water recovery system is required. Because of that, a reverse osmosis treatment was supposed. Reverse osmosis process was modelled to achieve full electrolyte treatment every 24 h, resulting in 85% water recovery and 15% supply of clean water every day. Electrolyte daily flow depends on the scenarios analyzed, as they consider different sediment volumes to be treated. In any case, energy consumptions of the assumed reverse osmosis plants were estimated on the basis of the technical characteristics provided by catalogs available on the market.

After reverse osmosis treatment, it was assumed that brines were placed inside trays to facilitate natural evaporation [61], exploiting the thermal efficiency available inside the greenhouse. Because of the above-mentioned reasons, it was assumed that brines were disposed of in landfill.

As mentioned, the electrokinetic treatment was assumed to be carried out in a greenhouse, also allowing the collection of gas emissions produced during remediation process (especially chlorine emissions) in a defined volume and their treatment before being released into the environment. For our case, treatment of gas in scrubber was supposed, involving energy and calcium carbonate (CaCO_3) consumptions. Laboratory tests showed

a calcium carbonate consumption of 0,5 kg per sediment ton, assuming a full air change in greenhouse every 30 minutes. Energy consumption was estimated by considering a scrubber with a maximum flow rate of 20,000 m³/h and a total power of 29,5 kW, including the fan.

2.2.4. Enhanced landfarming treatment

Landfarming treatment is a biodegradation-based process for soil remediation. As mentioned, this study explored the potentiality of the enhanced landfarming: compared to the basic process, enhanced landfarming seeks to improve and speed up contaminant removal process by adding different additives [62]. The technique used is known as bio-augmentation and, in our case, landfarming treatment was enhanced by the inoculation of *Fusarium oxysporium* fungi, which is able to work in extremely condition such as in the case of marine sediments containing high salinity [63], [64].

Enhanced landfarming treatment was modelled by combining literature data and data provided by laboratory tests carried out on small sediment mesocosm. For our LCA model, it was assumed that sediments were placed by building machines in piles 30 meters long and with a trapezoidal cross section of 10.5 m². Pile volume was assumed to be formed by sediments and wood chips, added as bulking material in order to keep an optimal moisture content during process (about 60%) and to favor the formation of pore spaces for the aeration of the inner part of piles [45], [46]. Furthermore, wood chips proved essential to achieve a neutral pH of sediments since, after electrokinetic treatment, sediment acidity could inhibit biodegradation processes. A 4:1 weight ratio of sediments to wood chips was considered in each pile [45], assuming a wood chip density of 0,5 t/m³.

Maintaining a certain moisture content requires above all the use of water and pile overturing, in order to encourage aeration and microbial activity. Concerning water consumption, considering similarities between landfarming and composting process, a water consumption of 80 m³ for every 800 m³ of pile was assumed. Instead, it was assumed that piles were turned twice a month by using a turner machine. Regarding turner machine consumption, given the comparable dimensions of piles, based on our experience we were allowed to take into account data provided in [46]: according to the authors, on average, a turner machine turns a pile in 10 minutes, consuming 22 liters of diesel per hour.

The above-mentioned data are common to a basic landfarming process but, as stated earlier, we performed a treatment of enhanced landfarming by implementing the inoculation of *Fusarium oxysporium* fungi. Fungi development took place in an aerated and mixed reactor by adding malt wheat for encouraging fungi growth. Becarelli et al. (2019) [65] estimated that a 90 m³ reactor running for two months should satisfy our need on an industrial scale. Instead, considering an inoculum of 10%, fungi growth would require 167 liters of water per sediment ton, containing 20 grammes of spray malt wheat diluted in each liter of water. The temperature of experimental reactor was kept between 20-25° C.

Leachate produced by biodegradation process was assumed to be recirculated back to the piles [45]. Treatment of gas emissions is not required as emissions were mainly related to CO₂ of biogenic origin, which is assumed not to contribute to global warming [66], [67].

2.2.5. Landfill disposal

Potential environmental impacts included disposal of contaminated sediments and bine, landfill management operation and transport of waste to sanitary landfill. The distance between the port and the sanitary landfill was assumed to be around 50 km.

2.2.5. Sediment and water reuse

Sediment reuse was intended for fractions showed contaminant concentrations below regulatory limits after treatment. It was expected a material reuse in port where they

were dredged. Environmental impacts due to sediment reuse taken into account material transport to reuse site.

However, sediment reuse induced a series of avoided impacts, namely the extraction and marketing of filling and construction materials (clay and sand, specifically). Water recovery systems assumed for soil washing and electrokinetic treatment also resulted in avoided impacts, as tap water consumption was limited.

2.3. Impact Assessment

Life Cycle Impact Assessment (LCIA) was performed in Simapro 9.1.1 using the midpoint CML-IA baseline V3.02/EU25 method, developed by the Institute of Environmental Sciences of the Leiden University [68]. CML method is well established and widely applied in several fields, especially in study of solid waste management system LCA [69].

3. Results and discussion

The results of our LCA study, conducted according to the assumptions explained in the previous sections, are shown. For each impact category considered in CML-IA baseline method, table 4 shows the percentage differences among the potential impacts generated by each analyzed scenario with the respect to the corresponding reference scenario. Negative values of percentage differences indicate that the analyzed scenario has lower potential environmental impacts than the respective reference scenario for the considered category; on the contrary, positive values mean higher potential impacts. Figures 4 and 5 show the contribution analysis of three indicators that are representative of the results found, namely global warming, terrestrial ecotoxicity and acidification. For conciseness reasons, the contribution analysis is shown only for the real case studies, showing the contribution of the individual processes that occurred in sediment remediation.

Table 4. Life cycle impact assessment of the scenarios. *CFC-11 = Trichlorofluoromethane. **1,4-DB = 1,4-dichlorobenzene.

