



**Interreg**

MARITTIMO-IT FR-MARITIME



UNION EUROPÉENNE  
UNIONE EUROPEA



## **Composant T3 - Élaboration de stratégies de gestion et de traitement des sédiments de dragage contaminés**

**Produit T3.4.1**

**Plan d'action pour une gestion soutenable des sédiments de  
dragage contaminés**

La coopération au cœur de la Méditerranée  
ce Programme est cofinancé par le Fonds Européen pour le Développement  
Régional

|   |   |
|---|---|
| <b>Acronyme du projet</b>                               | <b>GRRinPORT</b>  |
| <b>Titre du projet</b>                                  | Gestion durable des déchets et effluents dans les ports   |
| <b>Convention N°</b>                                    | UniCa – Prot. N. 0082843 du 09/05/2018 - [Classif. III/19]  |
| <b>CUP</b>  |   |
| <b>Programme</b>  | INTERREG ITALIE-FRANCE MARITTIMO 2014-2020  |
| <b>Axe Prioritaire</b>                                  | 2   |
| <b>Objectif spécifique</b>                              | 6C2   |
| <b>Date de début du projet</b>                          | 01.04.2018  |
| <b>Durée</b>  | 36 mois + 3 mois prolongation   |
| <b>N° de produit</b>                                    | T3.4.1  |
| <b>Nom du document</b>                                  | Plan d'action pour la gestion soutenable des sédiments de dragage contaminés  |
| <b>Examen / Approbation du (date)</b>                   | 26/06/2021  |
| <b>Composant</b>  | T3 - ÉLABORATION DE STRATÉGIES DE GESTION ET DE TRAITEMENT DES SÉDIMENTS DE DRAGAGE CONTAMINÉS  |
| <b>Date de soumission du produit du projet approuvé</b> | 30/06/2021  |
| <b>Date de soumission effective</b>                     | 30/06/2021  |
| <b>Auteur principal</b>                                 | Isabella Pecorini   |
| <b>Institution</b>                                      | Université de Pisa  |
| <b>E-mail</b>   | Isabella.pecorini@unipi.it  |
| <b>Abstract</b>   | Ce document explique le domaine d'application des différents types de traitements de décontamination et comment décider quels traitements utiliser selon le cas spécifique. |
| <b>Mots clés</b>  | Sédiments, traitements, électrokinésie, lavage des sols, épandage   |

## Auteurs

| Nom                | Institution | Contact                        |
|--------------------|-------------|--------------------------------|
| 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 |

## Réviseur

| Nom              | Institution | Contact                         |
|------------------|-------------|---------------------------------|
| Andrea La Camera | ISPRA       | andrea.lacamera@isprambiente.it |

## Index

|  |                                       |
|--|---------------------------------------|
| <b>Auteurs .....</b>   | <b>2</b>                              |
| <b>Réviser .....</b>   | <b>2</b>                              |
| <b>Index.....</b>  | <b>3</b>                              |
| <b>1. Prémisses.....</b>   | <b>4</b>                              |
| <b>2 Le contexte réglementaire .....</b>   | <b>5</b>                              |
| 2.1 Opérations de dragage réalisées au sein du SIN .....   | 7                                     |
| 2.2 Operazioni di dragaggio effettuate al di fuori di un ambito SIN  | Errore. Il segnalibro non è definito. |
| <b>3 Plan d'action pour la gestion durable des sédiments contaminés.....</b>                                       | <b>16</b>                             |
| <b>4 Application de l'analyse de cycle de vie (ACV) au plan d'action des sédiments proposé par GRRinPort .....</b> | <b>21</b>                             |
| 4.1 Définition du but et de la portée. ....  | 21                                    |
| <b>5 Bibliographie .....</b>   | <b>23</b>                             |
| 5.1 Normative.....   | 24                                    |

## 1. Prémisses.

Ce rapport contient la description du Plan d'action pour la gestion soutenable des sédiments de dragage contaminés.

Après une révision réglementaire sur la gestion des sédiments, un examen de l'état de l'art et des bonnes pratiques est proposé. Une fois le plan d'action défini, la méthodologie ACV (*Analyse du Cycle de Vie*) a été appliquée au plan d'action avec une référence particulière aux types de traitement étudiés par le groupe de travail.

Le groupe de travail a étudié trois types de traitement: le lavage des sols, l'électrocinétique et l'épandage.

## 2 Le contexte réglementaire

D'un point de vue réglementaire, la gestion des sédiments est dans l'équilibre entre durabilité et sécurité environnementale. Les dispositions générales et internationales rendent difficile la gestion univoque des sédiments de dragage et la rendent en même temps indispensable.

Au niveau européen, la gestion des sédiments est incluse dans diverses directives, dont la *Directive-Cadre Européenne relative à l'Eau*, la *Directive Européenne sur les Déchets* et la *Directive Européenne sur les zones protégées*, sans en avoir de spécifique.

La *Directive-Cadre Européenne relative à l'Eau* (2000/60/CE), régit la surveillance des sédiments pour assurer une bonne qualité de toutes les masses d'eau par rapport à l'utilisation des terres et à la contamination, de plus les niveaux seuils de contamination ne sont pas décrétés au niveau européen mais chaque nation établit ses propres limites de seuil, même à l'intérieur des rivières et des lacs transnationaux.

Le dragage, le déplacement et le stockage final des sédiments sont réglementés par la *Directive Sur Les Eaux Souterraines* (2006/118/CE) qui établit des normes de qualité des eaux souterraines en général (à la fois pour prévenir la pollution mais aussi les inondations et la sécheresse des eaux intérieures).

La *Directive-Cadre Sur Les Déchets* (2008/98/CE) attribue aux sédiments un code d'identification issu du Catalogue Européen Des Déchets, qui les classe comme déchets dangereux ou non dangereux et « permet » leur réutilisation ultérieure en dehors de la masse d'eau d'origine.

De plus, la *Directive Habitat* (92/43/CEE) et la *Directive Oiseaux* (2009/147/CE) qui visent à sauvegarder la biodiversité et les biotopes et espèces rares, réglementent le dragage des sédiments pour éviter les effets négatifs sur l'écosystème. Les opérations de dragage doivent viser à créer ou à améliorer des sites naturels et à compenser la dégradation et la perte des sols.

En Italie, l'une des premières références réglementaires concernant le nettoyage des zones polluées est la loi n°441/1987 qui imposait à toutes les régions d'élaborer un «*Plan Régional d'assainissement*» pour recueillir des connaissances et une vue d'ensemble de la situation actuelle italienne des zones et des sites pollués.

Avec la loi 84/1994, l'accent est mis en particulier sur la gestion des ports avec des références aux zones à assainir.

