

**Lignes directrices OSPAR remaniées  
sur la gestion des matériaux de dragage**  
(Numéro de référence : 2004-08)

1. Introduction
2. Champ d'application
3. Exigences de la Convention OSPAR 1992
4. Appréciation de la nécessité du dragage et de l'élimination
5. Caractérisation des matériaux de dragage
6. Evaluation et maîtrise des sources de contaminants
7. Echantillonnage des matériaux de dragage
8. Evaluation des options d'élimination
9. Choix des zones d'élimination en mer
10. Appréciation des effets potentiels
11. Octroi des permis
12. Surveillance continue
13. Notification
14. Schéma de fonctionnement

Information de fond et bibliographie complémentaire relatives aux lignes directrices OSPAR sur la gestion des matériaux de dragage

Suppléments techniques au projet révisé de lignes directrices OSPAR sur la gestion des matériaux de dragage

Annexe technique I : Impératifs analytiques de l'étude des matériaux de dragage

Annexe technique II : Normalisation des teneurs en contaminants dans les sédiments

Annexe technique III : Meilleure pratique environnementale (BEP)

# **Lignes directrices OSPAR sur la gestion des matériaux de dragage**

## **Préface**

Les présentes lignes directrices ont été adoptées à la réunion de la Commission OSPAR en [2004]. Les Parties contractantes sont tenues de prendre en considération ces lignes directrices dans leurs procédures d'octroi des permis relatifs aux matériaux de dragage ou dans les réglementations correspondantes. Implicitement toutefois, les considérations générales et les procédures détaillées dont il est fait état dans ces lignes directrices ne peuvent s'appliquer dans toutes les situations nationales ou locales.

## **1 Introduction**

1.1 Le dragage est indispensable au maintien de la navigation dans les ports et les havres, ainsi qu'à l'aménagement des installations portuaires. Une grande partie des matériaux enlevés au cours de ces travaux nécessaires doit être évacuée en mer. Sur la quantité totale de matériaux dragués dans la zone maritime OSPAR, la majeure partie est, de par sa nature même, soit non contaminée, soit légèrement contaminée par les activités de l'homme (autrement dit au niveau de la contamination naturelle ambiante, ou proche de celle-ci). Une petite partie des déblais de dragage est toutefois contaminée dans une mesure telle que de sérieuses contraintes environnementales doivent être imposées lors du dépôt de ces sédiments.

1.2 L'article 3.2 de l'annexe II à la Convention pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est (dite Convention OSPAR 1992), indique que l'immersion en mer des matériaux de dragage est autorisée.

## **2 Champ d'application**

2.1 Les présentes lignes directrices sont conçues pour faciliter le travail des Parties contractantes dans la gestion des activités de dragage, dans des conditions telles que cette gestion puisse empêcher et supprimer la pollution, conformément à l'annexe II de la Convention OSAR de 1992, et protéger les espèces et habitats de la zone maritime OSPAR, conformément à l'Annexe V. Les lignes directrices portent, en particulier, sur l'élimination des matériaux de dragage par dépôt ou immersion dans la zone maritime et le re-placement des sédiments dus à un dragage hydrodynamique ou de rejet latéral, ainsi qu'à leur dépôt subséquent. Dans le texte qui suit, l'expression « matériaux de dragage » englobe les sédiments déplacés par dragage hydrodynamique et par dragage par rejet latéral, tandis que l'expression « élimination en mer » englobe le déplacement des sédiments par ces techniques.

2.2 Il est reconnu que tant l'enlèvement que l'élimination des sédiments dragués est susceptible de porter atteinte au milieu marin. Par conséquent, les Parties contractantes sont incitées à exercer un contrôle aussi bien sur les opérations de dragage, que d'élimination, ceci en appliquant la stratégie de la meilleure pratique environnementale (BEP) afin de minimiser d'une part le volume de matériaux à draguer, et d'autre part l'impact des opérations de dragage et d'élimination dans la zone maritime - se reporter à l'Annexe technique III. Par ailleurs, on pourra se procurer, auprès de plusieurs organisations internationales, et notamment de la "Permanent International Association of Navigation Congresses (PIANC)" des conseils sur les techniques de dragage qui soient acceptables sur le plan de l'environnement.

2.3 Dans le contexte des présentes lignes directrices, les matériaux de dragage sont considérés comme des sédiments ou des roches qui, avec l'eau et la matière organique qui y sont associées, sont retirés de zones normalement ou régulièrement recouvertes par les eaux, ceci grâce à un matériel de dragage ou un autre matériel d'excavation.

2.4 Les termes "immersion" et "élimination" ont les sens qui leur sont donnés aux alinéas (f) et (g) de l'article 1 de la Convention OSPAR 1992.

2.5 Les présentes lignes directrices constituent avant tout un cadre scientifique et technique devant permettre d'évaluer les matières draguées que l'on propose d'éliminer en mer. Elles reconnaissent l'importance des considérations économiques, mais cet aspect n'est pas traité en détail ici.

2.6 Le schéma de la Figure 1 indique clairement les stades de l'application des présentes lignes directrices où des décisions importantes doivent être prises; en général, les autorités nationales se servent du schéma de façon itérative, s'assurant que chaque étape est examinée avant qu'une décision d'octroi de permis ne soit prise.

### **3 Exigences de la Convention OSPAR 1992 <sup>1</sup>**

3.1 L'article 2.1.a porte que les Parties contractantes prennent toutes les mesures possibles afin de prévenir et de supprimer la pollution, ainsi que les mesures nécessaires à la protection du milieu marin contre les effets préjudiciables des activités de l'homme, ceci de manière à sauvegarder la santé de l'homme et à conserver les écosystèmes marins, et, lorsque possible, à restaurer les zones marines ayant subi un préjudice.

3.2 L'article 4 porte que les Parties contractantes prennent toutes les mesures possibles afin de prévenir et de supprimer la pollution par l'immersion ou l'incinération des déchets ou autres matières, conformément aux dispositions de la Convention OSPAR 1992, et notamment dans les conditions visées à l'annexe II.

3.3 En ce qui concerne les déchets et autres matières dont l'immersion est autorisée en mer en vertu de l'article 3 (2) de l'annexe II à la Convention OSPAR 1992, l'article 4 (1) (a) de l'annexe II porte que les Parties contractantes veillent à ce qu'aucun de ces matériaux ne soit immergé sans l'autorisation de leurs autorités compétentes, ou sans que ces dernières réglementent ces opérations. De plus, l'article 4 (1) (b) de l'annexe II porte que les Parties contractantes veillent à ce que cette autorisation ou cette réglementation soit conforme aux critères, lignes directrices et procédures correspondants qui y sont applicables, tels qu'adoptés par la Commission.

3.4 Enfin, l'article 4 (3) de l'annexe II exige que les Parties contractantes tiennent des relevés et rendent compte à la Commission de la nature et des quantités de déchets et autres matières immergés en mer dans les conditions visées à l'article 4 (1) de l'annexe II, ainsi que des lieux et des méthodes d'immersion utilisées à cet effet. A cette fin, OSPAR s'est mise d'accord sur des formulaires de notification des données relatives aux déchets immergés en mer.

3.5 L'article 2 de l'Annexe V de la Convention OSPAR exige que les Parties Contractantes protègent et préservent les écosystèmes et la diversité biologique de la zone maritime et restaurent, là où cela est possible dans la pratique, les zones marines auxquelles il a été porté atteinte, et qu'elles coopèrent dans l'adoption de programmes et mesures visant à maîtriser les activités humaines identifiées grâce à l'application de l'appendice 3. A cette fin, l'article 2 (2)(d)(ii) de la stratégie OSPAR sur la biodiversité et les éco-systèmes inscrit les opérations de dragage, d'aménagement des voies de navigation, autres que dans les ports sur la liste des activités humaines candidates à une nouvelle évaluation et à une maîtrise de la part de la Commission.

### **4 Appréciation de la nécessité du dragage et de l'élimination**

4.1 Certaines opérations de dragage peuvent entraîner la nécessité d'éliminer des sédiments. Ce sont notamment :

- a. le dragage de grands travaux - effectué aux fins de la navigation, pour élargir ou approfondir des chenaux et des zones portuaires existants, ou en créer de nouveaux ; le dragage effectué pour des raisons techniques comme par exemple pour le creusement de tranchées pour tuyaux et câbles, de tunnels devant recevoir des tubes immergés, pour l'enlèvement de matériaux ne convenant pas à des fondations, ou l'enlèvement de la strate de couverture dans le cas de l'extraction d'agrégats ;

---

<sup>1</sup> Toutes les références se reportant aux articles ou aux annexes mentionnées dans ce chapitre se réfèrent à la Convention OSPAR 1992, telle qu'amendée par l'inclusion en 1998 de l'annexe V et de l'appendice 3.

- b. le dragage d'entretien - a pour but de maintenir les dimensions nominales des chenaux, des postes de mouillage ou des ouvrages de génie civil (dont la contrebalance de la sédimentation et les changements de morphologie) ; et
- c. le dragage d'assainissement - enlèvement délibéré de matériaux contaminés, à des fins de protection de la santé de l'homme et de l'environnement.

4.2 Avant d'amorcer une évaluation complète des matières et des options d'élimination, il convient de se poser la question suivante : "Un dragage est-il nécessaire ?" Si une évaluation complète effectuée ultérieurement fait apparaître qu'il n'existe pas d'option d'élimination acceptable, il sera nécessaire de revenir sur cette question dans un contexte élargi.

4.3 De plus, il convient de veiller à ce que les quantités de matériaux devant être nécessairement dragués et immergés en mer soient minimisées dans toute la mesure du possible. Cette question est abordée de manière plus approfondie à l'Annexe technique III, sous le titre "Optimisation des quantités éliminées".

## 5 Caractérisation des matériaux de dragage

5.1 On trouvera dans les annexes techniques des indications sur le choix des paramètres et des méthodes d'analyse des contaminants, parallèlement aux procédures à appliquer aux fins de la normalisation et du contrôle de qualité. Il est possible qu'en définitive, les progrès accomplis dans les techniques d'analyse biologique permettent de se procurer suffisamment d'éléments d'information pour apprécier l'impact que les contaminants présents dans les matériaux sont susceptibles d'avoir, de telle sorte que l'on soit moins amené à compter sur les analyses chimiques.

5.2 Si une matière draguée est caractérisée si imparfaitement qu'on ne peut évaluer comme il se doit son impact potentiel sur la santé humaine et sur l'environnement, elle n'est pas immergée.

### Exemptions de la caractérisation détaillée

5.3 Les matériaux de dragage sont susceptibles d'être exemptés des analyses visées aux paragraphes 5.5 à 5.10 des présentes lignes directrices (à noter toutefois que les éléments d'information énumérés au paragraphe 5.4 ci-dessous restent nécessaires) s'ils satisfont à l'un des critères stipulés ci-dessous :

- a. ils sont composés de matériaux géologiques jusqu'alors intacts ; ou
- b. ils sont presque exclusivement composés de sable, gravier ou roche ; ou
- c. en l'absence de sources appréciables de pollution, chose qui doit être étayée par des informations d'ores et déjà en possession localement pour s'assurer dans la mesure du possible que les matériaux de dragage n'aient pas été contaminés, la quantité de matériaux de dragage issus des opérations ponctuelles de dragage n'est pas supérieure à 10 000 tonnes par an.

Les matériaux de dragage ne répondant pas à l'un de ces critères doivent faire l'objet d'une caractérisation en plusieurs étapes, afin de pouvoir apprécier leurs effets potentiels (autrement dit, voir paragraphes 5.4 à 5.10).

### Caractérisation physique

5.4 Les éléments d'information suivants sont nécessaires :

- quantité de matériaux ;
- taux de chargement prévu ou réel des matériaux dans la zone de l'élimination ;
- caractéristiques des sédiments, déterminées de préférence par analyse granulométrique (méthodes par laser et tamis) ou, exceptionnellement, à l'œil nu (autrement dit argile/limon/sable/gravier/roches).

L'appréciation des caractéristiques physiques des sédiments à éliminer est nécessaire à la détermination des effets potentiels, ainsi qu'afin de savoir si des analyses chimiques et/ou biologiques s'imposent ultérieurement (cf. indications données dans l'Annexe technique I).

### **Caractérisation chimique**

5.5 Il se peut que certaines sources disposent d'ores et déjà de renseignements suffisants pour que l'on puisse procéder à une caractérisation chimique. En pareil cas, il se peut qu'il ne soit pas nécessaire de mesurer de nouveau les effets potentiels de matériaux analogues au voisinage, sous réserve que ces informations soient fiables et qu'elles aient été obtenues dans les cinq dernières années. On trouvera dans l'Annexe technique I la liste détaillée des substances qu'il est conseillé de doser.