Scenario	Abiotic depletion [kg Sb eq.]	Abiotic depletion (fuel) [MJ]	Global warming [kg CO ₂ eq.]	Ozone layer depletion [kg CFC-11 eq.]*	Human toxicity [kg 1,4-DB eq.]**	Fresh water aquatic ecotox. [kg 1,4-DB eq.]**	Marine aquatic ecotox. [kg 1,4-DB eq.]**	Terrestrial ecotox. [kg 1,4-DB eq.]**	Photochemical oxidation [kg C ₂ H ₄ eq.]	Acidification [kg SO ₂ eq.]	Eutrophication [kg PO ₄ eq.]
CWM1	-63%	73%	-11%	50%	-9%	-14%	-13%	-12%	-11%	26%	-11%
CBM1	-391%	-147%	-87%	-172%	-104%	-86%	-87%	-87%	-90%	-222%	-91%
CBM2	-471%	-140%	-101%	-164%	-120%	-101%	-102%	-99%	-104%	-216%	-104%
FM2	-483%	15%	-94%	20%	-109%	-100%	-98%	-85%	-90%	2%	-87%
CWH1	-89%	62%	-12%	38%	-11%	-14%	-13%	-15%	-13%	16%	-13%
CBH1	-391%	-147%	-87%	-172%	-104%	-86%	-87%	-87%	-90%	-222%	-91%
CBH2	-497%	-151%	-101%	-176%	-122%	-101%	-102%	-102%	-105%	-227%	-105%
FH2	-651%	-58%	-97%	-59%	-121%	-101%	-100%	-100%	-99%	-64%	-96%
CWO1	-174%	4%	-43%	-17%	-48%	-45%	-45%	-39%	-42%	-56%	-43%
CBO1	-391%	-147%	-87%	-172%	-104%	-86%	-87%	-87%	-90%	-222%	-91%
CBO2	-490%	-156%	-102%	-180%	-124%	-101%	-103%	-100%	-104%	-234%	-105%
FO2	-588%	-85%	-99%	-77%	-129%	-101%	-103%	-87%	-95%	-107%	-96%

From an overview in table 4, it can be said that the recovery of contaminated marine sediments generally leads to a reduction in potential environmental impacts, regardless of the sediment particle size and contaminant distribution. However, considering

Scenarios CBM1 and CBM2, it should be noted that, for some impact categories, partial sediment recovery is more beneficial than recovery of all fractions.

Focusing on real case studies, positive values of the percentage differences occur in two scenarios and refer to few impact categories, namely abiotic depletion (fuel), ozone layer depletion and acidification.

Concerning Scenario CWM1, contribution analysis of acidification (figure 5) shows that the highest impact is due to landfill disposal of the sand fractions, while avoided impacts due to recovery of the clay fraction and water are negligible. In fact, because of the worst contaminant distribution after soil washing treatment, in the Scenario CWM1 only clay fraction can be recovered, which represents 15% of the sediment with particle size C. Scenarios CBM1 and CBM2 confirm that acidification is strongly influenced by avoided impacts, as the recovery of large quantities of sediments makes these scenarios particularly advantageous, despite the treatment of 30,000 tons of sediments by soil washing generates a non-negligible contribution.

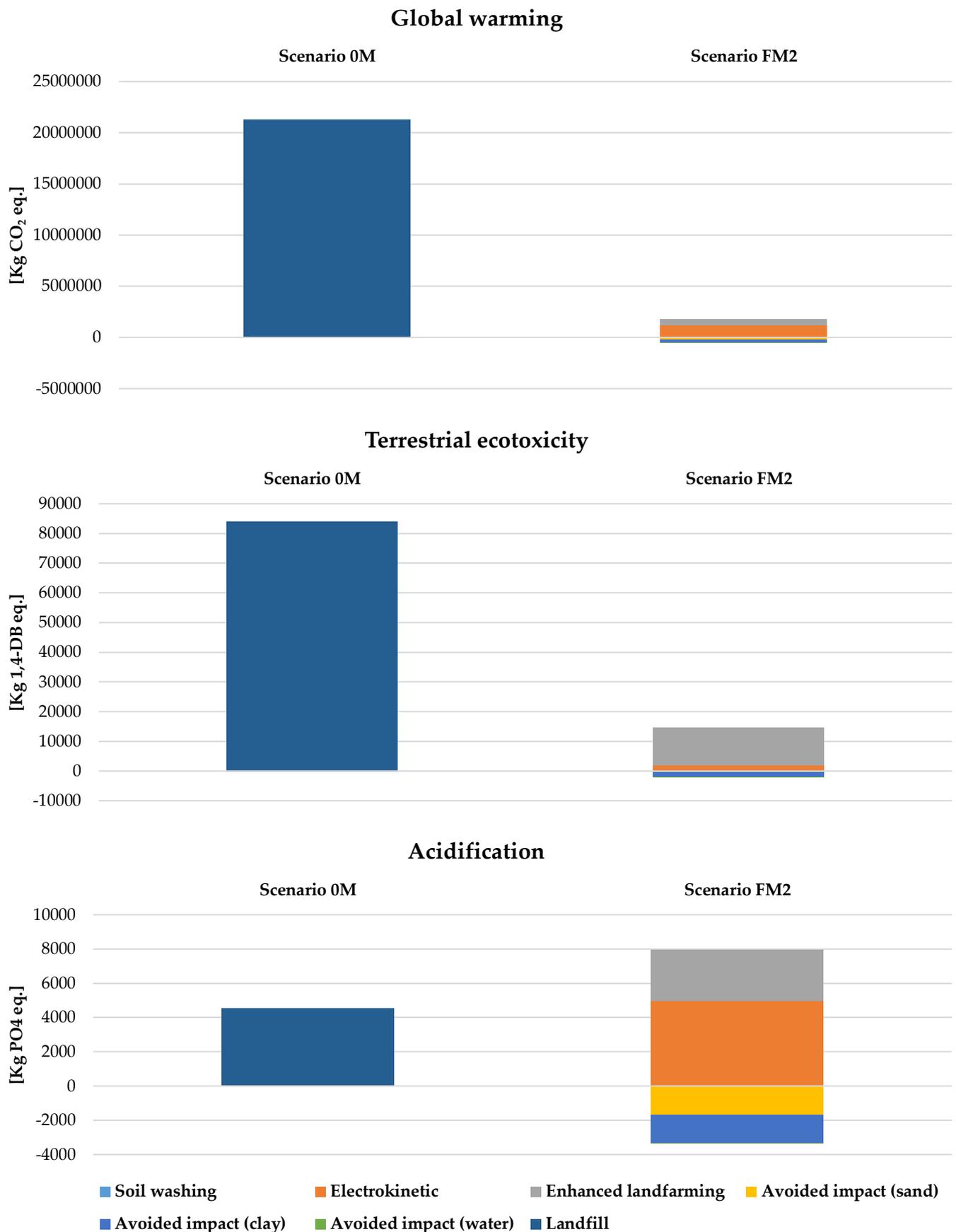
On the other hand, although the avoided impacts are considerable (all sediments are recovered), in the Scenario FM2 acidification is not an advantageous indicator, because of the high contributions given by enhanced landfarming and, above all, electrokinetic (figure 4). In particular, the greatest impacts are due to the energy consumption in EK and the use of wood chips as bulking material in EL. Therefore, even if all sediments are recovered, treating 30,000 tons of sediments by electrokinetic and enhanced landfarming requires high consumptions and negatively affects acidification.