Mais c'est avec l'entrée en vigueur du Décret-Loi 22/1997 (dit «décret Ronchi») que les matériaux de dragage ont commencé à être gérés comme des déchets (avec deux codes CER différents: 17.05.05 et 17.05.06). Cependant, certaines options étaient encore envisagées pour la gestion des matériaux d'excavation provenant de fonds marins ou saumâtres ou de terres côtières émergées, conformément au Décret Ministériel 24/01/1996 (et repris par la suite par l'art. 35 du Décret Législatif 152/99), comme, par exemple, l'immersion des sédiments dans la mer et le dépôt dans les zones adjacentes, telles que les plages, les lagunes, les étangs saumâtres et les digues côtières. Dans le

Décret Ministériel 24/01/1996 les procédures techniques nécessaires à l'obtention de l'autorisation de rejet en mer sont précisées et la nécessité de procéder à une activité de caractérisation des sédiments est établie, pour laquelle des critères d'échantillonnage et des paramètres chimiques - physiques et microbiologiques à analyser sont fournis

Cependant, les critères de qualité pour l'évaluation des sédiments à déverser font défaut dans ce décret, c'est pourquoi les évaluations aux fins de délivrance des autorisations sont accordées au cas par cas, éventuellement également sur la base des résultats d'analyses écotoxicologiques, spécialement préparées pour l'évaluation du risque environnemental des activités de déversement.

En effet, jusqu'en 1999, la localisation en mer était la seule option de gestion des boues issues des activités de dragage des petits et moyens ports répartis sur tout le territoire national. Ces dernières années, l'attention portée à l'environnement marin s'est accrue et il existe une tendance vers une gestion éco-durable des activités liées à la mise en œuvre d'interventions côtières.

Tout cela dans le respect des dispositions de la Convention de Londres de 1972 (notamment dans la résolution approuvant le D.M.A.F. en Anglais (C.E.M.D.) - "*Cadre d'Evaluation des Matériaux de Dragage*"), qui considère les matériaux de dragage comme une "ressource" à récupérer, plutôt que des déchets, concept repris de l'art. 35 du Décret Législatif 152/99, puis par l'art. 109 du Décret Législatif 152/2006.

Le Décret Législatif 152/2006, intégré et mis à jour constamment avec divers décrets ministériels périodiques, en ce qui concerne les sédiments de dragage réglemente principalement :

- **Procédures de référence pour l'échantillonnage et l'analyse des échantillons de sédiments**
- **Concentration des seuils de contamination**, c'est-à-dire qu'elle détermine les niveaux de contamination des matrices environnementales au-dessus desquels une caractérisation du site et une analyse de risque spécifique sont requises.
- **Concentration des seuils de risque**, c'est-à-dire qu'elle détermine les niveaux de contamination des matrices environnementales à déterminer (au cas par cas) en appliquant une procédure d'analyse de risque propre au site. Si le niveau est dépassé, des mesures de sécurité et d'assainissement sont nécessaires. Les niveaux de concentration sont définis comme ceux acceptables pour le site.
- **Critères généraux de sécurité, de décontamination et d'assainissement environnementale des sites pollués,**

Une décennie après le Décret Législatif 152/06, en 2016, le Décret directorial 351/2016 a été publié pour l'identification de valeurs de référence de site spécifiques "Critères pour la définition de valeurs de référence spécifiques pour la concentration de polluants pour les matériaux résultant des activités de dragage", mais surtout deux décrets ministériels du Ministère de l'Environnement et de la Protection du Territoire et de la Mer (MATTM) sont adoptés :

- DM 172/2016, qui régit les règles techniques pour les opérations de dragage dans les sites d'intérêt national (zones SIN).
- DM 173/2016, qui régit l'immersion des sédiments de dragage dans la mer, y compris les critères de caractérisation et de gestion dans la zone côtière.

Ainsi, en Italie, la réglementation des opérations de dragage est définie en fonction de la zone dans laquelle se trouvent les sédiments à draguer (dans les zones SIN ou dans les zones non situées dans un SIN).

Les zones SIN sont des zones portuaires ou des zones marines côtières qui nécessitent un «assainissement», à la fois parce qu'elles sont excessivement contaminées et doivent être remises en état, et parce qu'elles présentent un intérêt écologique particulier et doivent être préservées. Les zones non-SIN sont des zones portuaires ou des zones marines côtières qui ne sont pas situées dans des zones SIN.

### *2.1 Opérations de dragage réalisées au sein du SIN*

Les opérations de dragage réalisées dans le cadre du SIN sont régies par le Décret Ministériel 172/2016 ("Règlement régissant les procédures et règles techniques pour les opérations de dragage dans les Sites d'Intérêt National"), par l'art. 5-bis de la loi 84/1994 (et modifications et ajouts ultérieurs) et, sur la base des résultats des analyses physico-chimiques, microbiologiques et écotoxicologiques, conformément aux dispositions du décret ministériel du 7/11/2008 et des modifications ultérieures et ajouts.

Les méthodologies et critères de réalisation des activités de caractérisation des sédiments à draguer dans la zone SIN sont définis dans le Décret Ministériel du 7/11/2008 (modifié par le Décret Ministériel 04/08/2010). L'échantillonnage pour la caractérisation des sédiments à draguer doit permettre d'émettre des hypothèses fidèles sur la répartition des contaminants. Si possible, l'analyse géostatistique doit être utilisée comme outil privilégié. Alternativement, des critères de précaution sont utilisés pour calculer et caractériser les volumes à gérer.

En ce qui concerne la gestion des sédiments de dragage dans les zones SIN, les possibilités suivantes sont identifiées, sur la base d'exigences de qualité spécifiques définies sur la base de leurs caractéristiques chimiques, physiques, microbiologiques et écotoxicologiques :

**1) Dépôt ou reflux dans les masses d'eau d'où ils proviennent** ou qu'ils utilisent pour le rechargement des plages et la formation des sols côtiers, ou pour améliorer les conditions des fonds marins par des activités de recouvrement (capping). Directement ou après des traitements d'élimination des contaminants, ces sédiments sont réintroduits dans le plan d'eau après des analyses physico-chimiques et écotoxicologiques appropriées qui attestent des caractéristiques similaires au site de destination et qui ne montrent pas de résultats positifs aux tests écotoxicologiques ;



**2) Rejet dans des bassins de collecte étanches, des bassins de collecte ou immobilisation dans des bassins de confinement** réalisés avec les meilleures techniques disponibles (selon les critères de conception formulés par les normes techniques internationales accréditées et adoptées dans les États membres de l'Union européenne). Les sédiments concernés par ces modes de gestion doivent avoir des caractéristiques à garantir l'absence de risques pour la santé et l'environnement, en relation avec l'obligation de ne pas détériorer la qualité des matrices écologiques, du sol, du sous-sol, des eaux souterraines, des eaux de surface, marines et de transition. Cette réutilisation est autorisée si le sédiment est considéré comme non dangereux à son origine ou à la suite d'un traitement exclusivement destiné à l'élimination des polluants.