- 5.6 Les éléments d'une caractérisation chimique supplémentaire des matériaux de dragage sont les suivants :
- a. principales caractéristiques géochimiques du sédiment, y compris conditions d'oxydoréduction ;
  - b. voies par lesquelles les contaminants pourraient logiquement avoir pénétré dans les sédiments ;
  - c. rejets de déchets industriels et municipaux (passés et présents) ;
  - d. probabilité d'une contamination due aux ruissellements des terres agricoles et aux ruissellements urbains ;
  - e. rejets de contaminants dans la zone où le dragage doit être effectué ;
  - f. origine et utilisation antérieure des matériaux de dragage (par exemple, pour nourrir les plages) ; et
  - g. gisements naturels de minéraux et autres substances naturelles.

5.7 D'autres éléments d'information peuvent aussi s'avérer utiles à l'interprétation des résultats des analyses chimiques (voir Annexe technique I).

### **Caractérisation biologique**

5.8 Si les effets potentiels des matériaux de dragage qu'il est envisagé d'immerger ne peuvent être jugés dans des conditions adéquates grâce à la caractérisation chimique et physique et aux renseignements biologiques disponibles, il convient de procéder à une analyse biologique. L'Annexe technique I donne de plus amples indications sur les analyses biologiques.

5.9 Il est important de s'assurer que les renseignements relatifs aux caractéristiques et à la composition des matériaux à immerger ainsi qu'aux effets potentiels sur la vie marine et sur la santé de l'homme ont une base scientifique adéquate. Dans ce contexte, il est important d'examiner les renseignements relatifs aux espèces réputées présentes dans la zone du site d'élimination ainsi qu'aux effets des matériaux à immerger et de leurs contaminants sur les organismes.

5.10 Les analyses biologiques porteront notamment sur des espèces considérées comme présentant une sensibilité adéquate et comme suffisamment représentatives, et devraient permettre de déterminer, en tant que de besoin:

- a. la toxicité aiguë ;
- b. la toxicité chronique ;
- c. le potentiel de bio-accumulation ; et
- d. le potentiel de dénaturation du goût.

### **Liste des actions**

5.11 La liste des actions est un mécanisme de sélection permettant d'évaluer les propriétés et les constituants des matériaux de dragage, grâce à une série de critères applicables à des substances spécifiques. Il y a lieu de l'exploiter aux fins des décisions de gestion des matériaux de dragage, y compris afin de définir et d'élaborer des mesures de lutte à la source, telles qu'évoquées aux paragraphes 6.1 à 6.3 ci-dessous. Il conviendrait que ces critères tiennent compte de l'expérience acquise quant aux effets potentiels sur la santé de l'homme ou sur le milieu marin.

5.12 Il y a lieu de fixer les niveaux de la liste des actions à l'échelon national ou régional ; ils peuvent éventuellement être déterminés en fonction des teneurs plafonds, des réactions biologiques, de normes de qualité de l'environnement, de critères de flux et d'autres valeurs de référence. Il convient de déduire les critères de l'étude de sédiments présentant des propriétés géochimiques analogues à celles des sédiments à draguer et/ou du système récepteur. Ainsi, suivant la variation naturelle de la géochimie des sédiments, il peut s'avérer nécessaire d'élaborer des séries individuelles de critères pour la zone dans laquelle le dragage ou l'élimination est réalisé(e). Pour pouvoir apprécier les possibilités d'harmonisation ou de consolidation des critères ci-dessus évoqués, les Parties contractantes sont priées de faire connaître à la Commission OSPAR, par le biais du BDC, les critères qu'elles auront adoptés, ainsi que la base scientifique de leur élaboration et de leur raffinement.

5.13 La liste des actions peut stipuler un plafond et un plancher, déterminant trois possibilités :

- a. les matériaux contenant des contaminants spécifiés ou suscitant des réactions biologiques d'un niveau supérieur aux plafonds pertinents seront en général considérés comme ne se prêtant pas à une élimination en mer ;
- b. les matériaux contenant des contaminants spécifiés ou suscitant des réactions biologiques d'un niveau inférieur aux planchers pertinents seront en général considérés comme présentant peu de danger pour l'environnement en cas d'élimination en mer ; et
- c. les matériaux de qualité intermédiaire feront l'objet d'une évaluation plus approfondie avant que l'on puisse déterminer s'ils se prêtent à une élimination en mer.

5.14 Des niveaux d'action sont établis au moins pour les déterminants figurant sur la liste primaire figurant à l'annexe technique I.

5.15 Si des matériaux de dragage sont éliminés en mer alors que le plafond d'un ou plusieurs des critères est dépassé, la Partie contractante en question :

- a. s'il y a lieu, définit et élabore des mesures de lutte à la source, afin que les critères soient respectés - voir paragraphes 6.1 - 6.2 ci-dessous ; et
- b. applique des techniques de gestion de l'élimination, y compris des méthodes de confinement ou de traitement, afin d'atténuer l'impact de l'opération d'immersion sur le milieu marin ; voir paragraphes 8.3 - 8.4 ci-dessous ; et
- c. rend compte du fait au Secrétariat, en indiquant par ailleurs la raison pour laquelle l'élimination a été autorisée, conformément au formulaire de rapport annuel sur les permis d'immersion accordés.

## **6 Evaluation des sources de contaminants et lutte contre ces sources**

6.1 La contamination des sédiments marins, estuariens et côtiers, que ce soit par suite d'apports historiques ou d'apports actuels, pose un problème permanent pour la gestion des matériaux de dragage. Il y aurait lieu d'accorder une haute priorité à la détermination des sources, à la réduction et à la prévention de toute contamination ultérieure des sédiments, les efforts déployés à cet effet devant viser tant les sources ponctuelles que les sources diffuses. La réussite des stratégies de prévention exige une collaboration entre les organismes nationaux chargés de la lutte contre les sources ponctuelles et diffuses de contamination.

6.2 Dans l'élaboration et la mise en oeuvre de la stratégie de lutte contre la contamination à la source, il convient que les organismes compétents tiennent compte des éléments suivants :

- a. nécessité de poursuivre le dragage ;
- b. dangers présentés par les contaminants et contributions relatives des différentes sources à ces dangers ;
- c. programmes en place de lutte contre les sources, et autres règlements ou dispositions juridiques ;
- d. critères des meilleures techniques disponibles (BAT) et de la meilleure pratique environnementale tels que définis dans l'appendice 1 de la Convention OSPAR 1992, entre autres, en ce qui concerne la faisabilité technique et économique ;
- e. évaluation de l'efficacité des mesures prises ; et
- f. conséquences de l'absence de mesures de réduction des contaminants.

6.3 Dans les cas où il y a eu contamination historique ou encore où les mesures de lutte ne sont pas d'une efficacité telle qu'elles permettent de ramener la contamination à un niveau acceptable, des techniques de gestion de l'élimination, faisant appel notamment à des méthodes de confinement ou de traitement, sont susceptibles d'être nécessaires - voir paragraphes 8.3 et 8.4 ci-dessous.

## **7 Echantillonnage des matériaux de dragage**

### **Echantillonnage aux fins de la délivrance d'un permis d'immersion**

7.1 On sera amené à procéder à des analyses et à des essais (voir Annexe technique 1) sur les matériaux de dragage non exemptés en vertu du paragraphe 5.3, ceci afin de se procurer suffisamment d'éléments d'information pour juger si le permis doit être accordé ou non. Le jugement et la connaissance des conditions locales jouent un rôle fondamental dans le choix des informations concernant telle ou telle opération.

7.2 On procédera à une étude *in situ* de la zone à draguer. La distribution et la profondeur de l'échantillonnage doivent refléter la taille et la profondeur de la zone à draguer, le volume à draguer et la variabilité probable dans la distribution horizontale et verticale des contaminants. On prélèvera des carottes là où la profondeur du dragage et où la distribution verticale probable des contaminants le justifient, faute de quoi un prélèvement par benne preneuse est considéré comme adéquat. Un échantillonnage à partir d'une péniche est déconseillé.

7.3 Le tableau ci-après donne des indications sur le nombre de stations d'échantillonnage nécessaires afin d'obtenir des résultats représentatifs si l'on présume que les sédiments de la région à draguer sont raisonnablement uniformes :

<b>Volume dragué [m<sup>3</sup>]</b>	<b>Nombre de stations</b>
Jusqu'à 25 000	3
25 000 à 100 000	4 - 6
100 000 à 500 000	7 - 15
500 000 à 2 000 000	16 - 30
> 2 000 000	10 de plus par million de m <sup>3</sup> supplémentaire

Le nombre de stations d'échantillonnage peut aussi être déterminé en fonction de la zone à draguer. Il doit aussi tenir compte des caractéristiques d'échange de la zone ; le nombre d'échantillons nécessaires peut être plus important dans les zones fermées et semi-fermées que dans les zones ouvertes.

7.4 Normalement, les échantillons prélevés à chaque station doivent être analysés séparément. Toutefois, si de toute évidence la texture des sédiments est homogène, il se peut qu'il soit possible d'analyser des échantillons composites prélevés à deux stations d'échantillonnage adjacentes ou plus, simultanément, sous réserve que l'on prenne soin de faire en sorte que les résultats permettent d'en déduire des moyennes de teneurs en contaminants qui soient valides. Les échantillons d'origine doivent cependant être conservés jusqu'à ce que la procédure d'octroi du permis ait été menée à bien, ceci dans l'éventualité où de nouvelles analyses s'avèreraient nécessaires.

### **Fréquence des échantillonnages**

7.5 Si les résultats des analyses prouvent que le matériau est pour l'essentiel "propre", il n'est pas nécessaire que l'intensité des études faites dans la même zone soit supérieure à 3 ans, sous réserve qu'il n'y ait aucune indication d'une détérioration de la qualité des matériaux.

7.6 Il se peut qu'il soit possible, au vu des résultats de l'étude initiale, de réduire soit le nombre de stations d'échantillonnage, soit le nombre de paramètres, tout en obtenant suffisamment de renseignements aux fins de la délivrance du permis. Si un programme d'échantillonnage ainsi réduit ne confirme pas les analyses antérieures, l'étude initiale doit être intégralement réitérée. Si l'on réduit le nombre de paramètres à doser, une nouvelle analyse de tous les paramètres énumérés sur la liste est conseillée à intervalles de 5 ans.

7.7 Dans les zones où les sédiments ont tendance à présenter de hauts degrés de contamination, l'analyse de tous les paramètres pertinents doit être fréquente et liée à la procédure de renouvellement du permis.

## **8 Evaluation des options d'élimination**

8.1 Les résultats de la caractérisation physique/chimique/biologique permettront de savoir si, en principe, les matériaux de dragage se prêtent à une élimination en mer. Dans les cas où l'élimination en mer est considérée comme une option acceptable, il n'en est pas moins important, compte tenu de la valeur des matériaux de dragage comme ressource potentielle, de se pencher sur les modes de valorisation éventuels.

### **Usages bénéfiques et possibilités de méthodes d'élimination**

8.2 Il existe un vaste éventail de modes de valorisation, qui dépendent des caractéristiques physiques et chimiques du matériau. D'une façon générale, une caractérisation effectuée conformément aux présentes lignes directrices devrait suffire à trouver, parmi les formes possibles d'exploitation, une utilisation qui convienne aux matériaux considérés à savoir notamment :



- a. *Valorisation technique* - récupération de terres sur la mer, amélioration des terres, remblayage des plages, bermes en haute mer, matériau de recouvrement et de remblai ;
- b. *Valorisation dans l'agriculture et les produits* - aquaculture, matériau de construction, matériau de revêtement, et
- c. *Amélioration de l'environnement* - restauration et création de terrains marécageux, d'habitats terrestres, d'îlots de nidification et de pêcheries.

Les aspects techniques des modes de valorisation sont bien connus et décrits dans la bibliographie - voir partie bibliographique.

## **Options applicables aux matériaux dont les seuils dépassent les plafonds des critères**

8.3 Lorsque les caractéristiques des déblais de dragage sont telles que leur élimination normale en mer ne pourrait satisfaire aux dispositions de la Convention OSPAR 1992, il conviendra d'envisager un traitement ou d'autres options de gestion. Ces options peuvent être mises en œuvre afin de réduire ou de maîtriser les impacts en les ramenant à un niveau tel qu'ils ne présentent pas de risque intolérable pour la santé de l'homme, n'entraînent pas d'atteinte aux ressources vivantes ou aux agréments, ou n'entravent pas les utilisations légitimes de la mer.