Instead, global warming and terrestrial ecotoxicity are particularly sensitive to landfill disposal, considering both particle size F and C (figure 4 and 5). Therefore, potential environmental impacts associated with them decrease as the fractions of sediments disposed of in landfill decrease. Contributions given by avoided impacts are negligible for these two impact categories.

Scenarios in which dredged sediments are contaminated either by heavy metals or organic compounds (virtual case studies) show almost always negative values (environmental advantages compared to the corresponding reference scenarios), even if they represent unlikely situation in real world, as it is rare to deal with soil polluted by a single category of contaminants [70], [71]. Anyway, the absence of heavy metals or organic compounds in sediments does not require, respectively, the use of electrokinetic or enhanced landfarming treatment, avoiding the potential environmental impacts due to them. For this reason, virtual case studies are particularly environmentally friendly.

Concerning scenarios where sediments are contaminated by heavy metals, only Scenario CWH1 shows positive values for the same impact categories analyzed earlier. This is always due to the fact that electrokinetic treatment allows to recover only the clay fraction, which represents a small portion in sediments with particle size C.

On the other hand, Scenario CWO1 shows a higher value than the corresponding reference scenario in just one impact category since, as mentioned, the absence of heavy metals allows the recovery of the fine sand fraction by enhanced landfarming treatment, increasing the avoided impacts deriving from material recovery and decreasing the landfill disposal of contaminated sediments. In view of that, future studies will have to consider remediation technologies with fewer constraints.



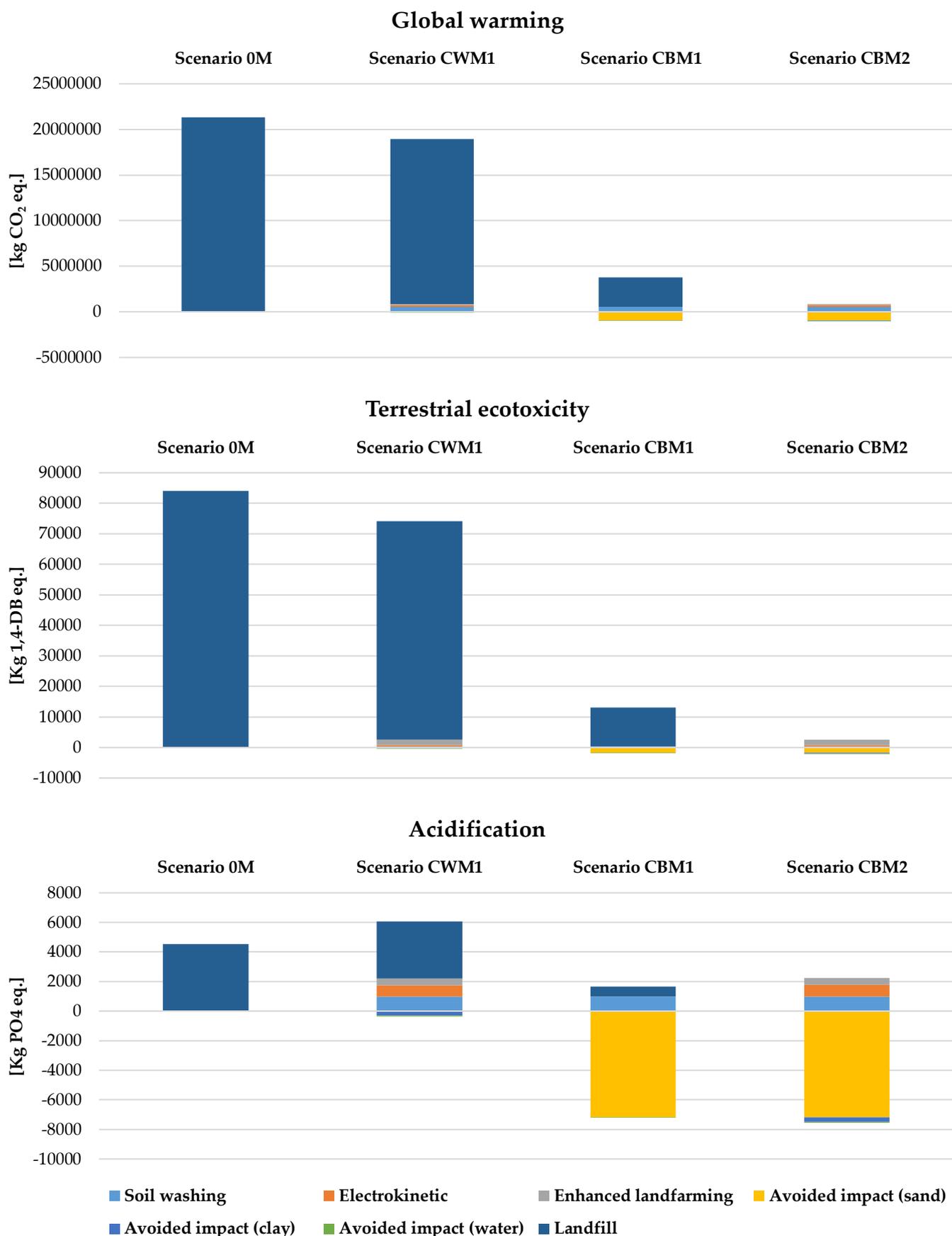
462

463

464

Figure 4. Contribution analysis considering particle size F and mixed pollution (real case study).