**3) Utilisation terrestre des sédiments** à condition que, tels quels, ou après le traitement de dessalement ou l'élimination des polluants (donc à l'exclusion des procédés destinés à immobiliser les polluants par solidification ou stabilisation), ils ne présentent pas, selon l'usage prévu, des niveaux de contamination supérieurs à ceux indiqués dans les colonnes A et B - Tableau 1 - Annexe 5 - Partie IV du DD Lgs.152/2006, et qui restent conformes aux valeurs limites pour la teneur en lixiviation ("tests de délivrance" réalisés selon la norme EN 12457-2) définis à l'annexe 3 du Décret Ministériel du 05/02/1998 (représenté à la Figure 1) pour la gestion du territoire, révisé par l'article 252 du Décret Législatif 152/2006 (lui-même intégré par le DM 172 /2016 qui traite de la gestion environnementale des phases d'enfouissement sur le territoire).

En cas d'utilisation de sédiments dans des zones à couches naturellement salines, il est possible d'obtenir une dérogation au dépassement des niveaux de lixiviation définis à l'annexe 3 du Décret Ministériel du 05/02/1998 pour les sulfates et les chlorures, à condition que, avec l'accord de l'autorité territoriale compétente de l'ARPA (Agence Régionale de Protection de l'Environnement), toute variation des caractéristiques du sol récepteur est évitée.

### 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 <sub>3</sub> | 50                    |
| Fluoruri     | Mg/l F               | 1,5                   |
| Solfati      | Mg/l SO <sub>4</sub> | 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

Figure 1 Annexe 3 du Décret Ministériel du 05/02/1998 qui indique les valeurs limites pour la teneur en lixiviation

Pour ces 3 axes principaux, le Décret Ministériel 172/2016 fournit la description, pour toutes les phases de gestion des sédiments (du dragage au dépôt jusqu'au transport, selon les usages prévus par l'article 5 bis, alinéa 2, de la loi L. 84/1994), des procédures applicables à ces opérations, ainsi que les mesures d'atténuation et les critères de préparation et de mise en œuvre des activités de surveillance

Dans la gestion des sédiments dans le contexte du SIN, le Décret Directorial 351/2016 traite des valeurs spécifiques au site, calculées avec une double approche où les valeurs réelles sont exploitées ainsi que les valeurs probabilistes, les détails du site considéré. En plus des analyses chimiques, des tests écotoxicologiques (à réaliser à trois niveaux trophiques) et l'analyse de la communauté benthique sont également pris en considération, pour une évaluation des effets potentiels et indirects sur la santé humaine.

Les valeurs seuils seront également déterminées en fonction du contexte environnemental, tel que la présence d'installations aquacoles, de biocénoses sensibles, de zones protégées et de la nécessité éventuelle d'établir des zones tampons entre le SIN et les zones externes.

Parmi les approches internationales possibles, celle utilisée par l'ISPRA est le PEL (Probable Effect Level) qui est le niveau seuil au-dessus duquel des effets toxiques ont été enregistrés, calculé avec la moyenne géométrique entre le 50e centile d'une concentration d'une certaine substance qui a toxicité démontrée et le 85e centile des données ne montrant aucun effet toxique. Le PEL est calculé avec des données spécifiques au site pour les métaux et les éléments traces, pour l'acceptation d'un certain niveau de contamination pour les environnements compromis.

L'approche qui semble plutôt plus plausible à suivre est basée sur des données réelles et probabilistes, qui identifient le niveau d'Effet Acceptable (LEA) qui doit être choisi en fonction du contexte environnemental, des pressions qui s'exercent sur la zone et des impacts déjà identifiés. D'autres niveaux sont également identifiés : Niveau d'effet certain avec une probabilité de 95 % d'avoir des effets toxiques génériques. Si ces effets sont considérés comme légers ou modérés, la LEC peut être maintenue à la même concentration par précaution, si au contraire les effets sont sévères et/ou très sévères et qu'à proximité de zones sensibles il est raisonnable de baisser la LEC. Lors de l'évaluation de la LEC, une multitude de facteurs sont pris en considération qui semblent être spécifiques au site et chaque valeur de référence sera comparée avec le pool de données utilisé et non avec des plages supérieures ou inférieures.

Pour l'évaluation des effets toxicologiques, le Modèle Adaptatif Généralisé (GAM) est introduit qui est utilisé lorsque l'interpolation entre la concentration du contaminant et l'effet résultant n'est pas linéaire. En fait, dans ce modèle d'autres variables sont prises en compte. Le jugement de toxicité est conseillé pour l'attribuer de manière pondérée compte tenu de la signification statistique du test écotoxicologique, de la gravité de l'effet et du type d'exposition (chronique ou aiguë). Le résultat final est la classe de danger donnée par la somme des résultats obtenus par les différents tests (sur trois niveaux trophiques) et corrigé des poids attribués en fonction de la pertinence biologique du point final considéré, de la pertinence écologique de la matrice et l'exposition chronique ou aiguë des organismes.

Enfin, il y a l'analyse de bioaccumulation réalisée sur certains contaminants connus pour leur tendance à la bioaccumulation (Cadmium, Mercure, Plomb, Benzo(a)pyrène, Dioxines). Pour les dioxines et benzo(a)pyrène les oiseaux et non les poissons sont utilisés dans les tests de bioaccumulation. Les données antérieures du SIN sont également évaluées, jusqu'à 6 années précédentes. Ces données doivent tenir compte des organismes sédentaires et en cas d'application de l'aquaculture dans les zones voisines, des tests doivent être effectués sur des espèces comestibles d'un niveau trophique 3. Dans le cas où une augmentation de la bioaccumulation est constatée par rapport aux données précédentes, un système de surveillance des moules doit être installé pour observer les effets sur les espèces comestibles et sédentaires ou extraordinairement (décès de moules d'autres causes que la contamination) d'autres organismes qui peuvent être trouvés dans le site seront observés de la même manière.

Tableau 1 Poids attribués en fonction du critère biologique, de la matrice, du temps d'exposition, utilisés pour le coefficient 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    |
|                 |      | $40 < E \leq 100\%$                | 1.25 |
| Cronica         | 0,7  | $E > 100\%$                        | 1.5  |

Tableau 2 Classe de danger écotoxicologique selon le HQ (Hazard Quozient) des batteries de tests

| 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 Opérations de dragage réalisées en dehors d'une zone SIN

Les opérations de dragage réalisées en dehors du SIN sont régies par le Décret Ministériel 173/2016 et par le Décret Ministériel 24/01/1996, sur la base des résultats des analyses physico-chimiques, microbiologiques et écotoxicologiques, telles que définies dans ces mêmes décrets.

Le décret ministériel 173/2016 établit les procédures de délivrance de l'autorisation pour l'élimination volontaire en mer des matériaux visés à la lettre a), paragraphe 2, de l'article 109 du décret législatif 152/2006 (matériaux d'excavation du fond marin ou du fond saumâtre ou de la surface côtière) pour assurer la protection de l'environnement marin. Le décret fait référence à la gestion des matériaux issus des activités de dragage dans les ports côtiers et les zones marines hors SIN et détermine également certains critères de caractérisation, de classification et de réutilisation des matériaux afin d'atteindre ou de maintenir les objectifs de qualité environnementale des masses d'eau marine côtière.