8.4 Un traitement, tel que la séparation des fractions contaminées, peut rendre des matériaux de dragage aptes à une valorisation et doit être envisagé avant d'opter pour l'élimination en mer. Les techniques de gestion de l'élimination, visant à réduire ou maîtriser les impacts, peuvent consister, par exemple, à déposer les matériaux sur le fond marin à les enfouir dans le sous-sol marin puis à les recouvrir de sédiments propres, ou à utiliser des méthodes permettant de confiner les déblais de dragage à l'état stable. Les documents publiés par la PIANC donnent des conseils sur le traitement des matériaux de dragage contaminés - voir bibliographie.

## **9 Sélection de la zone d'immersion en mer**

9.1 Le choix d'une zone d'immersion en mer ne suppose pas seulement la prise en considération de paramètres de caractère écologique, mais également l'examen de la faisabilité économique et pratique. Dans ce choix, on veillera à ce que l'élimination des matériaux de dragage ne porte pas atteinte aux utilisations commerciales et économiques légitimes du milieu marin, ne dévalue pas celles-ci ni ne produit des effets indésirables sur les écosystèmes marins vulnérables.

9.2 Pour pouvoir évaluer un site d'immersion en mer, il convient de connaître les éléments suivants, en tant que de besoin :

- a. caractéristiques physiques, chimiques et biologiques du fond marin (par exemple, topographie, conditions d'oxydoréduction, matière vivante benthique) ;
- b. caractéristiques physiques, chimiques et biologiques de la colonne d'eau (par exemple, hydrodynamiques, oxygène dissous, espèces pélagiques) ; et
- c. proximité :
  - (i) de zones d'intérêt esthétique ou de grande importance culturelle ou historique ;
  - (ii) de zones présentant une importance scientifique ou biologique particulière ;
  - (iii) de zones de loisirs ;
  - (iv) de zones de pêche de subsistance, de pêche commerciale et de pêche sportive ;
  - (v) de zones de frai, de repeuplement et de reproduction de poissons, de crustacés et de mollusques ;
  - (vi) de voies de migration d'organismes marins ;
  - (vii) de couloirs de navigation ;
  - (viii) de zones militaires interdites ;

- (ix) anciennes zones d'immersion des munitions ;
- (x) d'utilisations techniques des océans, telles que câbles sous-marins, pipelines, etc.

Ces renseignements peuvent être obtenus auprès de sources existantes, et être complétés lorsque nécessaire par une étude sur le terrain.

9.3 Les renseignements sur les caractéristiques de la zone d'immersion en mer, telles que mentionnées ci-dessus, sont nécessaires à la détermination du devenir et des effets probables des matériaux immergés. Les conditions physiques au voisinage du site d'immersion en mer déterminent le transport et le devenir des matériaux de dragage. Les conditions physico-chimiques peuvent être exploitées afin d'évaluer la mobilité et la biodisponibilité des constituants chimiques des matériaux. A leur tour, le caractère et la répartition de la communauté biologique et la proximité, par rapport au site d'immersion en mer, de ressources marines et d'agrément, déterminent la nature des effets probables. Une étude approfondie permettra de déterminer les processus environnementaux susceptibles d'entraîner les déblais à l'écart du site d'immersion en mer. L'influence de ces processus peut être réduite grâce à l'imposition de conditions dont les permis sont assortis.

9.4 Dans certains cas, une immersion peut accentuer les effets persistants attribuables aux apports de contaminants aux zones côtières, apports dus aux eaux de ruissellement, aux rejets d'origine terrestre et aux apports atmosphériques, à l'exploitation des ressources et au transport maritime. On considérera les contraintes préexistantes qui s'exercent ainsi sur les communautés biologiques comme faisant partie intégrante de l'évaluation des effets potentiels de l'immersion. Il convient aussi de prendre en considération la méthode proposée pour l'immersion et les modes d'exploitation futurs potentiels des ressources et des agréments de la zone maritime réceptrice.

9.5 Les éléments d'information tirés des études de ligne de base et de la surveillance dans les zones d'immersion préétablies jouent un rôle important dans le jugement à porter sur toute nouvelle opération d'immersion dans la même zone ou à proximité de celle-ci.

9.6 Sur le plan de l'environnement, le recours à des zones de haute mer, en des points éloignés, constitue rarement une solution souhaitable pour la prévention de la pollution marine par des matériaux de dragage contaminés.

## **10 Evaluation des effets potentiels**

### **Zones d'élimination**

10.1 L'évaluation des effets potentiels doit aboutir à un exposé concis des conséquences probables de l'option d'élimination (autrement dit, l'hypothèse d'impact). Son objet est de constituer une base permettant de fonder la décision d'autorisation ou de refus de l'option d'élimination proposée, ainsi que de définir les dispositions requises en matière de surveillance de l'environnement.

10.2 Il convient que cette évaluation soit fondée sur les caractéristiques des matériaux de dragage et sur les conditions de la zone où l'élimination est proposée. Elle comprend aussi un résumé des effets potentiels sur la santé de l'homme, les ressources vivantes, les agréments et les autres utilisations légitimes de la mer, et définit la nature, les échelles temporelles et spatiales et la durée des impacts probables, à partir d'hypothèses raisonnablement prudentes.

10.3 Pour mettre l'hypothèse au point, il se peut qu'il soit nécessaire de procéder à une étude de ligne de base dans le cadre de laquelle on déterminera non seulement les caractéristiques environnementales, mais aussi la variabilité de l'environnement. Il se peut aussi qu'il soit utile de créer des modèles de transport des sédiments, des modèles d'hydrodynamique et autres, afin de définir les effets éventuels de l'élimination.

10.4 Dans le cas d'une zone de rétention, où les déblais déposés resteront au voisinage de la zone, l'évaluation permettra de définir les limites de la zone qui sera très sensiblement altérée par la présence des matières déposées, ainsi que le degré de gravité éventuelle de ces altérations. A l'extrême, on pourra inclure l'hypothèse selon

laquelle la zone réceptrice immédiate est intégralement étouffée. En pareil cas, il conviendrait de prévoir le délai de récupération ou de recolonisation après que les opérations d'élimination auront pris fin, ainsi que la probabilité d'une recolonisation identique à la structure de la communauté benthique existante ou différente de celle-ci. L'évaluation indiquera la probabilité et l'échelle des impacts résiduels en dehors de la zone première.

10.5 Dans le cas d'une zone de dispersion, l'évaluation définira notamment la zone qui sera probablement altérée à court terme par l'opération d'immersion proposée (autrement dit, le proche terrain), et le degré de gravité des transformations correspondantes dans cet environnement récepteur immédiat. Elle indiquera aussi l'ampleur probable du transport à long terme de matières au départ de cette zone et ce que ce flux représente par rapport aux flux de transport existants dans la zone, ce qui permettra de donner des indications sur l'échelle et la gravité probables des effets à long terme et à distance.

10.6 Le cas échéant, la "Directive du Conseil 97/11/EC du 3 mars 1997, amendant la Directive 85/337/CEE sur l'évaluation des effets de certains projets publics et privés sur l'environnement" de la Communauté européenne, qui exige des évaluations d'impact environnemental en cas d'opérations de dragage d'équipement (et, à titre facultatif, de dragage d'entretien) devrait être prise en compte lors de l'évaluation des impacts potentiels de l'élimination des matières draguées. Le cas échéant, la Directive de l'UE sur les habitats (92/43/CEE) peut requérir une évaluation appropriée et la Directive de l'UE sur les décharges (99/31/CE) et la Directive cadre sur l'Eau (2000/60/CE) peuvent avoir des incidences pour les opérations de dragage et d'élimination.

## **Nature de l'impact**

10.7 Tous les déblais de dragage ont un impact physique important au point d'immersion. Cet impact se caractérise par un recouvrement du lit de la mer, ainsi que par une augmentation localisée des teneurs en matière en suspension. L'impact physique peut être aussi dû à un déplacement vers l'avant du fait de l'action de la houle, de la marée et des courants résiduels, en particulier dans le cas des fractions fines.

10.8 Parmi les conséquences biologiques de ces impacts physiques se trouve l'étouffement des organismes benthiques de la zone d'immersion. Dans certaines conditions relativement rares, l'immersion peut gêner la migration du poisson (c'est le cas, par exemple, de l'impact qu'a une forte turbidité sur les salmonidés des zones estuariennes) ou des crustacés (si, par exemple, le dépôt intervient sur les itinéraires de migration côtière des crabes).

10.9 Il conviendra d'apprécier les effets toxicologiques et de bio-accumulation des constituants des matériaux de dragage. L'élimination des sédiments faiblement contaminés n'est pas dépourvue de risques environnementaux, et exige une étude du devenir et des effets des matériaux de dragage et de leurs constituants. Les substances présentes dans les matériaux de dragage peuvent subir des modifications physiques, chimiques et biochimiques lorsqu'elles pénètrent dans le milieu marin, et ces modifications doivent être considérées à la lumière du sort éventuel et des effets potentiels des matériaux. Il convient par ailleurs de tenir compte du fait que l'élimination en mer de certaines substances peut bouleverser les capacités sensorielles du poisson, et peut masquer des caractéristiques naturelles de l'eau de mer ou des flux tributaires, ce qui peut désorienter les espèces migratoires, qui ne peuvent ainsi par exemple trouver les zones de frai ou des zones où s'alimenter.

10.10 Dans les eaux relativement fermées, comme c'est le cas des estuaires et des fjords, les sédiments à haute teneur en substances chimiques ou à forte demande biologique en oxygène (par exemple riches en carbone organique) sont susceptibles de porter atteinte au régime de l'oxygène du milieu récepteur, tandis que les sédiments à haute teneur en nutriments peuvent avoir une forte influence sur les flux de nutriments.

10.11 L'une des conséquences physiques importantes des opérations d'immersion des matériaux de dragage tient à l'atteinte portée aux activités de pêche, et, dans certains cas, à la navigation et aux agréments. Ces problèmes sont parfois aggravés lorsque les caractéristiques des sédiments présents dans les matériaux de dragage sont très différentes de celles des sédiments ambiants, ou lorsque les matériaux de dragage sont pollués par des débris portuaires volumineux tels que poutres en bois, ferraille, morceaux de câble, etc.

10.12 Il convient de prendre particulièrement garde aux matériaux de dragage contenant des quantités significatives d'hydrocarbures ou autres substances ayant tendance à flotter après avoir été resuspendus dans la colonne d'eau. Ces matériaux ne doivent pas être immergés dans des conditions non plus qu'en un point pouvant aboutir à une gêne de la pêche, de la navigation, des agréments et autres modes de valorisation du milieu marin.

## **11. Délivrance des permis**

11.1 Si l'élimination en mer est l'option sélectionnée, un permis autorisant cette opération doit être délivré à l'avance. Dès lors qu'elle délivre un permis, l'autorité compétente accepte l'impact immédiat des déblais de dragage dans les limites de la zone d'immersion, impact qui peut prendre la forme d'altérations de l'environnement local, physique, chimique et biologique. Nonobstant ces conséquences, les conditions sous lesquelles un permis d'élimination en mer est délivré seront telles que la modification de l'environnement au-delà des limites de la zone d'immersion se situe à un niveau aussi inférieur que possible aux limites acceptables en matière de modification de l'environnement. Le permis d'immersion doit être assorti de conditions qui permettent de veiller en outre à ce que la perturbation de l'environnement et le préjudice qui lui est causé soient réduits au minimum et à ce que les avantages pour l'environnement soient maximisés.

11.2 Le permis est un instrument important pour la gestion de l'élimination des déblais de dragage en mer; il définit les conditions dans lesquelles l'élimination en mer peut avoir lieu, tout en constituant un cadre permettant d'apprécier la conformité aux conditions et de faire en sorte qu'elles soient respectées.

11.3 Les conditions dont le permis est assorti doivent être libellées en termes simples et dénués d'ambiguïté et être conçus de telle sorte que :

- a. seuls les déblais ayant été caractérisés et jugés acceptables aux fins d'une élimination en mer, sur la base de l'évaluation d'impact, soient immergés ;
- b. les déblais soient évacués dans la zone d'immersion sélectionnée ;
- c. toutes les techniques voulues de gestion de l'élimination, définies lors de l'analyse d'impact, soient appliquées ; et
- d. les dispositions prescrites en matière de surveillance soient respectées et que les résultats soient communiqués à l'autorité ayant délivré le permis.