465



466

467

468

Figure 5. Contribution analysis considering particle size C and mixed pollution (real case study).

469

4. Conclusions

A Life Cycle Assessment on recovery strategies of contaminated marine sediments was performed in this study, considering different sediment particle sizes and contaminant distributions. The study considered three treatment technologies for soil remediation, having different skills and characteristics.

Results showed an environmental convenience in the treatment of marine sediments contaminated by heavy metals and/or organic compounds.

We are aware that results were affected by the limited number of remediation technologies taken into account in this study; therefore, future research may concern the application of additional technologies (e. g. phytoremediation) and the identification of suitable chemicals to regulate sediment PH, in order to optimize sequential electrokinetic and enhanced landfarming treatments.

Further efforts will have to concern the reduction of energy and resource consumptions, in order to decrease potential environmental impacts as the quantity of recovered sediments increase. Moreover, this would lead to a reduction in maintenance and operating costs, which are important aspects that were not considered in this study.

Author Contributions: Conceptualization, F.P., I.P., S.D., F.P. and R.I.; methodology, S.D., F.P. and I.P.; software, F.P.; validation, I.P. and R.I.; formal analysis, F.P.; investigation, I.P.; resources, I.P. and R.I.; data curation, I.P.; writing—original draft preparation, F.P.; writing—review and editing, F.P. and I.P.; visualization, I.P.; supervision, I.P. and R.I.; project administration, I.P.; funding acquisition, R.I. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

Funding: This research was funded by INTERREG ITALIA-FRANCIA MARITTIMO 2014-2020 – GRRinPort “Gestione sostenibile dei rifiuti e dei reflui nei porti”, grant number UniCa – Prot. N. 0082843 del 09/05/2018 – [Classif. III/19] and The APC was funded by INTERREG ITALIA-FRANCIA MARITTIMO 2014-2020

Acknowledgments: The authors would like to thank: Alessio Cecchi, Simona Macchia, Andrea La Camera, Ilaria Chicca, Simone Becarelli, Alberto Vita for their kind help.

Conflicts of Interest: The authors declare no conflict of interest.

Appendix A

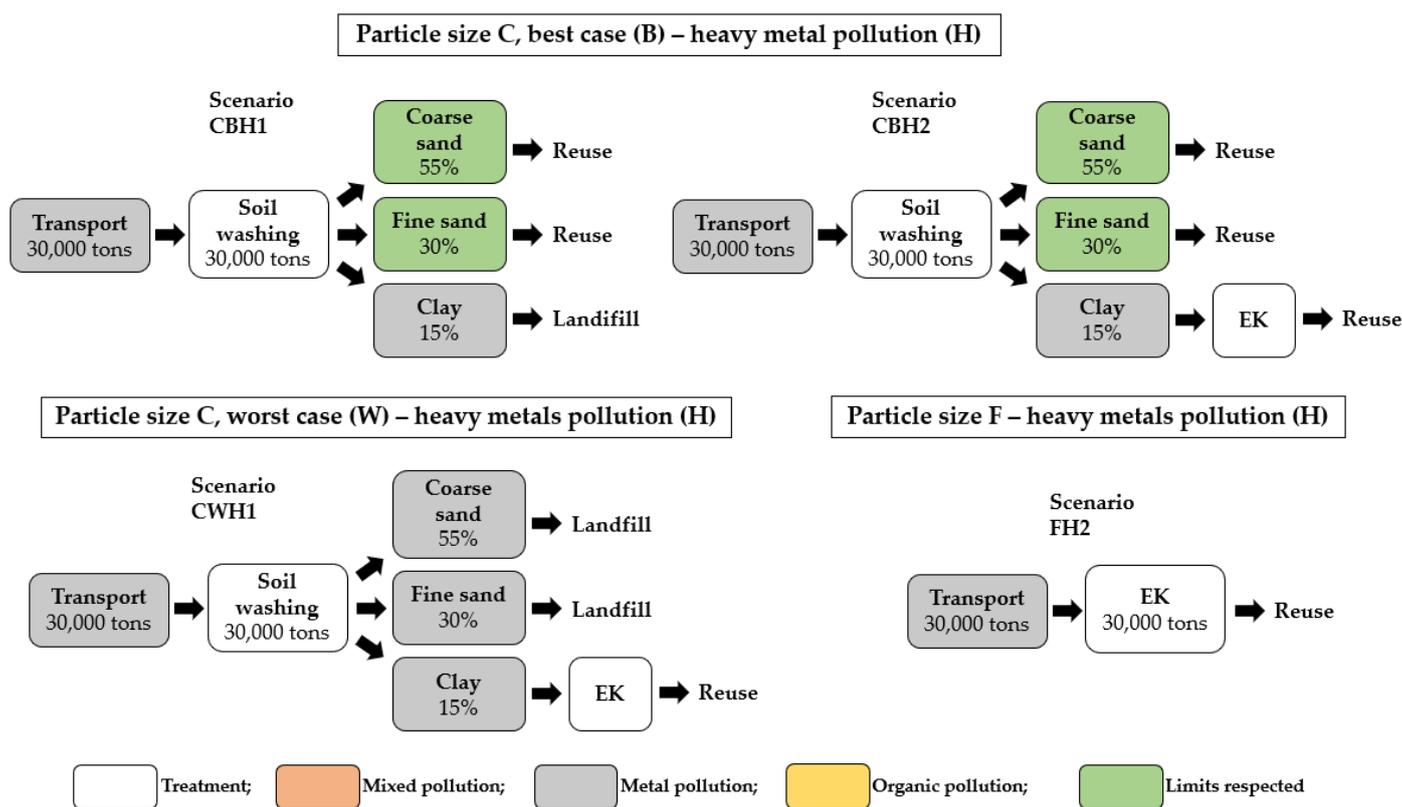


Figure A1. Analyzed scenarios considering heavy metal pollution for dredged sediments (virtual case study).