L'annexe technique du décret ministériel 173/2016 régit l'ensemble du processus de caractérisation et de gestion des sédiments à traiter, y compris la planification et la mise en œuvre de l'échantillonnage, des analyses de laboratoire (physique, chimique, écotoxicologique, biologique et microbiologique) et la classification de la qualité des sédiments, jusqu'à la formulation d'hypothèses de gestion respectueuses de l'environnement et à l'élaboration de plans de suivi des activités (figure 2).

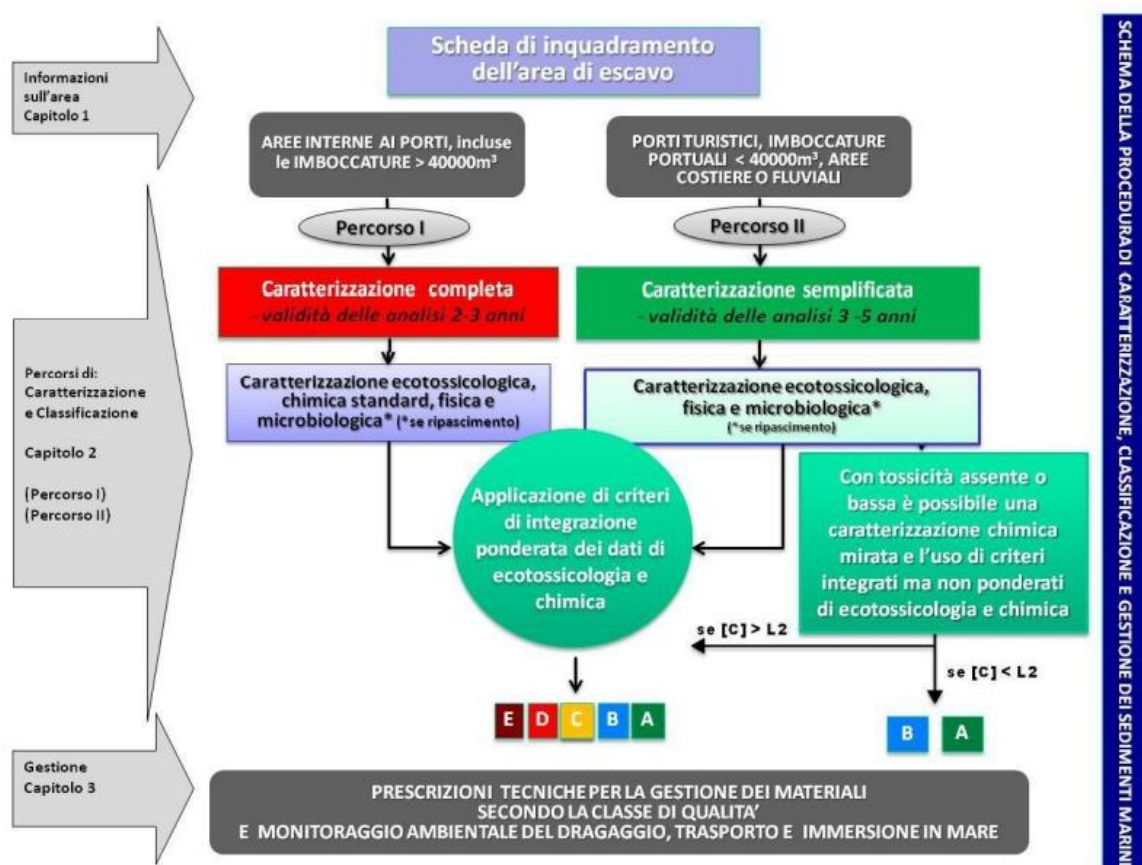


Figure 2 Cadre général pour la caractérisation, la classification et la gestion des matériaux

Dans le décret ministériel 173/2016, de nouveaux critères d'évaluation intégrés et pondérés ont été introduits pour intégrer et soutenir l'évaluation basée sur les seuls critères d'évaluation tabulaires utilisés pour la classification chimique, sur la comparaison des résultats avec les niveaux de référence chimiques nationaux L1 et L2 (rapportés dans le tableau 1) et pour la classification écotoxicologique basée sur les résultats de la batterie de biotest utilisée.

Tableau 3 valeurs seuils L1 et L2 du DM 173/2016

| Paramètre   | L1                              | L2                 |
|---|---------------------------------|--------------------|
| <b>Éléments en traces</b>   | <b>(mg Kg<sup>-1</sup>)p.s.</b> |                    |
| Arsenic   | 12                              | 20                 |
| Cadmium   | 0,3                             | 0,8                |
| Chrome  | 50                              | 150                |
| Cr VI   | 2                               | 2                  |
| Cuivre  | 40                              | 52                 |
| Mercure   | 0,3                             | 0,8                |
| Nickel  | 30                              | 75                 |
| Plomb   | 30                              | 70                 |
| Zinc  | 100                             | 150                |
| <b>Contaminants organiques</b>                                    | <b>(µg Kg<sup>-1</sup>)p.s.</b> |                    |
| Composés organostanniques   | 5 <sup>(1)</sup>                | 72 <sup>(2)</sup>  |
| PCB   | 8                               | 60                 |
| DDD   | 0,8                             | 7,8                |
| DDE   | 1,8                             | 3,7                |
| DDT   | 1                               | 4,8                |
| Chlordane   | 2,3                             | 4,8                |
| Aldrine   | 0,2                             | 10 <sup>(7)</sup>  |
| Dieldrine   | 0,7                             | 4,3                |
| Eldrin  | 2,7                             | 10                 |
| α -HCH  | 0,2                             | 10 <sup>(7)</sup>  |
| β -HCH  | 0,2                             | 10 <sup>(7)</sup>  |
| γ -HCH (Lindane)  | 0,2                             | 1                  |
| Époxyde d'heptachlore   | 0,6                             | 2,7                |
| HCB   | 0,4                             | 50 <sup>(7)</sup>  |
| Hydrocarbures C>12  | Pas disponible                  | 50000              |
| IPA (16) <sup>(5)</sup>   | 900                             | 4000               |
| Anthracène  | 24                              | 245                |
| Benzo (a)Anthracène   | 75                              | 500                |
| Benzo (a)pyrène   | 30                              | 100                |
| Benzo (b)fluoranthène   | 40                              | 500 <sup>(7)</sup> |
| Benzo(k)fluoranthène  | 20                              | 500 <sup>(7)</sup> |
| Benzo (g,h,i) périlène  | 55                              | 100 <sup>(7)</sup> |
| Crisène   | 108                             | 846                |
| Indénopyrène  | 70                              | 100 <sup>(7)</sup> |
| Phénanthrène  | 87                              | 544                |
| Fluorène  | 21                              | 144                |
| Fluoranthène  | 110                             | 1494               |
| Naftalène   | 35                              | 391                |
| Pyrène  | 153                             | 1398               |
| T.E., PCCD, PCDF (Dioxines et Furannes) et PCB dioxine similaires | 2X10 <sup>-3</sup>              | 1X10 <sup>-2</sup> |



<sup>(1)</sup> riferito al solo TBT

<sup>(2)</sup> riferito alla sommatoria di MBT, DBT, TBT;

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

<sup>(4)</sup> come sommatoria degli isomeri 2,4 e 4,4;

<sup>(5)</sup> 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);

<sup>(6)</sup> 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.