### **Gestion de l'opération d'élimination**

11.4 S'il y a lieu, il convient que les navires chargés des immersions soient équipés d'appareillages de localisation précis. On contrôlera régulièrement les navires chargés d'immersions ainsi que les opérations d'immersion elles-mêmes, de manière à s'assurer que les critères fixés par le permis d'élimination sont bien respectés et que l'équipage est conscient des responsabilités qui lui incombent en vertu du permis. On contrôlera les livres du navire et les appareillages automatiques de surveillance et d'indication (p.ex. boîtes noires), dans la mesure où le navire en est équipé, de manière à veiller à ce que l'élimination ait bien lieu dans la zone stipulée pour l'immersion.

11.5 Le présent chapitre traite des techniques de gestion destinées à minimiser les effets physiques de l'élimination des matériaux de dragage. La clef de voûte de la gestion est le choix judicieux de la zone ainsi qu'une appréciation des conflits avec d'autres intérêts et activités. De plus, il convient de choisir des méthodes adéquates de dragage et d'élimination, de manière à minimiser les effets sur l'environnement. Des indications sont données à cet égard dans l'Annexe technique III.

11.6 Dans la plupart des cas, le recouvrement d'une zone relativement de petite dimension du lit de la mer est considéré comme le prix à payer sur le plan environnemental pour l'immersion en question, Pour éviter une utilisation excessive de l'ensemble du fond marin, on limitera le nombre de zones dans toute la mesure du possible, et chacune des zones fera l'objet d'une utilisation maximum sans pour autant porter atteinte à la navigation.

11.7 Les effets peuvent être minimisés en faisant en sorte que, dans toute la mesure du possible, les sédiments et les matériaux de dragage soient analogues à ceux de la zone réceptrice. Localement, les impacts peuvent être réduits plus encore si la zone de sédimentation est naturellement sujette à un bouleversement physique. Dans les zones à faible dispersion naturelle ou dans laquelle la dispersion n'a guère de chances d'être forte, et lorsqu'il s'agit d'un matériau de dragage raisonnablement propre et à granulométrie fine, il peut être utile de faire appel à une stratégie d'élimination délibérément dispersive pour prévenir ou réduire le recouvrement, en particulier dans le cas des zones de petite dimension.

11.8 Le taux de sédimentation du matériau de dragage peut être un important paramètre car il a souvent une forte influence sur les impacts dans la zone d'immersion. Il se peut donc qu'il faille le réguler de manière à ce que les objectifs de gestion de l'environnement de la zone ne soient pas dépassés.

11.9 D'autre part, le remblaiement des fosses naturelles, le recouvrement délibéré ou la décharge contrôlée des matériaux de dragage peuvent, dans certaines conditions, éviter de gêner la pêche ou d'autres activités légitimes.

11.10 Il se peut qu'il faille imposer des restrictions temporaires aux opérations d'immersion, comme par exemple des restrictions au moment des marées, ou des restrictions saisonnières, afin d'éviter de gêner la migration, le frai ou la pêche saisonnière. Pour réduire l'impact que la matière en suspension a en dehors des zones d'activité commerciale dans les estuaires, et atténuer ainsi l'impact que les immersions ont sur le poisson migrateur, l'on s'est servi de tamis à limon. Toutefois, ces tamis se sont avérés difficiles à utiliser efficacement.

## 12 Surveillance

12.1 Sur le plan de l'élimination des matériaux de dragage, la surveillance est définie comme l'ensemble des mesures prélevées afin de s'assurer que les prescriptions dont le permis est assorti sont respectées, ainsi que de déterminer l'état de la zone réceptrice et les modifications par rapport à cet état, ceci afin de pouvoir apprécier l'hypothèse d'impact sur la base de laquelle la délivrance d'un permis d'immersion a été approuvée.

12.2 Dans de nombreuses zones, l'élimination des matériaux de dragage a des chances d'avoir des effets identiques et il serait difficile de justifier (par des critères scientifiques ou économiques) la surveillance de toutes les zones, et notamment de celles qui reçoivent de petites quantités de matériaux. Il est donc préférable, et plus rentable, de se concentrer sur une étude approfondie de quelques zones judicieusement choisies (p.ex., de zones sujettes à de gros apports de matériaux de dragage) et d'acquies ainsi une meilleure compréhension des processus et des effets.

12.3 Il peut en général être présumé que des indications adéquates des conditions préexistantes (autrement dit, avant l'élimination) dans la zone réceptrice figurent d'ores et déjà dans la demande de permis d'immersion.

12.4 L'hypothèse d'impact constitue la base de la définition du programme de surveillance. Le programme de mesures doit être conçu de manière à permettre de déterminer si les modifications subies par le milieu récepteur se situent dans les limites prévues. Lors de la conception d'un programme de surveillance, il est impératif de répondre aux questions ci-après :

- a. quelles hypothèses vérifiables peuvent-elles être tirées de l'hypothèse d'impact ?

- b. quelles mesures (type, emplacement, fréquence, exigences de performance), sont nécessaires afin de vérifier ces hypothèses ?
- c. quelle doit être l'échelle temporelle et spatiale des mesures ?
- d. comment les données doivent-elles être traitées et interprétées ?

12.5 L'autorité chargée de la délivrance des permis est encouragée à tenir compte des résultats des travaux de recherche pertinents pour la conception et la modification des programmes de surveillance. Les mesures doivent être conçues afin de déterminer :

- a. si la zone d'impact diffère de celle qui était prévue ; et
- b. si l'ampleur des modifications en dehors de la zone d'impact se situe dans les limites de l'échelle prévue.

Il est possible de répondre à la première de ces questions en mettant au point une série de mesures dans l'espace et dans le temps, mesures qui circonscrivent la zone d'impact prévue afin de s'assurer que, sur le plan spatial, l'échelle prévue des modifications n'est pas dépassée. On peut répondre à la deuxième question en prélevant des mesures permettant de connaître l'ampleur des modifications intervenant en dehors de la zone d'impact après l'opération d'élimination. Fréquemment, cette dernière série de mesures ne pourra être basée que sur une hypothèse nulle - autrement dit, une hypothèse selon laquelle aucune modification significative ne peut être décelée.

## Rétroaction

12.6 Les renseignements recueillis grâce à la surveillance de terrain (ou à d'autres recherches connexes) peuvent être exploités :

- a. pour modifier le programme de surveillance sur le terrain ou y mettre fin ;
- b. pour modifier ou annuler le permis ; et
- c. pour affiner les critères sur la base desquels sont examinées les demandes de permis d'immersion en mer de matériaux de dragage.

12.7 L'on mettra sur pied des exposés concis sur les opérations de surveillance. Les rapports indiqueront les mesures faites, les résultats obtenus et on comparera ces données aux objectifs de la surveillance. La fréquence des rapports dépendra de l'échelle de l'activité d'élimination et de l'intensité de la surveillance.

## 13 Notification

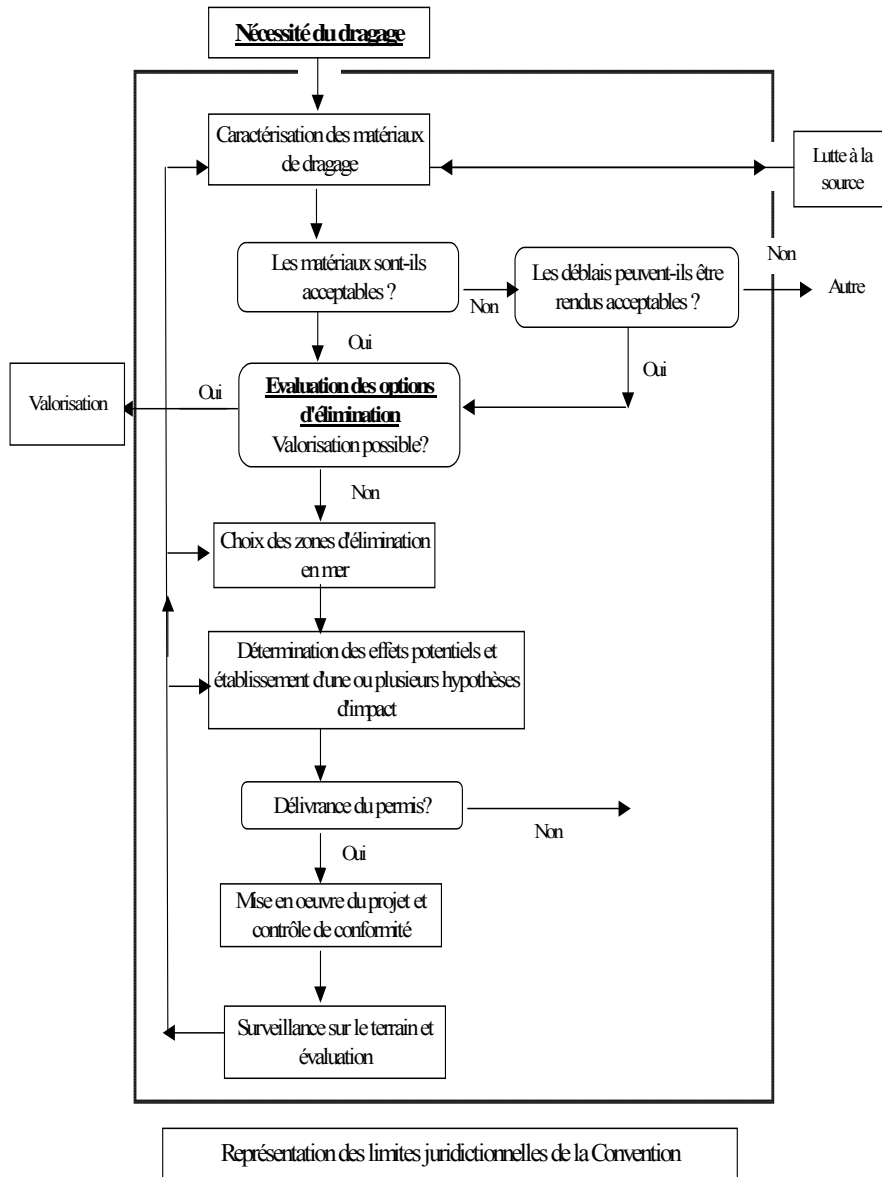
13.1 La Convention OSPAR 1992 porte que les permis émis et les quantités de matériaux de dragage immergés avec les contaminants qui y sont associés, doivent être notifiés - voir paragraphe 3.4 ci-avant. Le processus de caractérisation est conçu pour se procurer les renseignements nécessaires aux fins des permis. Cependant, il permet aussi de se renseigner sur la contribution des matériaux de dragage à l'ensemble des apports et, pour l'heure, la caractérisation est considérée comme la seule stratégie qui permette de réaliser cet objectif. Il est présumé que les matériaux exemptés d'analyse ne représentent que des apports insignifiants de contaminants, et que par conséquent, il est inutile de calculer ou de rendre compte des charges en contaminants. On se reportera au paragraphe 3.4 pour tous renseignements sur les bases de la notification exigée.

13.2 On communiquera, en même temps que les données sur les contaminants, des informations sur les méthodes de dosage et sur l'assurance de qualité des analyses de matières immergées, comme le demande le formulaire de notification (voir Accord OSPAR n° 2004-05).

13.3 Les Parties contractantes renseigneront aussi le Secrétariat sur leurs opérations de surveillance, et remettront des rapports lorsque ceux-ci sortiront.

# 14. Figure 1

Etapes à envisager lors de l'évaluation des demandes de permis d'élimination en mer.



## **Information de fond et bibliographie complémentaire relatives aux lignes directrices OSPAR sur la gestion des matériaux de dragage**

EPA/CE, 1992. Evaluating Environmental Effects of Dredged Material Management Alternatives - A Technical Framework, EPA 842-B-92-008.

International Association of Dredging Companies (IADC)/Central Dredging Association (CEDA), 1997. Environmental Aspects of Dredging, Guide 2a: Conventions, Codes and Conditions: Marine Disposal.

International Association of Dredging Companies (IADC)/Central Dredging Association (CEDA), 1997. Environmental Aspects of Dredging. Guide 3 (Investigation, Interpretation and Impact). ISBN 90-75254-08-3.

International Association of Dredging Companies (IADC)/Central Dredging Association (CEDA), 1998. Environmental Aspects of Dredging, Guide 4: Machines, Methods and Mitigation

International Association of Dredging Companies (IADC)/Central Dredging Association (CEDA), 1999. Environmental Aspects of Dredging, Guide 5: reuse, Recycle or Relocate.

PIANC, 1992. Beneficial Uses of Dredged Material: A Practical Guide, Report of Working Group No. 19.