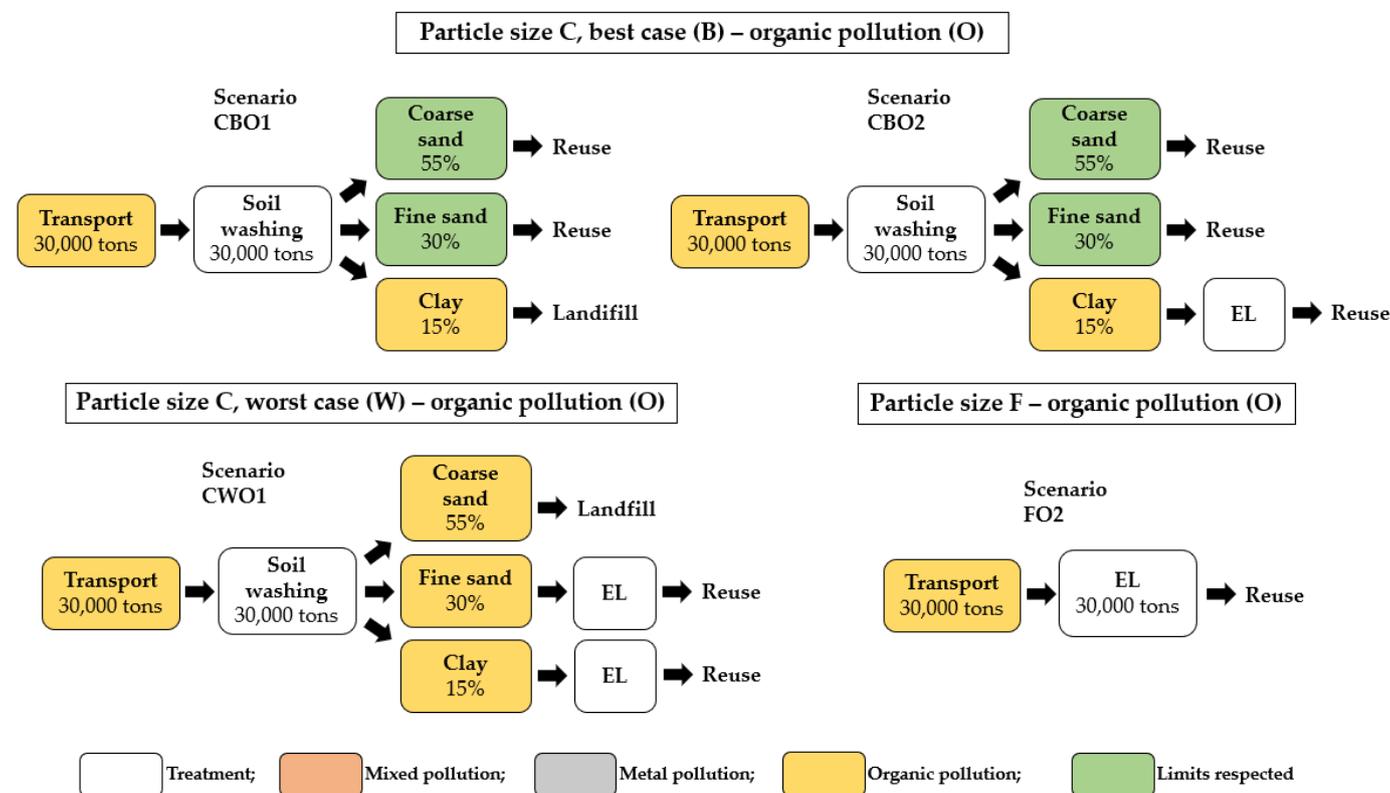


Figure A2. Analyzed scenarios considering organic pollution for dredged sediments (virtual case study).