<sup>(7)</sup> Concentrazione valida solo per attività di ripascimento emerso;

\* relativa alla sommatoria di PCDD e PCDF

En abrogeant les normes techniques relatives aux activités régies par le D.M. 24/01/1996, sans préjudice des dispositions relatives aux activités de manutention des sédiments marins pour la pose de câbles et pipelines sous-marins, le Décret Ministériel 173/2016, en plus des nouveaux critères d'évaluation intégrée et pondérée, introduit de nouveaux éléments importants, tels que : le «Fiche de classement de la zone», pour la collecte et la valorisation des informations antérieures, préparatoire aux phases suivantes; la possibilité de simplifier la caractérisation en fonction du type de milieu (ports, entrées de ports, embouchures de rivières, etc.) et des données antérieures disponibles; le rôle prioritaire attribué aux résultats de la caractérisation écotoxicologique; l'examen des classes de qualité des sédiments en termes de nombre de classes et d'options de gestion appropriées (Figure 3).

Les critères d'intégration pondérés appliqués aux analyses chimiques prennent en compte le type de paramètre, le nombre de contaminants au-dessus des seuils établis et l'importance du dépassement des seuils établis, la toxicité attendue des éléments selon qu'ils figurent ou non dans la liste des substances "Prioritaires" ou dans la liste des matériaux "dangereux et prioritaires" ou qui sont mentionnées dans la Convention de Stockholm sur les POP (Polluants Organiques Persistants), et reposent sur l'élaboration d'un Quotient de risque chimique (HQc) qui permet de pondérer les sédiments selon leur classification d' « aucun risque » à « très haut risque ». Les critères d'intégration pondérés appliqués aux analyses écotoxicologiques tiennent compte des caractéristiques particulières des tests biologiques inclus dans la batterie utilisée: la significativité statistique de la différence d'effet entre l'échantillon et le témoin, la sévérité de l'effet, le type d'exposition (aigu ou chronique), la représentativité environnementale de la matrice testée. La classification écotoxicologique pondérée repose donc sur un critère de risque écotoxicologique pouvant aller d' « absent » à « très élevé », élaboré par l'intégration pondérée des résultats de tous les composants de toutes les batteries de biotest utilisées.

La catégorie de qualité des sédiments résulte donc de l'intégration de la classification chimique et écotoxicologique par l'application de critères d'intégration tabulaire et pondérée. Cinq classes de qualité des sédiments ont été définies (A, B, C, D, E), allant de « absent - Classe A » à « à haut risque - Classe E ».

**Classe A**

- 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.

*N.B. : Per ognuna di queste opzioni deve essere prevista un'attività di monitoraggio ambientale.*

**Classe B**

- 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.

**Classe C**

- 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.

**Classe D**

- Immersione in ambiente conterminato impermeabilizzato, con idonee misure di monitoraggio ambientale.

**Classe E**

- Eventuale rimozione in sicurezza dall'ambiente marino dopo valutazione di rischio, secondo quanto previsto dalla normativa vigente.

*Figure 3 Options de gestion des sédiments de dragage pour réutilisation en mer (annexe technique du décret ministériel 173/2016)*

Par conséquent, en ce qui concerne la gestion des sédiments de dragage, en Italie la gestion dans la zone marine-côtière prévaut, alors que la gestion à terre ne concerne que les sédiments de dragage qui sont "interdits" pour la relocalisation marine (ex. sédiments dangereux) dont la localisation finale est principalement une décharge de déchets spéciaux.

Pour le moment, il n'y a pas de grandes ouvertures à la réutilisation des sédiments marins dans le contexte terrestre, il n'y a que la référence à des formes moins strictes pour le stockage temporaire à terre des matériaux issus des opérations de dragage et de récupération et une référence générique au « courant législation environnementale » dans l'éventualité d'une différente destination et d'une gestion à terre des matériaux issus des activités de dragage".

Il est clair qu'en l'absence de législation spécifique sur la gestion à terre des sédiments marins de dragage, on ne peut que formuler des hypothèses quant à une éventuelle réutilisation et valorisation de ces matériaux à terre, hypothèses qui devront nécessairement passer par des phases d'étude et d'expérimentation, en attendant des modifications réglementaires en ce sens.



### 3 Plan d'action pour la gestion durable des sédiments contaminés

Ce paragraphe propose, sur la base de cas réels européens et non, les traitements possibles qui peuvent être adoptés en fonction du type de contamination présente dans le sédiment de départ et de la réutilisation ultérieure. Un aperçu du Plan d'Action est présenté ci-dessous (Figure 4).