PIANC, 1996. Handling and Treatment of Contaminated Dredged Material from Ports and Inland Waterways, Report of Working Group No. 17 of the Permanent Technical Committee 1 - Supplement to PIANC Bulletin No. 89.

PIANC, 1997. Dredged Material Management Guide. Special Report of the Permanent Environmental Commission – Supplement to Bulletin no. 96.

PIANC, 1998. Handling and Treatment of Contaminated Dredged material from Ports and Inland Waterways, Vol. 2., Report of Working Group No. 17 of the Permanent Technical Committee 1.

PIANC, 1999. Management of Aquatic Disposal of Dredged Material. Report of ENVICOM Working Group 1 of the Permanent Environmental Commission.



## Normes d'analyse aux fins de l'étude des matériaux de dragage

1. La présente annexe fait état des normes d'analyse nécessaires à l'application des paragraphes 5.5 à 5.10 des lignes directrices OSPAR sur la gestion des matériaux de dragage.
2. Une méthode divisée en plusieurs niveaux est recommandée pour les analyses. A chacun des niveaux, il conviendra de savoir si l'on dispose d'un volume suffisant d'informations pour pouvoir prendre une décision de gestion, ou si de nouvelles analyses s'imposent.
3. A titre de préliminaire au plan d'analyse à plusieurs niveaux, les renseignements visés au paragraphe 5.4 des lignes directrices doivent être disponibles. En l'absence de sources de pollution appréciable, et si la détermination visuelle des caractéristiques des sédiments conduit à conclure que le matériau de dragage répond à l'un des critères de dérogation stipulés au paragraphe 5.3 des lignes directrices, il n'est pas nécessaire de procéder à de plus amples analyses. Cependant, s'il est envisagé d'exploiter tout ou partie du matériau de dragage à d'autres fins, il est en général nécessaire, pour pouvoir juger s'il se prête à ces applications, de déterminer à tout le moins certaines des propriétés physiques du matériau, telles qu'indiquées au niveau I.
4. Les niveaux se présentent comme suit :
  - détermination des propriétés physiques
  - détermination des propriétés chimiques
  - détermination des propriétés et des effets biologiques.

Une série de renseignements complémentaires, dépendant des conditions locales, peut être exploitée afin de développer chacun des niveaux (cf. paragraphe 5.6 des lignes directrices).

5. A chacun des niveaux de la procédure d'étude, il est impératif de tenir compte de la méthode d'analyse. L'analyse doit être effectuée sur le sédiment entier (< 2 mm) ou sur une fraction à granulométrie fine. Si l'analyse est effectuée sur une fraction à granulométrie fine, il serait adéquat de convertir les résultats en teneurs dans les sédiments entiers (< 2 mm) afin de déterminer les charges totales des matériaux de dragage. Pour des informations complémentaires, veuillez consulter les lignes directrices JAMP relatives à la surveillance des contaminants dans les sédiments (p.ex. stockage et prétraitement des échantillons, méthodes d'analyse, contrôle de qualité des analyses)
6. La composition physique des échantillons, et par conséquent leurs propriétés chimiques et physiques, peut être fortement influencée par le choix des points d'échantillonnage, par la méthode d'échantillonnage et par la manipulation des échantillons. Ces influences éventuelles seront prises en considération lors de l'appréciation des données.

## Niveau I : PROPRIETES PHYSIQUES

Les analyses physiques sont importantes car elles permettent de savoir comment les sédiments peuvent se comporter pendant les opérations de dragage et d'élimination, ainsi que si des analyses chimiques et/ou biologiques s'imposeront ultérieurement. Il est vivement recommandé de déterminer les éléments suivants :

Paramètre	Indiquant
<ul style="list-style-type: none"><li>granulométrie (par laser ou tamis)</li><li>pourcentage de solides (matière sèche)</li></ul>	<ul style="list-style-type: none"><li>Cohérence, vitesse de sédimentation/potentiel de resuspension, potentiel d'accumulation des contaminants</li></ul>
<ul style="list-style-type: none"><li>densité/gravité spécifique</li></ul>	<ul style="list-style-type: none"><li>Consolidation du matériau déposé, volume <i>in situ</i></li></ul>
<ul style="list-style-type: none"><li>matière organique (sous forme de carbone organique total)</li></ul>	<ul style="list-style-type: none"><li>Potentiel d'accumulation de substances organiques associées</li></ul>

Lorsqu'il est envisagé de recycler le matériau de dragage, il est en général aussi nécessaire de connaître les propriétés techniques du matériau, p.ex. sa perméabilité, ses caractéristiques de sédimentation, sa plasticité et sa minéralogie.

## Niveau II : PROPRIETES CHIMIQUES

### Liste primaire

Les métaux traces suivants seront dosés dans tous les cas :

Cadmium (Cd)      Cuivre (Cu)      Mercure (Hg)      Zinc (Zn)  
Chrome (Cr)      Plomb (Pb)      Nickel (Ni)

Il convient par ailleurs de doser les composés organiques/organométalliques suivants :

- congénères des polychlorobiphényles suivants - N° IUPAC 28, 52, 101, 118, 138, 153 et 180 (CIEM 7) ;
- hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). ΣHAP9 est la somme des HAP suivants : anthracène ; benzo[a]anthracène ; benzo[ghi]perylène ; benzo[a]pyrène ; chrysène ; fluoranthène ; indéno[1,2,3-cd]pyrène ; pyrène ; phénanthrène ;
- Composés de tributyl étain et produits de leur dégradation ;
- Arsenic.

Comme besoin minimum, on établira des niveaux d'action nationale pour les éléments primaires indiqués ci-dessus.

Cependant, le dosage des PCB, des HAP ainsi que des composés de tributyl étain et des produits de leur dégradation n'est pas nécessaire si :

- a) les informations tirées d'études antérieures suffisent à prouver qu'il n'y a pas de contamination (cf. paragraphes 7.5 à 7.7 des lignes directrices OSPAR sur la gestion des matériaux de dragage) ; ou
- b) - qu'il n'y pas de sources significatives (ponctuelles ou diffuses) de contamination ni d'apports historiques ; et  
- que les sédiments sont pour l'essentiel grossiers ; et  
- que la teneur en carbone organique total est faible.

Lorsque l'on dose les PCB, les renseignements relatifs à chacun des congénères inscrits sur la liste primaire du CIEM doivent être communiqués à la Commission.

### Liste secondaire

Selon les informations sur les sources de contamination (sources ponctuelles ou diffuses), ou sur les apports historiques, d'autres paramètres sont susceptibles de devoir être mesurés, comme par exemple :

autres chlorobiphényles <sup>2</sup>	pesticides organochlorés	Hydrocarbures de pétrole
pesticides organophosphorés	autres composés organostanniques	polychlorodibenzodioxines (PCDD)/ polychlorodibenzofuranes (PCDF)
autres agents antisalissures		

Pour choisir les contaminants organiques à doser, on se référera aux listes existantes de substances prioritaires, telles que celles d'OSPAR<sup>3</sup> et de l'Union européenne<sup>4</sup>.

### Normalisation

Il est conseillé, pour obtenir des comparaisons plus fiables des teneurs en contaminants présents dans les matériaux de dragage et dans les sédiments sur les lieux de l'élimination ou des sites de référence, ainsi que des niveaux d'action, d'appliquer des teneurs normalisées en contaminants. Pour que les comparaisons soient valides, la méthode de normalisation (voir annexe technique II) appliquée par une autorité réglementaire doit être uniforme.

### Techniques d'analyse

En ce qui concerne les techniques d'analyse recommandées, on se référera aux annexes techniques des lignes directrices du JAMP relatives à la surveillance (cf. OSPAR 1997) et aux méthodes ISO/EN, en ce qui concerne les techniques d'analyse recommandées.

## Niveau III : PROPRIETES ET EFFETS BIOLOGIQUES

Dans un grand nombre de cas, les propriétés physiques et chimiques ci-dessus évoquées ne permettent pas de mesurer directement l'impact biologique. De plus, elles ne permettent pas non plus de déterminer tous les bouleversements physiques ni les constituants associés aux sédiments présents dans le matériau de dragage. Si les impacts potentiels du matériau de dragage devant être immergé ne peuvent être jugés convenablement à partir de la caractérisation chimique et physique, il convient alors de procéder à des mesures biologiques.

Le choix d'une série adéquate de méthodes d'analyse biologique dépend des questions posées, du degré de la contamination de la zone de dragage et de la mesure dans laquelle les méthodes existantes ont été normalisées et validées.

---

<sup>2</sup> cf. Lignes directrices JAMP, relatives à la surveillance des contaminants dans les sédiments

<sup>3</sup> Liste OSPAR de produits chimiques ..... (mise à jour 2003). Numéro de référence: 2003-19

<sup>4</sup> Liste prioritaire de la Directive –cadre de la CE sur l'Eau – ajouter les références les plus récentes)

Pour pouvoir apprécier les résultats des analyses, il convient de mettre au point une méthode d'évaluation permettant de savoir s'il y a lieu d'accorder un permis d'élimination en mer. L'extrapolation des résultats des analyses à telle ou telle espèce possédant un niveau plus élevé d'organisation biologique (population, communauté) reste très difficile, et exige une bonne connaissance des combinaisons qui se créent typiquement dans les zones en cause.

#### 1. Analyses biologiques de la toxicité

Les analyses biologiques de la toxicité ont pour principal but d'obtenir des mesures directes des effets de tous les constituants des sédiments agissant de concert, ceci en tenant compte de leur biodisponibilité. Pour classer la toxicité aiguë des sédiments portuaires avant les dragages d'entretien, il suffit souvent, comme outils de sélection, de pratiquer des analyses biologiques sur une brève durée.

- Pour pouvoir apprécier les effets du matériau de dragage, des analyses biologiques de la toxicité aiguë peuvent être effectuées sur de l'eau interstitielle, sur un éluat - ou sur le sédiment entier. D'une manière générale, une série de 2 à 4 analyses biologiques est conseillée, sur des organismes de divers groupes d'espèces (p.ex. crustacés, mollusques, polychètes, bactéries, échinodermes) ;
- Dans la plupart des analyses biologiques, c'est la survie de l'espèce testée qui sert d'étalon en dernier ressort. Les analyses biologiques de la chronicité, avec un étalon sub-léthal (croissance, reproduction, etc.) portant sur une partie significative du cycle de vie de l'espèce testée permettent parfois de prédire de façon plus précise l'impact potentiel des opérations de dragage. Toutefois, les procédures d'analyse normalisées sont encore en cours de mise au point.

Le résultat des analyses biologiques des sédiments peut être indûment influencé par des facteurs autres que les produits chimiques présents dans les sédiments. Des facteurs de confusion, tels que l'ammoniac, l'acide hydrosulfurique, la granulométrie, la teneur en oxygène et le pH doivent par conséquent être déterminés pendant l'analyse.

Des orientations sur le choix des organismes tests appropriés, ainsi que sur l'utilisation et l'interprétation des résultats des analyses biologiques des sédiments, sont données par exemple par l'EPA/CE (1991/1994) et par l'IADC/CEDA (1997), tandis que l'ASTM (1994) donne par exemple des indications sur l'échantillonnage des sédiments destinés aux analyses toxicologiques.

#### 2. Traceurs biologiques :

Les traceurs biologiques permettent parfois d'être avertis à un stade précoce de phénomènes (biochimiques) plus subtils à des niveaux de contamination faibles et persistants. Bien que pour la plupart, les traceurs biologiques soient en cours de mise au point, certains d'entre eux peuvent être exploités systématiquement sur le matériau de dragage (p.ex. un traceur qui mesure la présence de composés analogues aux dioxines - Murk *et al*, 1997) ou sur des organismes recueillis sur le terrain (p.ex. fibres d'ADN et leur cassure chez le poisson plat).

#### 3. Expériences sur le microcosme

Il existe des méthodes d'analyse rapide du microcosme, afin de mesurer la tolérance de la communauté à une substance toxique, comme par exemple sa tolérance à la pollution induite dans une communauté (Pollution Induced Community Tolerance (PICT)) (Gustavson et Wangberg, 1995).

#### 4. Expériences sur le mésocosme

Pour étudier les effets à long terme, des expériences peuvent être faites sur le matériau de dragage présent dans les mésocosmes, par exemple afin d'étudier les effets des HAP sur la pathologie du poisson plat. En raison de la lourdeur des frais qu'elles entraînent et du temps qu'elles prennent, ces expériences ne peuvent être faites aux fins de l'octroi des permis ; elles sont cependant utiles dans les cas où l'extrapolation des analyses *in vitro* aux conditions sur le terrain est complexe ou que les conditions environnementales sont très variables et gênent la détection des effets toxiques en tant que tels. Les résultats de ces expériences sont alors disponibles pour les décisions à prendre dans l'avenir quant aux permis.