499

500

501

502

503

504

References

- [1] J. Richardson *et al.*, "Effect of climate change and resource scarcity on health care," *Nurs. Stand.*, vol. 28, no. 45, 2014, doi: 10.7748/ns.28.45.44.e8415.
- [2] S. Lehmann, "Resource recovery and materials flow in the city: Zero waste and sustainable consumption as paradigm in urban development," *J. Green Build.*, vol. 6, no. 3, 2011, doi: 10.3992/jgb.6.3.88.
- [3] *An Introduction to Circular Economy*. 2021.
- [4] M. Pradel, L. Aissani, J. Villot, J. C. Baudez, and V. Laforest, "From waste to added value product: Towards a paradigm shift in life cycle assessment applied to wastewater sludge - A review," *Journal of Cleaner Production*, vol. 131. 2016, doi: 10.1016/j.jclepro.2016.05.076.
- [5] M. Masi, A. Ceccarini, and R. Iannelli, "Model-based optimization of field-scale electrokinetic treatment of dredged sediments," *Chem. Eng. J.*, vol. 328, 2017, doi: 10.1016/j.cej.2017.07.004.
- [6] W. Rulkens, "Introduction to the treatment of polluted sediments," *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, vol. 4, no. 3. 2005, doi: 10.1007/s11157-005-2167-6.
- [7] A. Akcil, C. Erust, S. Ozdemiroglu, V. Fonti, and F. Beolchini, "A review of approaches and techniques used in aquatic contaminated sediments: Metal removal and stabilization by chemical and biotechnological processes," *Journal of Cleaner Production*, vol. 86. 2015, doi: 10.1016/j.jclepro.2014.08.009.
- [8] J. feng Peng, Y. hui Song, P. Yuan, X. yu Cui, and G. lei Qiu, "The remediation of heavy metals contaminated sediment," *Journal of Hazardous Materials*, vol. 161, no. 2–3. 2009, doi: 10.1016/j.jhazmat.2008.04.061.
- [9] C. Mulligan, M. Fukue, and Y. Sato, *Sediments contamination and sustainable remediation*. 2009.
- [10] G. Dermont, M. Bergeron, G. Mercier, and M. Richer-Lafleche, "Soil washing for metal removal: A review of physical/chemical technologies and field applications," *Journal of Hazardous Materials*, vol. 152, no. 1. 2008, doi: 10.1016/j.jhazmat.2007.10.043.
- [11] M. J. Mann, "Full-scale and pilot-scale soil washing," *J. Hazard. Mater.*, vol. 66, no. 1–2, 1999, doi: 10.1016/S0304-3894(98)00207-6.
- [12] J. Liu *et al.*, "A critical review on soil washing during soil remediation for heavy metals and organic pollutants," *International Journal of Environmental Science and Technology*. 2021, doi: 10.1007/s13762-021-03144-1.
- [13] R. J. Abumaizar and E. H. Smith, "Heavy metal contaminants removal by soil washing," *J. Hazard. Mater.*, vol. 70, no. 1–2, 1999, doi: 10.1016/S0304-3894(99)00149-1.
- [14] L. Bonomo, *Bonifica di siti contaminati*. 2004.
- [15] G. Gregolec, K. E. Roehl, and K. Czurda, "Chapter 8 Electrokinetic techniques," in *Trace Metals and other Contaminants in the Environment*, vol. 7, no. C, 2005.
- [16] K. J. Kim, D. H. Kim, J. C. Yoo, and K. Baek, "Electrokinetic extraction of heavy metals from dredged marine sediment," in *Separation and Purification Technology*, 2011, vol. 79, no. 2, doi: 10.1016/j.seppur.2011.02.010.
- [17] R. Iannelli *et al.*, "Electrokinetic remediation of metal-polluted marine sediments: Experimental investigation for plant design," *Electrochim. Acta*, vol. 181, 2015, doi: 10.1016/j.electacta.2015.04.093.
- [18] F. Rozas and M. Castellote, "Electrokinetic remediation of dredged sediments polluted with heavy metals with different enhancing electrolytes," in *Electrochimica Acta*, 2012, vol. 86, doi: 10.1016/j.electacta.2012.03.068.
- [19] Y. B. Acar and A. N. Alshawabkeh, "Principles of Electrokinetic Remediation," *Environ. Sci. Technol.*, vol. 27, no. 13, 1993, doi: 10.1021/es00049a002.
- [20] A. T. Yeung and Y. Y. Gu, "A review on techniques to enhance electrochemical remediation of contaminated soils," *Journal of Hazardous Materials*, vol. 195. 2011, doi: 10.1016/j.jhazmat.2011.08.047.
- [21] C. Cameselle and K. R. Reddy, "Effects of periodic electric potential and electrolyte recirculation on electrochemical

- remediation of contaminant mixtures in clayey soils," *Water, Air, Soil Pollut.*, vol. 224, no. 8, 2013, doi: 10.1007/s11270-013-1636-8. 547
548
- [22] V. RUBIO-NIEBLAS, M. PEREZ-TELLO, R. A. JACOBS, R. HERRERA-URBINA, and S. A. MORENO-ZAZUETA, "TWO-DIMENSIONAL COMPUTATIONAL MODELING OF THE ELECTROKINETIC REMEDIATION OF A COPPER-CONTAMINATED SOIL PART I: MODEL VALIDATION," *DYNA*, vol. 81, no. 183, 2014, doi: 10.15446/dyna.v81n183.36896. 549
550
- [23] R. A. Jacobs and R. F. Probstein, "Two-Dimensional Modeling of Electroremediation," *AIChE J.*, vol. 42, no. 6, 1996, doi: 10.1002/aic.690420620. 552
553
- [24] V. RUBIO-NIEBLAS, M. PEREZ-TELLO, R. A. JACOBS, and R. HERRERA -URBINA, "TWO-DIMENSIONAL COMPUTATIONAL MODELING OF THE ELECTROKINETIC REMEDIATION OF A COPPER-CONTAMINATED SOIL PART II: SENSITIVITY ANALYSIS FOR A TRIANGULAR SOIL FIELD," *DYNA*, vol. 81, no. 183, 2014, doi: 10.15446/dyna.v81n183.36909. 554
555
- [25] J. M. Paz-García, B. Johannesson, L. M. Ottosen, A. B. Ribeiro, and J. M. Rodríguez-Maroto, "Modeling of electrokinetic processes by finite element integration of the Nernst-Planck-Poisson system of equations," *Sep. Purif. Technol.*, vol. 79, no. 2, 2011, doi: 10.1016/j.seppur.2011.02.023. 558
559
- [26] J. M. Paz-Garcia, K. Baek, I. D. Alshawabkeh, and A. N. Alshawabkeh, "A generalized model for transport of contaminants in soil by electric fields," *J. Environ. Sci. Heal. - Part A Toxic/Hazardous Subst. Environ. Eng.*, vol. 47, no. 2, 2012, doi: 10.1080/10934529.2012.640911. 561
562
- [27] A. N. Alshawabkeh and Y. B. Acar, "Electrokinetic Remediation. II: Theoretical Model," *J. Geotech. Eng.*, vol. 122, no. 3, 1996, doi: 10.1061/(asce)0733-9410(1996)122:3(186). 564
565
- [28] B. Lukić, A. Panico, D. Huguenot, M. Fabbricino, E. D. van Hullebusch, and G. Esposito, "A review on the efficiency of landfarming integrated with composting as a soil remediation treatment," *Environmental Technology Reviews*, vol. 6, no. 1. 2017, doi: 10.1080/21622515.2017.1310310. 566
567
- [29] M. P. Maila and T. E. Cloete, "Bioremediation of petroleum hydrocarbons through landfarming: Are simplicity and cost-effectiveness the only advantages?," *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.*, vol. 3, no. 4, 2004, doi: 10.1007/s11157-004-6653-z. 569
570
- [30] K. Paudyn, A. Rutter, R. Kerry Rowe, and J. S. Poland, "Remediation of hydrocarbon contaminated soils in the Canadian Arctic by landfarming," *Cold Reg. Sci. Technol.*, vol. 53, no. 1, 2008, doi: 10.1016/j.coldregions.2007.07.006. 571
572
- [31] S. Gan, E. V. Lau, and H. K. Ng, "Remediation of soils contaminated with polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)," *Journal of Hazardous Materials*, vol. 172, no. 2–3. 2009, doi: 10.1016/j.jhazmat.2009.07.118. 573
574
- [32] M. Tyagi, M. M. R. da Fonseca, and C. C. C. R. de Carvalho, "Bioaugmentation and biostimulation strategies to improve the effectiveness of bioremediation processes," *Biodegradation*, vol. 22, no. 2. 2011, doi: 10.1007/s10532-010-9394-4. 575
576
- [33] T. J. Gentry, C. Rensing, and I. L. Pepper, "New approaches for bioaugmentation as a remediation technology," *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, vol. 34, no. 5. 2004, doi: 10.1080/10643380490452362. 577
578
- [34] L. Corominas *et al.*, "Life cycle assessment applied to wastewater treatment: State of the art," *Water Research*, vol. 47, no. 15. 2013, doi: 10.1016/j.watres.2013.06.049. 579
580
- [35] M. R. Higgins and T. M. Olson, "Life-cycle case study comparison of permeable reactive barrier versus pump-and-treat remediation," *Environ. Sci. Technol.*, vol. 43, no. 24, 2009, doi: 10.1021/es9015537. 581
582
- [36] D. Sanscartier, M. Margni, K. Reimer, and B. Zeeb, "Comparison of the secondary environmental impacts of three remediation alternatives for a diesel-contaminated site in northern Canada," *Soil Sediment Contam.*, vol. 19, no. 3, 2010, doi: 10.1080/15320381003695256. 583
584
- [37] G. Lemming *et al.*, "Environmental impacts of remediation of a trichloroethene-contaminated site: Life cycle assessment of remediation alternatives," *Environ. Sci. Technol.*, vol. 44, no. 23, 2010, doi: 10.1021/es102007s. 586
587
- [38] P. Suer and Y. Andersson-Sköld, "Biofuel or excavation? - Life cycle assessment (LCA) of soil remediation options," *Biomass* 588