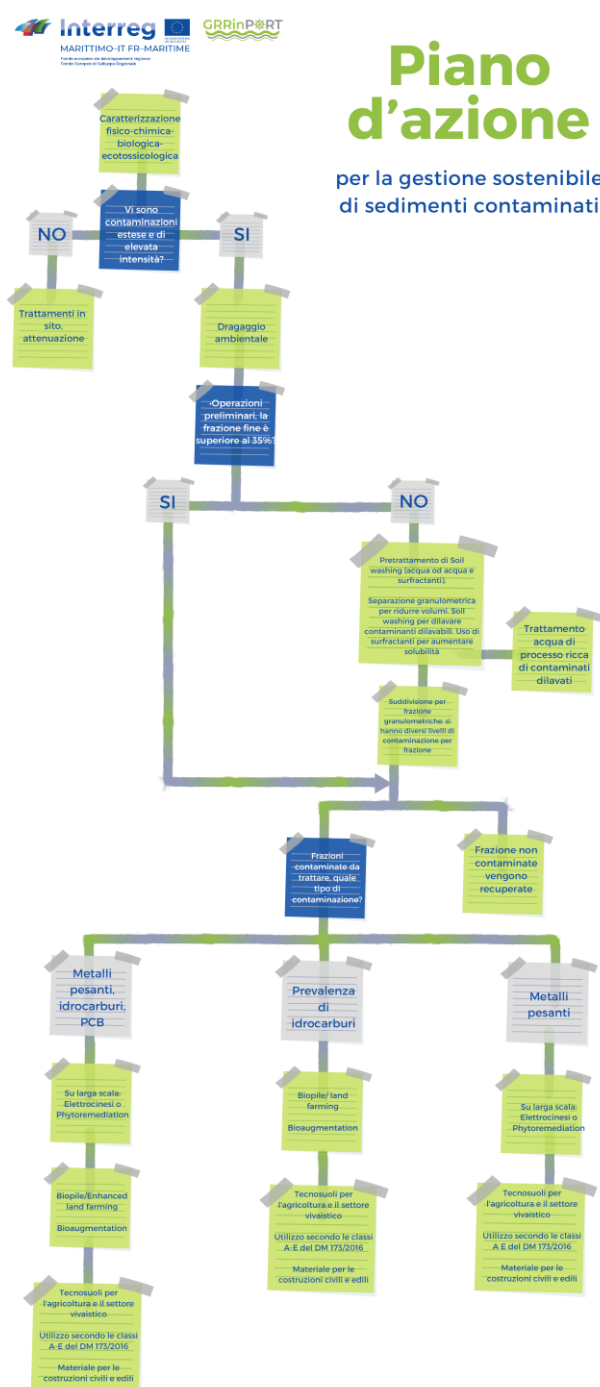


Figure 4 Plan d'action pour la gestion durable des sédiments contaminés

Le plan d'action présenté ci-dessus présente des solutions possibles pour la gestion et le traitement des sédiments portuaires. Les traitements rapportés ont été choisis dans la bibliographie sur la base de l'échelle d'application: comme critère général, les traitements utilisés au moins à l'échelle pilote ont été sélectionnés. Après une première analyse chimico-physique-écotoxicologique, le *niveau* et l'*étendue* de la contamination des sédiments sont évalués et sur la base de ces deux paramètres, on décide de mettre en œuvre des *traitements in situ* ou *ex situ*. Si la contamination est limitée à une petite zone et que les niveaux de contamination sont relativement faibles, on opte pour des traitements in situ, si possible en mettant en œuvre "*l'atténuation naturelle*", de cette façon les sédiments ne sont pas déplacés et il n'y a pas de risque de remise en suspension des contaminants dans l'environnement, mais surtout les coûts de traitement sans dragage et de transport dans les zones ex situ sont abaissés.

En général, les traitements in situ sont préférés aux traitements ex situ pour les raisons évoquées ci-dessus, par contre les traitements in situ sont difficiles à suivre et à contrôler, alors que les traitements ex situ sont réalisés dans des conditions contrôlées qui améliorent potentiellement la performance des traitements. Si, d'autre part, le site est largement contaminé par des niveaux élevés de contaminants, alors le dragage et les traitements ultérieurs sont optés. Avant de passer aux traitements, un prétraitement de *lavage des sols* est réalisé.

Ce prétraitement a deux finalités: tout d'abord séparer le sédiment dans ses fractions granulométriques, puis effectuer les analyses relatives, certaines fractions seront propres et facilement réutilisables (fonds marins et/ou remblais de plage) tandis que d'autres seront sujettes à une forte contamination et donc aux traitements relatifs. Ceci permet de réduire le volume à traiter par rapport au volume initial.

Le second objectif, en revanche, est d'éliminer certains contaminants (peut-être à l'aide de biosurfactants pour les matières organiques ou simplement d'eau pour certains métaux) puis d'envoyer la solution obtenue avec les contaminants lessivés vers une station d'épuration. Une fois le volume de sédiments à traiter défini et le type de contaminants présents connu, il y aura différentes options de traitement pour les différents contaminants. Nous pouvons diviser les contaminants en deux macro-classes: organiques et inorganiques. Les premiers peuvent se dégrader plus ou moins facilement tandis que les seconds ne le peuvent pas. Au sein des organiques, nous avons des contaminants tels que les hydrocarbures, les polyphényles chlorés (PCB), les pesticides. Après le traitement, les sédiments peuvent être réutilisés dans une perspective d'économie circulaire en fonction du traitement subi.

Les sédiments contaminés aux PCB sont généralement traités par « encapage ». C'est une technique largement utilisée comme technique in situ, mais dans le cas des ports, l'énorme débit d'eau sur le site d'encapage pourrait enlever ou déplacer la couche d'encapage. Cependant, l'encapage peut être une technologie ex situ avec des conditions contrôlées. Dans ce domaine, une technologie qui a été utilisée ces dernières années est l'utilisation d'encapages activés et inoculés avec des souches bactériennes capables de dégrader les PCB. L'application ex situ est préférable pour assurer un meilleur mélange et contact du sédiment avec le matériau d'encapage et les bactéries qui y sont inoculées et donc un meilleur rendement de traitement. Une étude préliminaire du site et en particulier une analyse microbiologique de la communauté microbienne indigène pourrait être une étape clé pour ensuite isoler des bactéries ou des champignons capables de dégrader les contaminants du site et déjà adaptés à ce site particulier.

Payne et au. (2019) ont utilisé cette technique pour le traitement in situ dans une usine pilote d'encapage, obtenant des taux d'épuisement inférieurs dans l'installation pilote par rapport à l'échelle laboratoire. Deux souches bactériennes ont été utilisées : une *Candidatus D. chlorocoercia* anaérobie et une *Paraburkholderia xenovorans* aérobie. Le choix a été guidé par le type de contaminants présents, à savoir les PCB, qui sont initialement dégradés par réduction de la molécule pour éliminer les chlores liés aux biphényles et par la suite des réactions oxydantes se produisent pour oxyder et casser l'anneau aromatique.

Une autre technique similaire d'encapage est l'encapage activé par biofilm. Ce type de traitement a été rapporté par Jing et au. (2018) dans une revue des traitements des sédiments contaminés aux PCB. Avec ce type de technique, des processus d'adsorption et de dégradation ont lieu. Devant le succès des expériences montrées dans la littérature, l'USEPA l'a inclus parmi les traitements des sédiments contaminés.

Les contaminants tels que les PCB et les HAP peuvent ne pas être biodisponibles en raison de leur structure apolaire et les micro-organismes sont entravés par cela pour la biodégradation. L'utilisation d'un adsorbant séquestrant ces contaminants (charbon actif ou biochar) en combinaison avec une bioaugmentation via un biofilm recouvrant le matériau adsorbant pourrait garantir une augmentation de la biodégradation par l'adsorption de contaminants sur le matériau adsorbant conjointement avec la communauté microbienne choisie pour dégrader les PCB. Kjellerup et Edwards (2013) ont montré une efficacité supérieure à 60% de l'épuisement des PCB en utilisant un encapage adsorbant activé par biofilm.

L'espace compact entre le biofilm et le charbon actif favorise l'utilisation des PCB comme accepteurs d'électrons par les micro-organismes et favorise ainsi leur dégradation. Le biofilm protège également les micro-organismes eux-mêmes des substances toxiques et peut retenir les composés organiques plus longtemps (Köhler et au., 2006 ; Aktas et Eçen, 2007).

La phytoremédiation fait partie des techniques à grande échelle les plus utilisées (Gomes et au., 2013, Jing et au., 2018). Dans ce cas, la phytoremédiation peut être utilisée à deux fins : l'élimination des contaminants par accumulation dans les parties apicales de la plante et/ou la dégradation des contaminants en association avec les microorganismes de la rhizosphère. La présence de plantes stimule la croissance de micro-organismes dans la rhizosphère, par la sécrétion d'exsudats radicalaires, qui stimulent la croissance de bactéries et/ou de champignons potentiellement capables de dégrader les contaminants. De cette façon, les contaminants sont soit éliminés dans les tissus végétaux, soit dégradés par les plantes et les micro-organismes de la rhizosphère.