## 5. Observation des communautés benthiques sur le terrain

La surveillance des communautés benthiques au voisinage de la zone d'élimination, p.ex. *in situ* (poisson, invertébrés benthiques) permet d'obtenir d'importantes indications sur l'état des sédiments marins, indications qui peuvent être à leur tour exploitées pour les permis ou pour raffiner ceux-ci. Les observations sur le terrain permettent aussi d'avoir une vue approfondie de l'impact combiné du bouleversement physique et de la contamination chimique. Il existe des lignes directrices portant sur la surveillance des communautés benthiques, par exemple celles d'OSPAR, du CIEM et d'HELCOM.

## 6. Autres propriétés biologiques

S'il y a lieu, d'autres mesures biologiques peuvent être pratiquées afin de déterminer, par exemple, le potentiel de bioaccumulation ou de dénaturation du goût.

## **RENSEIGNEMENTS COMPLEMENTAIRES**

Le fait que des renseignements complémentaires soient nécessaires ou non dépend des conditions locales, ces renseignements pouvant cependant constituer un élément essentiel de la décision de gestion. Il peut s'agir par exemple : du potentiel de redox, de la demande en oxygène des sédiments, de l'azote total, du phosphore total, du fer, du manganèse, de la minéralogie ou de paramètres destinés à normaliser les données des contaminants (p.ex. aluminium, lithium, scandium - voir annexe technique II). Il convient aussi de considérer les modifications chimiques ou biologiques que les contaminants sont susceptibles de subir après l'élimination en mer.

## Bibliographie relative à l'annexe technique I

ASTM, 1994. Standard guide for collection, storage, characterisation and manipulation of sediment for toxicological testing. American Society for Testing and Material, Annual Book of Standards. Vol. 11.04, E1391-96.

EPA/CE, 1991. Evaluation of Dredged Material Proposed for Ocean Disposal: Testing Manual EPA-503/8-91/001. US-EPA Office of Water (WH-556F).

EPA/CE, 1994. Evaluation of Dredged Material Proposed for discharge in Waters of the US. Testing Manual (Draft): Inland Testing Manual EPA – 823-B-09-004.

EPA, Office of Water, 2001. Methods for Collection, Storage and Manipulation of Sediments

International Association of Dredging Companies (IADC)/Central Dredging Association (CEDA), 1997. Environmental Aspects of Dredging. Guide 3 (Investigation, Interpretation and Impact). ISBN 90-75254-08-3.

International Maritime Organization (IMO) 2003. Waste Assessment Guidance - Selection and analysis of physical and chemical parameters for the assessment of dredged material quality, Report of the Scientific Group of the LONDON Convention.

IOC - UNEP - IMO, 2000. Global Investigation of Pollution in the Marine Environment (GIPME 2000): Guidance on Assessment of Sediment Quality, Pub. No. 439/00.

Gustavson, K. and Wangberg, S.A.,1995. Tolerance induction and succession in microalgae communities exposed to copper and atrazine. *Aquatic Toxicology*. 32: 283-302.

HELCOM, 1997. Manual for Marine Monitoring in the Cooperative Monitoring in the Baltic Marine Environment (COMBINE Programme) of HELCOM. Part C - Programme for Monitoring of Eutrophication and its Effects. Annex C-4: Directives for sampling and analysis of hydrographic, chemical and biological variables. Annex C-8: Soft bottom macrozoobenthos.

Murk *et al.*, 1996. Chemical-activated luciferase gene expression (CALUX): a novel in vitro bioassay for Ah receptor active compounds in sediments and pore water. *Fund. & Applied Tox.* 33: 149-160.

OSPAR, 1997 (affiché sur le site Web OSPAR)

JAMP Eutrophication Monitoring Guidelines: Benthos - Technical Annex 1 (Hard-bottom macrophytobenthos and hard-bottom macrozoobenthos) - Technical Annex 2 (Soft-bottom macrozoobenthos)

OSPAR, 2002

JAMP Guidelines for Monitoring Contaminants in Sediments (Numéro de référence : 2002-16)

Rees, H.L., C. Heip, M. Vincx and M.M. Parker, 1991. Benthic communities: use in monitoring point-source discharges. ICES Techniques in Marine Environmental Sciences No. 16.

Rumohr, H., 1990. Soft-bottom macrofauna: collection and treatment of samples. ICES Techniques in Marine Environmental Sciences No. 8.

## Normalisation des teneurs en contaminants dans les sédiments

La présente annexe donne des orientations sur l'application des méthodes appliquées pour normaliser les teneurs en contaminants dans les sédiments

### 1. Introduction

La présente annexe constitue un guide des méthodes de normalisation des teneurs en contaminants dans les sédiments. La normalisation est définie ici comme une procédure de correction des teneurs en contaminants au titre de l'influence de la variabilité naturelle de la composition des sédiments (granulométrie, matière organique et minéralogie). Pour la plupart, les substances naturelles et anthropogènes (métaux et contaminants organiques) ont beaucoup plus d'affinités avec la matière en particules fines qu'avec la fraction grossière. Dans ce matériau fin, les constituants tels que la matière organique et les minéraux argileux contribuent à l'affinité avec les contaminants.

La matière fine (inorganique et organique) et les contaminants qui lui sont associés se déposent de préférence dans les zones à faible énergie hydrodynamique, tandis que dans les zones où l'énergie est plus importante, la matière particulaire fine est mélangée aux particules grossières de sédiments qui ne peuvent en général fixer les contaminants. Ce phénomène de dilution donne lieu à des teneurs en contaminants à la fois moindres et variables dans les sédiments qui en résultent. De toute évidence, la granulométrie est l'un des facteurs les plus importants qui jouent sur la distribution des composants naturels et anthropogènes présents dans les sédiments. Il est de ce fait essentiel de normaliser pour compenser les effets de la granulométrie, ceci de manière à créer une base à partir de laquelle on puisse procéder à des comparaisons significatives de la présence de substances dans des sédiments à granulométrie et à texture variables soit dans une zone donnée, soit entre zones, soit encore au fil du temps.

Lorsque l'on analyse le sédiment entier (autrement dit la fraction < 2mm) dans le contexte des études de distribution spatiale, les cartes qui en résultent reflètent directement les sédiments des fonds marins. Toutefois, dans les zones où les distributions granulométriques sont variables, la carte des teneurs en contaminants est étroitement corrélée à la distribution des sédiments à granulométrie fine, et tout effet dû à d'autres sources de contaminants, par exemple les sources anthropiques, est au moins en partie obscurci par les différences granulométriques. De même, dans les études des tendances chronologiques, les différences de distribution granulométrique peuvent obscurcir les tendances. Si les échantillons exploités pour une étude spatiale consistent pour l'essentiel en matériau fin, l'influence de la distribution granulométrique est mineure, et l'on peut probablement n'en pas tenir compte.

### 2. Procédures de normalisation

Deux méthodes de correction au titre de la variabilité de la composition des sédiments sont très répandues :

- a. La normalisation peut être faite en corrélant la teneur en contaminants aux composants qui, dans les sédiments, représentent leur affinité avec les contaminants, en d'autres termes, leur capacité de fixation. Ces co-facteurs sont dits **normalisateurs** (cf. section 4). La normalisation peut être effectuée par de simples ratios contaminants/normalisateurs ou par régression linéaire. Dans une autre méthode, l'on tient compte du fait que dans la structure cristalline de la fraction grossière des sédiments se trouvaient des métaux à des teneurs naturelles avant la normalisation (voir section 5). Des combinaisons de co-facteurs, qu'il est possible de déterminer par une analyse de régression multiple, peuvent être utilisés comme normalisateurs ;
- b. L'isolation de la fraction fine par tamisage (p.ex. <20 µm, <63 µm) peut être considérée comme une normalisation physique visant à réduire les différences de composition granulométrique des sédiments, et est applicable tant aux métaux qu'aux contaminants organiques (Ackermann *et al.*, 1983; Klamer *et al.* 1990). De ce fait, les particules grossières qui en général ne fixent pas les contaminants anthropogènes et qui en diluent les teneurs, sont retirées de l'échantillon. Il est

---

<sup>5</sup> Annexe technique 5 - Normalisation des teneurs en contaminants dans les sédiments - aux lignes directrices JAMP de la surveillance continue des sédiments dans les sédiments

ensuite possible de comparer directement les teneurs en contaminants mesurées dans ces fractions fines. Ultérieurement, les différences qui, dans la composition des sédiments, sont dues à leurs caractéristiques géochimiques qui persistent après le tamisage, peuvent être corrigées plus avant par des co-facteurs. Ainsi, le tamisage est une première et importante étape de la normalisation.

### 3. Contraintes de la normalisation

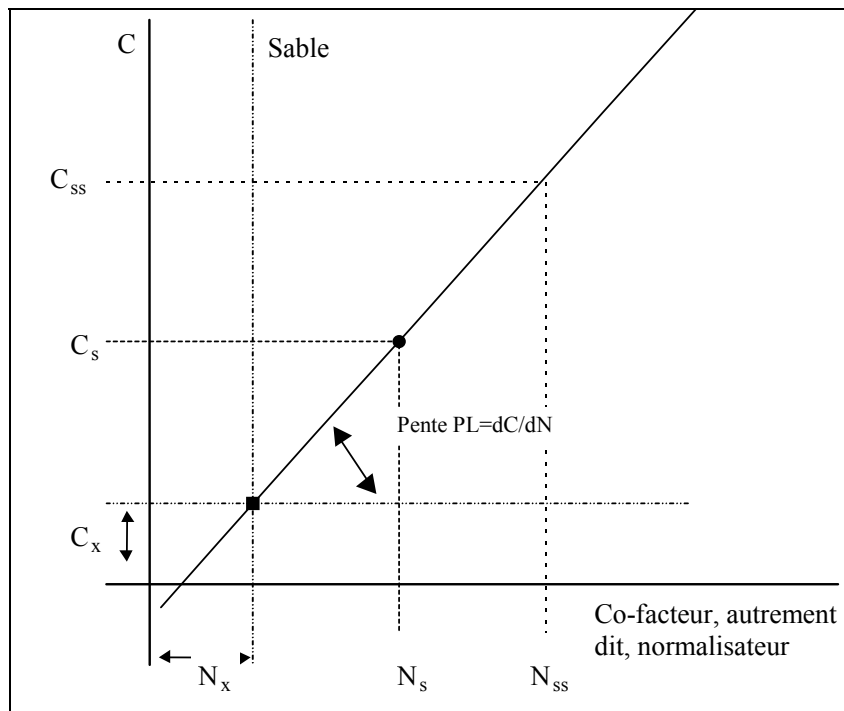
De toute évidence, les procédures de normalisation peuvent ne pas être uniformément applicables à tous les éléments et en tous lieux; à cet égard, les éléments qui contribuent aux réactions diagénétiques sont particulièrement importants. Dans les cas où les processus géochimiques qui se produisent ne sont pas pleinement compris, la prudence s'impose lorsque l'on normalise au titre des différences de granulométrie. Ces processus peuvent en effet donner lieu à un important enrichissement naturel de métaux à la surface des sédiments, ceci du fait du recyclage des oxyhydroxydes en surface ou plus profondément dans les sédiments, en conséquence de la co-précipitation des métaux avec des sulfures (cf., p.ex., Gobeil *et al.*, 1997), dont la normalisation ne peut pas tenir compte.

Rien ne prouve que les données normalisées sont mieux adaptées à l'interprétation écotoxicologique que les données non normalisées. Toutefois, cette question mérite d'être étudiée plus avant.

### 4. Normalisation avec des co-facteurs

- a. La capacité de fixation des sédiments peut être corrélée à la teneur en fines (facteur primaire) dans les sédiments. La normalisation peut être effectuée en calculant la teneur d'un contaminant dans une **fraction granulométrique précise** telle que <2 µm (argile), <20 µm or <63 µm;
- b. Comme la teneur des fines est représentée par les teneurs des grands éléments de la fraction argileuse, tels que l'**aluminium** (Windom *et al.* 1989) ou par un élément trace approprié, enrichi dans la fraction en question, tel que le **lithium** (Loring, 1991), ces éléments peuvent être utilisés comme un co-facteur (secondaire). Le comportement de l'aluminium et du lithium étant de type classique, ils ne sont pas très influencés par, par exemple, les processus diagénétiques précoces ni par les puissants effets de redox que l'on observe souvent dans les sédiments. Des problèmes peuvent se poser lorsque le sédiment provient de l'érosion glaciaire de roches igneuses, alors que des quantités significatives d'aluminium sont présentes dans les minéraux feldspathiques faisant partie de la fraction grossière. Dans de tels cas, il est parfois préférable de choisir le lithium (Loring, 1991);
- c. La matière organique, en général constituée par du carbone organique, est le co-facteur le plus courant dans le cas des contaminants organiques, ceci en raison de leur forte affinité avec ce composant des sédiments. Les métaux traces peuvent être normalisés sur la base de la teneur en carbone organique (Cato, 1977) mais exigent de plus amples explications en raison du caractère non classique de matière organique.