- and Bioenergy*, vol. 35, no. 2, 2011, doi: 10.1016/j.biombioe.2010.11.022. 589
- [39] X. Hu, J. Zhu, and Q. Ding, "Environmental life-cycle comparisons of two polychlorinated biphenyl remediation technologies: Incineration and base catalyzed decomposition," *J. Hazard. Mater.*, vol. 191, no. 1–3, 2011, doi: 10.1016/j.jhazmat.2011.04.073. 590
- [40] C. A. Page, M. L. Diamond, M. Campbell, and S. McKenna, "Life-cycle framework for assessment of site remediation options: Case study," *Environ. Toxicol. Chem.*, vol. 18, no. 4, 1999, doi: 10.1002/etc.5620180428. 592
- [41] G. Barjoveanu, S. De Gisi, R. Casale, F. Todaro, M. Notarnicola, and C. Teodosiu, "A life cycle assessment study on the stabilization/solidification treatment processes for contaminated marine sediments," *J. Clean. Prod.*, vol. 201, 2018, doi: 10.1016/j.jclepro.2018.08.053. 594
- [42] D. H. Kim, J. C. Yoo, B. R. Hwang, J. S. Yang, and K. Baek, "Environmental assessment on electrokinetic remediation of multimetal-contaminated site: A case study," *Environ. Sci. Pollut. Res.*, vol. 21, no. 10, 2014, doi: 10.1007/s11356-014-2597-1. 597
- [43] M. Vocciante, A. Caretta, L. Bua, R. Bagatin, and S. Ferro, "Enhancements in ElectroKinetic Remediation Technology: Environmental assessment in comparison with other configurations and consolidated solutions," *Chem. Eng. J.*, vol. 289, 2016, doi: 10.1016/j.cej.2015.12.065. 599
- [44] D. Hou, A. Al-Tabbaa, P. Guthrie, J. Hellings, and Q. Gu, "Using a hybrid LCA method to evaluate the sustainability of sediment remediation at the London Olympic Park," *J. Clean. Prod.*, vol. 83, 2014, doi: 10.1016/j.jclepro.2014.07.062. 602
- [45] Z. X. Keng *et al.*, "Community-scale composting for food waste: A life-cycle assessment-supported case study," *J. Clean. Prod.*, vol. 261, 2020, doi: 10.1016/j.jclepro.2020.121220. 604
- [46] A. Saer, S. Lansing, N. H. Davitt, and R. E. Graves, "Life cycle assessment of a food waste composting system: Environmental impact hotspots," *J. Clean. Prod.*, vol. 52, 2013, doi: 10.1016/j.jclepro.2013.03.022. 606
- [47] International Standard Organisation 2006a, *ISO 14040, Environmental management—Life Cycle Assessment—Principles and Framework*. 2006. 608
- [48] International Standard Organisation 2006b, *ISO 14044, Environmental management—Life Cycle Assessment—Requirements and Guidelines*. 2006. 609
- [49] N. X. Feng *et al.*, "Efficient phytoremediation of organic contaminants in soils using plant–endophyte partnerships," *Science of the Total Environment*, vol. 583, 2017, doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.01.075. 610
- [50] M. I. Lone, Z. L. He, P. J. Stoffella, and X. E. Yang, "Phytoremediation of heavy metal polluted soils and water: Progresses and perspectives," *Journal of Zhejiang University: Science B*, vol. 9, no. 3, 2008, doi: 10.1631/jzus.B0710633. 611
- [51] M. Pecorini, Isabella; Iannelli, Renato; Alessio, Ceccarini; Simona, Di Gregorio; Fabiano, Pilato; Simona, "T3 - SVILUPPO DI STRATEGIE DI GESTIONE E TRATTAMENTO DEI SEDIMENTI DI DRAGAGGIO CONTAMINATI," 2021. 612
- [52] M. Saleem *et al.*, "Electrokinetic remediation of nickel from low permeability soil," *Int. J. Electrochem. Sci.*, vol. 6, no. 9, 2011. 613
- [53] D. Rosestolato, R. Bagatin, and S. Ferro, "Electrokinetic remediation of soils polluted by heavy metals (mercury in particular)," *Chem. Eng. J.*, vol. 264, 2015, doi: 10.1016/j.cej.2014.11.074. 614
- [54] P. Belviolandi, "RICERCA SPERIMENTALE SUI PROCESSI DI LAVAGGIO DEI SUOLI CONTAMINATI E OTTIMIZZAZIONE DEL CICLO ACQUE," UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI BRESCIA, 2004. 615
- [55] F. Bianco, G. Monteverde, M. Race, S. Papirio, and G. Esposito, "Comparing performances, costs and energy balance of ex situ remediation processes for PAH-contaminated marine sediments," *Environ. Sci. Pollut. Res.*, vol. 27, no. 16, 2020, doi: 10.1007/s11356-020-08379-y. 616
- [56] M. Qasim, M. Badrelzaman, N. N. Darwish, N. A. Darwish, and N. Hilal, "Reverse osmosis desalination: A state-of-the-art review," *Desalination*, vol. 459, 2019, doi: 10.1016/j.desal.2019.02.008. 617
- [57] J. Zhou, V. W. C. Chang, and A. G. Fane, "Environmental life cycle assessment of reverse osmosis desalination: The influence of different life cycle impact assessment methods on the characterization results," *Desalination*, vol. 283, 2011, doi: 10.1016/j.desal.2011.04.066. 618
- 619
- 620
- 621
- 622
- 623
- 624
- 625
- 626
- 627
- 628
- 629
- 630