Il peut être utilisé comme traitement secondaire pour soutenir un précédent tel que l'encapage susmentionné. En effet, la phytoremédiation peut être utilisée pour des matrices avec des niveaux de contamination intermédiaires ou faibles et peut donc être utilisée dans le cadre de « traitements de train » après d'autres traitements pour éliminer la contamination résiduelle.

La phytoremédiation est une méthode biologique, ce qui signifie qu'elle est économiquement durable mais nécessite des temps plus longs. La possibilité de réutiliser la biomasse pour la production d'énergie « casse » le défaut chronophage de ce traitement. Après une évaluation de la matrice de post-traitement, il est alors possible d'évaluer une réutilisation potentielle, qui dans ce cas pourrait être réutilisée comme sol agricole pour les plantes ornementales, les technosols, ou la valorisation environnementale des zones industrielles.

Les métaux lourds ne peuvent pas être biodégradés par les micro-organismes, ils peuvent être solubilisés et immobilisés grâce à l'action microbienne. Les plantes peuvent les bioaccumuler dans la partie apicale. Les traitements électrocinétiques peuvent être utilisés efficacement pour éliminer les métaux lourds de la matrice, suivis d'une phytoremédiation. L'électrokinésie est un traitement scalable, qui ne libère pas de déchets dans la matrice en tant que contaminants secondaires et supplémentaires et peut être appliqué à l'élimination de divers métaux.

L'aspect négatif de ce traitement est la variation de pH qu'il peut provoquer : la mobilisation des métaux se produit à pH acide, mais en vue d'une réutilisation ultérieure de la matrice, cet aspect doit être pris en compte, notamment pour la croissance de plantes en succession. Les pH acides mobilisent les métaux et empêchent leur adsorption sur la substance organique. De plus, ce traitement peut être utilisé pour les sédiments riches en fraction fine car ils adsorbent les métaux entraînant une conductivité électrique élevée avec un champ électrique fort (Mulligan et al. 2001; Peng et al. 2009). De plus, la possibilité de récupérer les métaux pourrait couvrir les coûts du traitement (Mulligan et al. 2001 ; Akcil et al. 2015).

Comme alternative, même un traitement thermique tel que la vitrification peut être utilisé, à condition que la quantité de sédiments à traiter ne soit pas élevée mais également avec des niveaux de contamination élevés car il est efficace pour divers types de contaminants. L'inconvénient de ce traitement est le prix et c'est pourquoi la quantité de sédiments doit être réduite au maximum. D'autre part, la réutilisation du matériel vitro obtenu peut être réutilisé comme matériau de construction ou pavage de route tandis que le reste du sédiment peut être destiné à être réutilisé.

Les traitements visant à immobiliser les contaminants sans les éliminer doivent être évités pour éviter tout effet de rejet dans le temps (avec variation du pH). D'autre part, la solidification et l'élimination des contaminants solidifiés et la réutilisation de ce matériau peuvent être envisagées lorsque les contaminants persistent. Les traitements de solidification consistent en l'ajout d'un « liant » qui solidifie la contamination. Le « Ciment Portland » est l'un des plus utilisés. Il modifie radicalement les sédiments et est laissé en dernière option avant d'être mis en décharge.

L'aspect positif est que le produit ainsi obtenu peut être utilisé comme matériau pour la construction et les fonds de routes, dans une perspective d'économie circulaire dans laquelle les sédiments sont valorisés comme une ressource et non plus seulement comme un déchet. De Gisi et al. (2020) ont réussi à réutiliser 974 g de sédiments du kg initial, ne laissant que 26 g à éliminer dans les décharges.

Quant à la contamination par les hydrocarbures, les traitements biologiques devraient être ceux à encourager étant donné la capacité connue des micro-organismes tels que les bactéries et les champignons à dégrader les hydrocarbures. Les traitements ex situ à appliquer à grande échelle sont principalement l'épandage, les biopiles et les bioréacteurs. L'épandage est le plus simple: il consiste à labourer, retourner la matrice se trouvant dans un terrain découvert. Un agent de gonflement (bulking) est ajouté pour améliorer les qualités agronomiques des sédiments, des engrais et de l'eau pour stimuler la croissance de la population microbienne (biostimulation).

De cette façon, les relations entre les différents macronutriments typiques des sols fertiles et sains sont également rétablies, c'est-à-dire C: N: P 100: 10:1. L'apport d'engrais pour rétablir ces équilibres, d'eau et d'oxygène (par retournement), permet la stimulation de l'activité microbienne de la population indigène.

Cependant, ce traitement présente deux inconvénients : les grands espaces nécessaires et la possibilité de volatilisation des contaminants lors du retournement et du traitement en général. En revanche, il est économiquement pratique (Paudyn et au., 2008 ; Silva-Castro 2015).

Les biopiles sont similaires à l'épandage : elles consistent à empiler des matrices avec des agents de gonflement (bulking) sur plusieurs étages divisés par des feuilles et des tuyaux qui transportent l'air, l'eau et les engrais, et sont à l'intérieur. Il nécessite une conception d'épandage plus spécifique mais la volatilisation est réduite et laisse plus de place à la biodégradation. Il prend moins de place mais coûte plus cher. Il a été reconnu comme très efficace à grande échelle et/ou à vraie grandeur (Vaccari et au., 2020).

La biopile, mais aussi l'épandage, est particulièrement efficace lorsqu'elle est associée à la bioaugmentation, avec notamment la mycoaugmentation (Gomez et Sartaj, 2014). Ils peuvent être utilisés m.o. autochtone ou allochtone. Les premiers sont préférables car ils sont déjà adaptés à ces conditions particulières qui sont généralement hostiles et potentiellement capables de dégrader les contaminants de la matrice elle-même. L'inoculation d'organismes allochtones, aux capacités de dégradation prouvées, est cependant prometteuse mais les éventuels effets de compétition doivent être pris en considération. Cependant, la population indigène est également pertinente dans le cas de l'inoculation d'espèces exotiques.

Les champignons utilisés en bioremédiation sécrètent généralement des enzymes extracellulaires non spécifiques qui catalysent des réactions d'oxydation contre des molécules organiques complexes telles que la lignine mais aussi des contaminants hydrocarbonés. De plus, les champignons participent à des phénomènes d'organisation de la substance organique, à l'humification, aux phénomènes du sol, produisant, transformant et recyclant la substance organique. L'assainissement avec ces micro-organismes éliminera non seulement les contaminants de la matrice, mais favorisera leur récupération totale ou presque pour une réutilisation future.

Dans les matrices environnementales et complexes il ne sera évidemment pas possible de répartir les différentes contaminations ayant ainsi des sédiments multicontaminés. Par conséquent, une combinaison des traitements antérieurs en traitements de train doit être encouragée pour avoir une récupération totale de la matrice ou des produits obtenus dans le post-traitement.