**Figure 1:** Relation entre le contaminant C et le co-facteur N (voir le texte).

## 5. Théorie

Le modèle général de normalisation, qui tient compte de la présence éventuelle de contaminants et de co-facteurs dans le matériau grossier, est donné en figure 1 (Smedes *et al.*, 1997).  $C_x$  et  $N_x$  représentent respectivement la teneur en co-facteur et la teneur en contaminant dans du sable pur. Ces “intercepts” peuvent être estimés sur des échantillons dépourvus de fines et de matière organique. La ligne de régression entre le contaminant et le co-facteur part de ce point. Ceci signifie que les lignes de régression de lots d’échantillons ne présentant pas le même degré de pollution et ayant donc des pentes différentes ont ce point en commun (autrement dit, un point pivot). Lorsque ce point pivot est connu, une seul échantillon est nécessaire à l’estimation de la pente. Ceci permet de déterminer la teneur en contaminant dans le cas de la teneur de tout co-facteur convenu (présélectionné) ( $N_{ss}$ ), ceci par interpolation ou extrapolation. La pente d’un échantillon présentant une teneur en contaminant  $C_s$  et une teneur en co-facteur de  $N_s$  peut être exprimée comme suit :

$$PL = \frac{dC}{dN} = \frac{C_s - C_x}{N_s - N_x} \dots\dots\dots (1)$$

L’extrapolation en fonction d’une teneur en co-facteur convenu, soit  $N_{ss}$ , suit la même pente:

$$PL = \frac{dC}{dN} = \frac{C_s - C_x}{N_s - N_x} = \frac{C_{ss} - C_x}{N_{ss} - N_x} \dots\dots\dots (2)$$

En réécrivant l’équation, on obtient la teneur  $C_{ss}$  du contaminant normalisé à la  $N_{ss}$ :

$$C_{ss} = (C_s - C_x) \frac{N_{ss} - N_x}{N_s - N_x} + C_x \dots\dots\dots (3)$$

Les résultats obtenus sur les différents échantillons normalisés à la  $N_{ss}$  convenue peuvent être comparés directement.

La normalisation réalisée selon ce modèle peut être faite avec divers co-facteurs. L'on peut distinguer dans ce cas des co-facteurs primaires et des co-facteurs secondaires. Un co-facteur primaire tel que l'argile ou le carbone organique n'est pas présent dans la fraction grossière, et n'a donc pas d'intercept ( $N_x=0$ ). Al et Li sont présents dans la fraction grossière et sont donc considérés comme des co-facteurs secondaires. Sous réserve que  $N_x$  et  $C_x$  soient connus, le modèle permet de recalculer la teneur en co-facteur que l'on trouve en général dans les fractions tamisées, soit  $<20$  ou  $<63\mu\text{m}$ , quoique dans l'échantillon total. Toutefois, une telle extrapolation pour un échantillon à granulométrie grossière est empreinte d'une large marge d'erreur en raison de l'incertitude des intercepts et des paramètres analysés. Dans le cas d'un échantillon à granulométrie plus fine, l'incertitude du résultat normalisé est nettement moindre que dans celui de la normalisation d'un fraction tamisée à la teneur d'un co-facteur convenu, et permet d'obtenir un résultat plus précis. Le modèle présenté s'applique aussi à la normalisation des contaminants organiques sur la base du carbone organique, quoique, dans ce cas, les intercepts  $N_x$  et  $C_x$  ne sont pas significativement différents de zéro.

Principalement, le résultat permet de comparer les données des échantillons totaux à celles des échantillons tamisés, quelle que soit la maille du tamis, l'erreur devant toutefois être prise en compte. Par la propagation des erreurs, l'erreur type du résultat peut être calculée à partir de la variation analytique et de la variation naturelle de l'intercept  $N_x$ . Les résultats peuvent par conséquent toujours être notifiés avec un écart type.

## 6. Considérations relatives aux co-facteurs

La **teneur en minéraux argileux** est le co-facteur le plus important pour les métaux traces. Dans le modèle ci-dessus, la  $N_x$  est de zéro dans le cas de l'argile, et seul l'intercept dû à la teneur en métal trace dans la fraction grossière ( $C_x$ ) doit être pris en compte. Ce paramètre n'est toutefois pas prévu dans les exercices d'intercomparaison actuels. Pour l'heure, d'autres paramètres, tels que l'aluminium ou le lithium, représentent la teneur en argile.

La teneur en **aluminium** dans la fraction sableuse peut varier d'une zone à une autre. Dans certaines zones, l'on constate que les teneurs en aluminium dans les fractions sableuses se situent au même niveau que dans les fines (Loring, 1991) et par conséquent l'intercept  $N_x$  devient très élevé. Dans l'équation (3), ceci implique que le dénominateur est le résultat de la soustraction de deux grands nombres, autrement dit la teneur en normalisateur dans l'échantillon ( $N_s$ ) et la teneur en normalisateur dans le sable seul ( $N_x$ ). En conséquence, du fait de leurs incertitudes individuelles, le résultat est entaché d'une marge d'erreur extrême. De toute évidence, la normalisation faite avec des intercepts bas est plus exacte. On obtient des intercepts nettement moindres par des méthodes de digestion partielle, méthodes qui permettent de digérer les minéraux argileux mais non pas les minéraux grossiers. Avec la digestion partielle, l'on a constaté que la variabilité spatiale des résultats des dosages de l'aluminium dans la fraction sableuse était nettement moindre qu'avec les méthodes de digestion totale. Bien que la normalisation des teneurs en contaminants dans le matériau à granulométrie fine donne toujours des résultats plus précis, une erreur de calcul permettra de savoir si l'utilisation d'échantillons grossiers (et de méthodes totales, p.ex. au HF, fluorescence aux rayons X) permet de satisfaire aux exigences du programme.

Dans la plupart des zones, la teneur en **lithium** dans la fraction sableuse est nettement inférieure à ce qu'elle est dans la fraction fine. De plus, les résultats de la digestion partielle ne diffèrent pas significativement de ceux des méthodes de digestion totale. La teneur en lithium dans la fraction sableuse ne varie que fort peu dans l'espace. D'une manière générale, les données normalisées du lithium devraient être plus exactes que celles obtenues pour l'aluminium.

En ce qui concerne l'argile, aucun intercept ( $N_x$ ) ne s'applique à la matière organique, laquelle est en général représentée par le **carbone organique**. De la matière organique est également présente dans la fraction grossière, mais même dans ce cas, elle constitue un co-facteur qui contribue à l'affinité avec les contaminants, tandis que l'aluminium présent dans la fraction grossière n'y contribue pas. De plus, la matière organique présente dans un échantillon n'est pas toujours bien définie, car elle peut être composée de matières n'ayant pas les mêmes propriétés. C'est la matière organique qui se trouve dans la fraction grossière qui présente les propriétés les plus variables, autrement dit, la matière qui n'est pas associée aux fines. Dans les **sédiments fins** ou dans les fractions fines obtenues par tamisage, la majorité de la matière organique est associée aux particules minérales et elle est présumée avoir une composition plus constante que dans l'échantillon total. De plus, la nature de la matière organique peut varier dans l'espace. Dans le cas des échantillons à faible teneur en carbone, proche du seuil de détection, la normalisation basée sur ce co-facteur

présente une large marge d'erreur relative. Ceci est le résultat du seuil de détection et de l'insuffisance d'homogénéité, qui ne peut être améliorée en raison de la faiblesse de la masse exploitée pour l'analyse.

Pour pouvoir pousser l'interprétation des données, la **proportion de fines** déterminée par tamisage peut être utile. Sous réserve qu'il n'y ait pas de matière organique en quantités significatives dans les fractions grossières, la proportion peut servir de normalisateur. L'erreur de détermination des fines doit être prise en compte et est relativement forte dans le cas des échantillons grossiers.

## 7. Considérations relatives aux contaminants

Presque tous les métaux traces, à l'exception du mercure ainsi qu'en général le cadmium, sont présents dans la matrice minérale grossière des échantillons. Les teneurs en métaux varient dans l'espace selon l'origine du matériau sableux. Dans les sédiments sableux, les techniques de digestion partielle donnent des valeurs moindres que celles obtenues par les techniques de digestion totale. Ceci implique que la digestion partielle donne des intercepts moins élevés (le point pivot est plus proche de zéro). Toutefois, la digestion partielle doit être suffisamment puissante pour que l'argile soit entièrement digérée (comme c'est le cas des techniques de digestion au HF), et que la teneur mesurée de l'aluminium reste représentative de l'argile. Il a été démontré que les analyses du matériau fin donnaient des résultats analogues pour plusieurs éléments traces, et ce que l'on fasse appel à des méthodes de digestion totale ou à des méthodes fortes de digestion partielle (Smedes *et al.*, 2000, Interétalonnages QUASH/QUASIMEME).

En général, les corrélations entre contaminants organiques et carbone organique n'ont pas d'intercept significatif. De toute évidence, un résultat normalisé obtenu sur un échantillon grossier présente une grande marge d'erreur car, en raison de la dilution par le sable, les teneurs sont souvent proches du seuil de détection, voire même inférieures à celui-ci. A l'heure actuelle, on fait en général appel au carbone organique pour normaliser les HAP. Il faut reconnaître qu'en raison de la présence éventuelle de matériau indéfini, par exemple de la suie ou de la cendre, de fortes teneurs en HAP peuvent être présentes dans certaines fractions n'ayant guère d'importance sur le plan environnemental. Bien que ce point doive être étudié plus avant, les résultats actuels indiquent que les teneurs en HAP dans les fractions tamisées ne subissent pas d'influence significative.

## 8. Isolation des fractions fines pour les analyses

### *Préparation des échantillons*

Les échantillons doivent impérativement être tamisés à 2mm le plus rapidement possible après leur prélèvement, afin d'éliminer les gros détritiques et les organismes benthiques, faute de quoi, pendant les autres manipulations des échantillons, comme le stockage, la congélation ou le traitement aux ultrasons, le matériau biotique se dégradera et s'intégrera à l'échantillon de sédiment. Jusqu'au tamisage final qui permet d'isoler les fines, l'échantillon peut être conservé à 4°C pendant un délai d'une semaine ou jusqu'à 3 mois s'il est congelé à -20°C, quoique un tamisage direct à l'état humide soit préférable. Pour un stockage de longue durée, la lyophilisation des échantillons peut être envisagée. Dans ce cas, on s'assurera que pendant la lyophilisation, il n'y ait ni contamination ni perte de contaminants. Du fait du gros risque de contamination, un séchage à l'air libre ne convient pas. Par ailleurs, les échantillons risquent d'être difficiles à désagréger et les structures minérales d'être dégradées.

### *Impératifs applicables au tamisage*

Pour isoler les fractions granulométriques fines (<63 µm or <20 µm), une méthode de tamisage à l'état humide s'impose. Cette méthode permet en effet de resuspendre les particules fines qui, à défaut, resteraient fixées sur les particules grossières de l'échantillon. On agitera les sédiments pendant le tamisage afin d'éviter de désagréger les agglomérats de fines ainsi que le colmatage de la toile du tamis. Les échantillons lyophilisés doivent être resuspendus par un traitement aux ultrasons. Pour le tamisage, on se servira d'eau de mer, provenant de préférence du lieu du prélèvement de l'échantillon, ceci réduisant le risque de modifications physico-chimiques dans l'échantillon, autrement dit les pertes par lessivage ou la contamination. De plus, l'eau de mer facilite la décantation des particules fines après le tamisage. Si l'on ne dispose pas d'eau provenant du lieu du prélèvement, on pourra se servir d'eau de mer venant d'un lieu non pollué, diluée à l'eau désionisée jusqu'à obtention de la salinité voulue. On maintiendra la quantité d'eau utilisée pour le tamisage à un minimum, et on la réutilisera pour tamiser les lots ultérieurs.