- [58] L. Bennamoun, P. Arlabosse, and A. Léonard, "Review on fundamental aspect of application of drying process to wastewater sludge," *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 28, 2013, doi: 10.1016/j.rser.2013.07.043. 631-632
- [59] P. Arlabosse, J. H. Ferrasse, D. Lecomte, M. Crine, Y. Dumont, and A. Léonard, "Efficient Sludge Thermal Processing: From Drying to Thermal Valorization," in *Modern Drying Technology*, vol. 4, 2012. 633-634
- [60] M. Masi and R. Iannelli, "Trattamento elettrocinetico di sedimenti di dragaggio portuale contaminati da metalli pesanti: il progetto life+ 'SEKRET,'" *Ing. dell'Ambiente*, vol. 2, no. 2, 2015, doi: 10.14672/ida.v2i2.334. 635-636
- [61] J. Morillo, J. Usero, D. Rosado, H. El Bakouri, A. Riaza, and F. J. Bernaola, "Comparative study of brine management technologies for desalination plants," *Desalination*, vol. 336, no. 1, 2014, doi: 10.1016/j.desal.2013.12.038. 637-638
- [62] A. A. Juwarkar, S. K. Singh, and A. Mudhoo, "A comprehensive overview of elements in bioremediation," *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, vol. 9, no. 3, 2010, doi: 10.1007/s11157-010-9215-6. 639-640
- [63] F. Suárez-Estrella, C. Vargas-García, M. J. López, C. Capel, and J. Moreno, "Antagonistic activity of bacteria and fungi from horticultural compost against *Fusarium oxysporum* f. sp. *melonis*," *Crop Prot.*, vol. 26, no. 1, 2007, doi: 10.1016/j.cropro.2006.04.003. 641-643
- [64] C. Alabouvette, C. Olivain, Q. Migheli, and C. Steinberg, "Microbiological control of soil-borne phytopathogenic fungi with special emphasis on wilt-inducing *Fusarium oxysporum*," *New Phytologist*, vol. 184, no. 3, 2009, doi: 10.1111/j.1469-8137.2009.03014.x. 644-646
- [65] S. Becarelli *et al.*, "Hydrocarbonoclastic Ascomycetes to enhance co-composting of total petroleum hydrocarbon (TPH) contaminated dredged sediments and lignocellulosic matrices," *N. Biotechnol.*, vol. 50, 2019, doi: 10.1016/j.nbt.2019.01.006. 647-648
- [66] S. Evangelisti, R. Clift, C. Tagliaferri, and P. Lettieri, "A life cycle assessment of distributed energy production from organic waste: Two case studies in Europe," *Waste Manag.*, vol. 64, 2017, doi: 10.1016/j.wasman.2017.03.028. 649-650
- [67] G. Francini, L. Lombardi, F. Freire, I. Pecorini, and P. Marques, "Environmental and Cost Life Cycle Analysis of Different Recovery Processes of Organic Fraction of Municipal Solid Waste and Sewage Sludge," *Waste and Biomass Valorization*, vol. 10, no. 12, 2019, doi: 10.1007/s12649-019-00687-w. 651-653
- [68] J. B. Guinée, *Handbook on life cycle assessment: operational guide to the ISO standards*. Kluwer, Dordrecht. 2001. 654
- [69] A. Laurent *et al.*, "Review of LCA studies of solid waste management systems - Part I: Lessons learned and perspectives," *Waste Management*, vol. 34, no. 3, 2014, doi: 10.1016/j.wasman.2013.10.045. 655-656
- [70] Z.-F. MENG, Y.-P. ZHANG, and G.-D. WANG, "Sorptions of Heavy Metal and Organic Pollutants on Modified Soils," *Pedosphere*, vol. 17, no. 2, 2007, doi: 10.1016/s1002-0160(07)60030-7. 657-658
- [71] X. Tang *et al.*, "Inorganic and organic pollution in agricultural soil from an emerging e-waste recycling town in Taizhou area, China," *J. Soils Sediments*, vol. 10, no. 5, 2010, doi: 10.1007/s11368-010-0252-0. 659-660-661

Piano d'azione

per la gestione sostenibile di sedimenti contaminati