## 4 Application de l'analyse de cycle de vie (ACV) au plan d'action des sédiments proposé par GRRinPort

L'étude a réalisé une analyse de cycle de vie (ACV) liée au traitement de 30.000 tonnes de sédiments contaminés, suivant les phases d'ACV définies par ISO 14040 : 2006 et ISO 14044 : 2006, c'est-à-dire définition de l'objectif et du périmètre, analyse de l'inventaire, évaluation d'impact et interprétation.

### 4.1 Définition du but et de la portée.

Ce projet a évalué les impacts environnementaux dus au traitement des sédiments marins contaminés dans un grand port méditerranéen situé au centre de l'Italie. Les sédiments marins ont été dragués dans deux quais différents, montrant deux tailles de particules différentes : *la taille des particules C* (55 % de sable grossier, 30 % de sable fin, 15 % d'argile) et *la taille de particules F* (2 % de sable grossier, 18 % de sable fin, 80 % argile) ; par conséquent, diverses options sont possibles pour leur assainissement. Le but de cette étude était d'étudier des scénarios de traitement de sédiments marins contaminés présentant différentes caractéristiques, afin de trouver la stratégie la plus respectueuse de l'environnement.

La pollution sédimentaire sur site a été estimée en analysant 32 échantillons de sédiments dragués au port. Analyse d'échantillonnage visant à calculer la concentration moyenne de contaminants situés à une profondeur de 0,5 mètre du fond marin. Les concentrations sur place ont montré que les métaux lourds, les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les biphényles polychlorés (BPC) et les hydrocarbures dépassaient les limites de concentration réglementaires de 4, 7, 2 et 14 fois, respectivement. L'unité fonctionnelle de 30.000 tonnes a été choisie car elle représente une quantité suffisante pour laquelle la récupération des sédiments marins peut être commode par rapport à la mise en décharge, tant pour des raisons économiques qu'environnementales.

Les limites du système comprenaient tous les matériaux et les processus impliqués dans les étapes de traitement, du dragage des sédiments à la réutilisation et/ou l'élimination en décharge (Figure 5). La répartition finale des sédiments dépendait des hypothèses formulées dans les scénarios et des traitements supposés pour l'élimination des contaminants. Plus précisément, cette étude a examiné trois technologies de traitement d'assainissement des sols : le lavage des sols (SW ou LS), l'électrocinétique (EK) et l'amélioration des terres agricoles (EL). Ces technologies peuvent être combinées entre elles, car elles éliminent différentes catégories de contaminants et leur utilisation peut dépendre de la granulométrie des sédiments.

La figure 4 montre le plan d'action suivi pour cette ACV, qui explique le processus décisionnel adopté et les compétences des technologies de traitement envisagées : comme mentionné, il convient de noter que l'élimination des contaminants n'a pas toujours été autorisée en raison des compétences limitées des technologies de traitement envisagées, et cela a conduit à la récupération ou à la mise en décharge des fractions sédimentaires, sur la base des contaminants présents dans les fractions sédimentaires et des technologies de traitement disponibles.

Évidemment, même les fractions non traitées dans la figure 4 peuvent être récupérées grâce à diverses technologies non incluses dans cette ACV, telles que la phytomédiation.

Les impacts environnementaux de la construction des machines et équipements utilisés n'ont pas été inclus, en supposant qu'ils existent déjà et continueront de fonctionner.

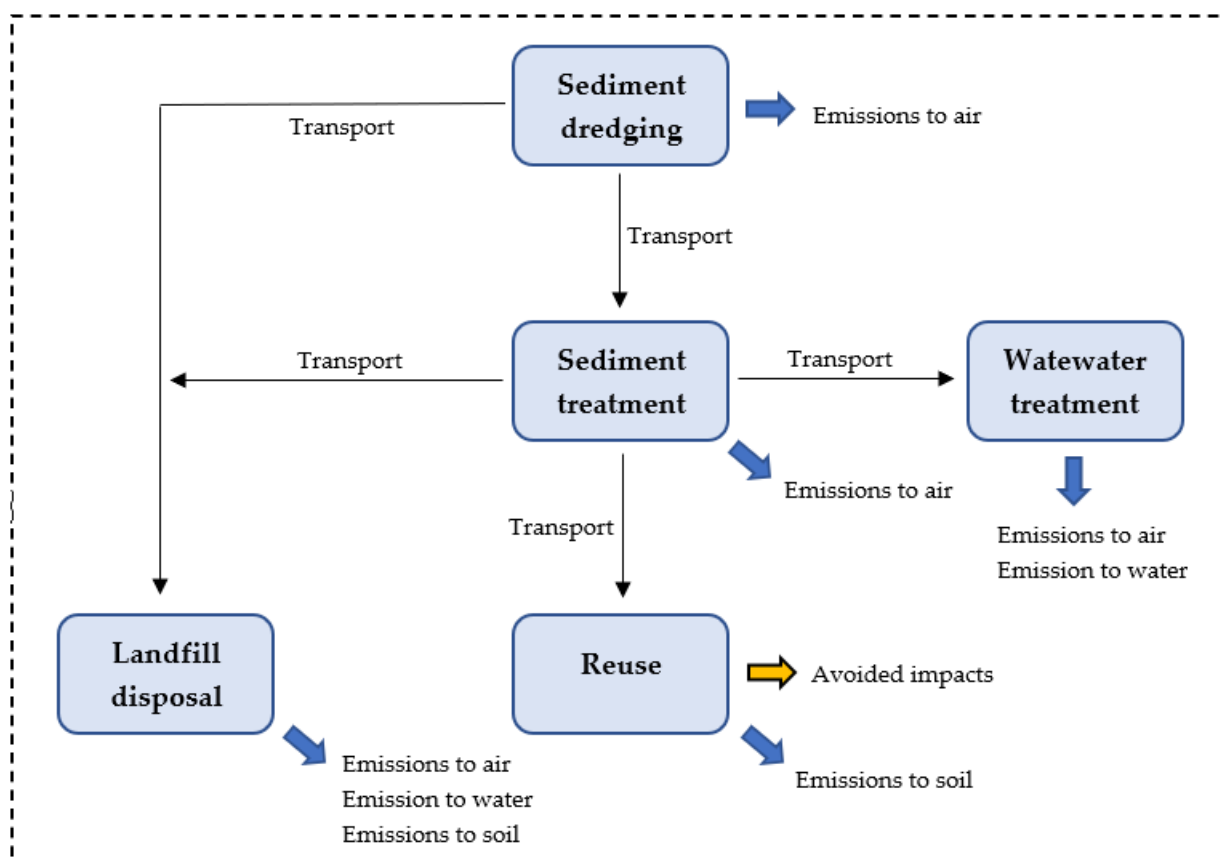


Figure 5 limites du système



## 5 Bibliographie

- 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 Eğin, 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 Normative

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