Pour minimiser ou empêcher la contamination, il est conseillé de tamiser de grandes quantités d'échantillons de sédiments. Aucune perte importante de contaminants ou de contamination significative n'a été décelée lorsque l'on a isolé au moins 25 g de la fraction fine (QUASH).

### *Méthodologie*

Pour le tamisage, il existe des méthodes automatisées et des méthodes manuelles. On pourra se procurer auprès du Programme QUASH (QUASH 1999) une présentation de ces méthodes sur bande vidéo.

- Dans la méthode de tamisage automatique, on pompe de l'eau de mer sur un tamis fixé sur une table vibrante (Klamer *et al.*, 1990). L'eau qui traverse le tamis aboutit à une centrifugeuse à flux traversier, qui retient les particules tamisées, l'effluent de la centrifugeuse étant renvoyé au tamis par une pompe péristaltique. De grandes quantités d'échantillon, pouvant atteindre 500 g, peuvent être tamisés ainsi sans difficulté.
- La deuxième méthode est un système manuel permettant de tamiser de petites portions de 20 à 60 g, à l'aide d'un tamis de 8 cm monté dans un bécher en verre placé dans un bain d'ultrasons (Ackermann *et al.*, 1983). Les particules sont isolées de l'eau qui traverse le tamis par centrifugation discontinue. L'eau peut être réutilisée pour un lot ultérieur de sédiments. Dans le cas des échantillons sableux, lorsque l'on est amené à tamiser de grandes quantités de sédiments, l'enlèvement du matériau grossier par un pré-tamisage sur une maille, p.ex., de 200 µm, peut faciliter le processus de tamisage.

Les fractions fines isolées doivent être homogénéisées à fond, de préférence avec un broyeur à billes, car la centrifugation engendre des échantillons non homogènes en raison des différences de vitesse de décantation des diverses fractions granulométriques.

## **9. Recommandations**

1. Pour la surveillance des tendances chronologiques et de la distribution spatiale, il serait idéal d'analyser des échantillons présentant la même composition. Ce point pourrait être confirmé en déterminant les co-facteurs Al, Li, OC ainsi que les paramètres de la distribution granulométrique (p.ex. teneur en argile, proportion de <20µm, proportion de <63µm). Cependant, cette situation ne se présente pas toujours, en particulier dans le cas des études spatiales.
2. Il conviendrait de réaliser les nouveaux programmes de surveillance des tendances chronologiques en analysant des sédiments fins ou une fraction granulométrique fine, isolée par tamisage. Les programmes actuels de surveillance des tendances chronologiques seraient poursuivis avec les procédures existantes, sous réserve que l'évaluation des données prouve que la puissance statistique des programmes convient aux objectifs d'ensemble.
3. Les teneurs en contaminants dans les sédiments entiers peuvent être normalisées avec des co-facteurs pour la matière organique, les minéraux argileux, etc., en tenant compte du fait que tant des co-facteurs que des contaminants cibles sont présents dans la structure minérale de la fraction sableuse du sédiment. En prenant en compte ces intercepts non égaux à zéro de régressions des teneurs en contaminants avec des co-facteurs, la normalisation à une teneur de co-facteur présélectionnée permet de réduire la variance due à la diversité des granulométries. Les valeurs normalisées des sédiments sableux présentent de plus grandes incertitudes que les sédiments vaseux. L'erreur propagée des variables appliquées à la normalisation peut être intolérablement forte dans le cas des sédiments sableux si tant les teneurs en contaminants que les teneurs en co-facteurs sont basses, en particulier lorsqu'elles sont proches des seuils de détection. Dans ce cas, pour pouvoir dresser des cartes fiables, d'autres procédures, telles que le tamisage, doivent être appliquées pour minimiser l'influence de cette structure d'erreur.
4. En séparant une fraction fine du sédiment entier, il est possible de réduire directement la variance due aux différences de granulométrie. Les résultats des études de la distribution spatiale des teneurs en contaminants dans les fractions fines ainsi séparées peuvent être exploités pour dresser des cartes qui sont beaucoup moins influencées par les différences de granulométrie que ne le sont les cartes des résultats des analyses du sédiment entier. Il subsiste cependant une certaine variance résiduelle provenant des différences de composition (minéralogie et teneur en carbone organique) des sédiments.

5. La variance naturelle de la composition de l'échantillon est moindre dans la fraction <20 µm que dans la fraction <63 µm. Par conséquent, il est préférable de travailler sur la fraction <20 µm que sur la fraction <63 µm. Cependant, la séparation de la fraction <20 µm peut être beaucoup plus laborieuse que celle de la fraction <63 µm, et risque de constituer un obstacle à son application à grande échelle. Pour cette raison d'ordre pratique, la fraction <63 µm est un compromis acceptable tant pour les études des tendances chronologiques que pour les études spatiales coordonnées à grande échelle.
6. La méthode qu'il est préférable d'adopter pour dresser les cartes de la distribution spatiale des contaminants dans les sédiments consiste en deux phases: le dosage des contaminants dans les sédiments fins ou dans la fraction <63 µm, suivi d'une normalisation des résultats des analyses, ceci par des co-facteurs (voir section 4). Selon les connaissances scientifiques actuelles, cette méthode minimise les variances dues aux différences granulométriques, minéralogiques et de teneur en matière organique. Sur les fractions <20 µm, cette méthode en deux phases donne des résultats pouvant être directement comparés aux résultats obtenus par la normalisation des teneurs mesurées sur les fractions <63 µm. Cette approche devrait donner des séries de données homogènes et comparables sur la zone CIEM/OSPAR. Il convient d'assortir les cartes des teneurs en contaminants dans les sédiments fins de cartes des co-facteurs dans les sédiments entiers.
7. Pour clarifier certains aspects de l'interprétation des données, il convient de joindre aux résultats des analyses des échantillons prélevés sur le terrain des renseignements sur les seuils de détection et sur la précision sur le long terme. Pour faciliter l'évaluation environnementale, il y a lieu de faire figurer dans les données obtenues sur les échantillons prélevés sur le terrain la distribution granulométrique, et au minimum la proportion de la fraction analysée dans le sédiment entier d'origine.

## 10. Bibliographie

- Ackermann, F., Bergmann, H., and Schleichert, U. (1983) Monitoring of heavy metals in coastal and estuarine sediments - A question of grain-size: <20 µm versus <60 µm. *Environmental Technology Letters*, 4: 317-328.
- Cato, I. (1977): Recent sedimentological and geochemical conditions and pollution problems in two marine areas in south-western Sweden. *Striae* 6, 158 pp. Uppsala.
- Gobeil, C., MacDonald, R. W. & Sundby, B. (1997): Diagenetic separation of cadmium and manganese in suboxic continental margin sediments. *Geochim. Cosmochim. Acta* 61, 4647-4654.
- Klamer, J. C., Hegeman, W. J. M. & Smedes, F. (1990): Comparison of grain size correction procedures for organic micropollutants and heavy metals in marine sediments. *Hydrobiologia* 208, 213-220.
- Loring, D. H. (1991): Normalization of heavy-metal data from estuarine and coastal sediments. *ICES J. mar. Sci.* 48, 101-115.
- QUASH (1999) Sediment Sieving Techniques, QUASH Project Office, FRS Marine Laboratory, PO Box 101, Victoria Road, Aberdeen, AB11 9DB, Scotland
- Smedes, F. (1997) Grainsize Correction Procedures, Report of the ICES Working Group on Marine Sediments in Relation to Pollution. ICES CM 1997/Env:4, Ref. E, Annex 6.
- Smedes, F., Lourens, J., and Wezel, van A. (1997) "Zand, Slib en Zeven, Standardisation of contaminant contents in marine sediments, Report RIKZ-96.043 (Dutch), ISSN 0927-3980, RIKZ, PO Box 20907, 2500 EX, The Hague.
- Smedes, F. Davies, I.M., Wells, D., Allan, A., Besada, V. (2000): Quality Assurance of Sampling and Sample Handling (QUASH) - Interlaboratory study on sieving and normalisation of geographically different sediments; QUASH round 5 (sponsored by the EU Standards, Measurements and Testing Programme)
- Windom, H. L., et al. (1989): Natural trace metal concentrations in estuarine and coastal marine sediments of the southeastern United States. *Environ. Sci. Technol.* 23, 314-320.

## **Appendice**

### **Mise à l'épreuve des méthodes de normalisation**

La normalisation devant apporter un correctif au titre de la composition des sédiments, l'un des critères d'adéquation d'un normalisateur est que les résultats de la normalisation d'échantillons de sédiments pollués au même degré quoique ne présentant pas la même distribution granulométrique, ne devraient pas différer significativement. Toutefois, les séries d'échantillons destinés à mettre à l'épreuve les méthodes de normalisation sont rares. Il existe une alternative, consistant à prendre un échantillon et à créer des sous-échantillons dont la distribution granulométrique ne soit pas la même (Smedes 1997, Smedes *et al.*, 1997, Smedes *et al.*, 2000). Sur les sous-échantillons fins et grossiers, on dose les contaminants et les normalisateurs potentiels. Dans ces conditions, l'on peut obtenir une plus grande variabilité des teneurs en normalisateurs, autrement dit le pire des cas qui puisse jamais se produire dans la nature, variabilité qui constitue un test sensible de l'utilité des normalisateurs éventuels.

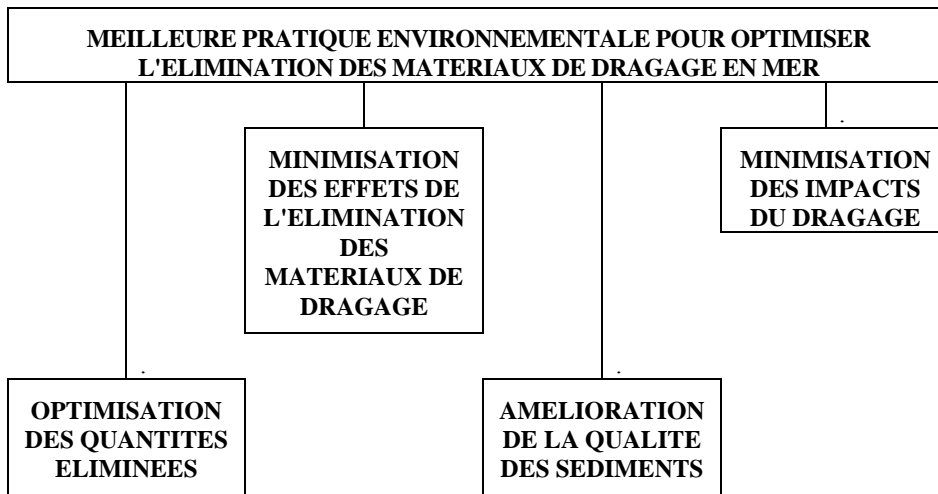
### Meilleure pratique environnementale (BEP)

#### Introduction

La présente annexe technique a été mise sur pied en tenant compte du fait que, bien qu'à strictement parler, les lignes directrices ne s'appliquent qu'à l'élimination des matériaux de dragage, les Parties contractantes sont incitées à exercer également un contrôle sur les opérations de dragage elles-mêmes.

Le but de la présente annexe est de donner des orientations, aux autorités nationales de tutelle, aux exploitants des dragues et aux autorités portuaires, sur la façon de minimiser les effets que les opérations de dragage et d'élimination ont sur l'environnement. Une évaluation et une planification attentives des opérations de dragage s'imposent pour minimiser les impacts sur les espèces et les habitats marins.

Les éléments indiqués comme la BEP sous les diverses têtes de chapitres de la présente annexe sont donnés à titre d'exemples. Leur applicabilité varie en général en fonction des conditions propres à chacune des opérations, et il est clair que d'autres stratégies sont susceptibles d'être applicables. On trouvera des renseignements approfondis sur les techniques et les procédés de dragage dans le Guide n° 4 des séries IADC/CEDA sur les aspects environnementaux du dragage.



Point A - La "Minimisation des effets de l'élimination des matériaux de dragage" est décrite de manière très complète dans le corps du texte des présentes lignes directrices.

Le Point B - "Optimisation des quantités éliminées", le Point C, ou "Amélioration de la qualité des sédiments" et le Point D, "Minimisation de la qualité des sédiments" **sont des exigences ressortant de l'Annexe V à la Convention OSPAR (voir le §3.5 des Lignes directrices OSPAR sur la gestion des matériaux de dragage)**, concernent très directement la prévention de la pollution du milieu marin, telle que résultant de l'élimination des matériaux de dragage. Des descriptions des BEP relatives à ces activités figurent dans les appendices I et II.

