

Evaluation des risques écologiques liés à la restauration de cavités terrestres de la bande littorale à l'aide de sédiments de dragage portuaires traités : application de l'approche « substances » à trois sédiments tests

PERRODIN Yves^a, ABDELGHAFOUR Mohammed^b et MORETTO Robert^b

^aENTPE, UMR CNRS 5023 LEHNA, 2 rue Maurice Audin, 69518 Vaulx-en-Velin, France ^bINSAVALOR, BP2132, 69603 Villeurbanne, France

* Auteur/s à qui la correspondance devrait être adressée : Yves.Perrodin@entpe.fr

RÉSUMÉ

Le rejet en mer des sédiments de dragage portuaires marins les plus pollués n'est plus possible en France en raison d'une évolution récente de la réglementation. Or, ces matériaux sont aujourd'hui quasiment orphelins de filières de traitement ou de valorisation à terre. Par ailleurs, les cavités terrestres générées par les activités humaines le long de la bande littorale sont de plus en plus mal acceptées par les populations en raison de la détérioration des paysages et de la perte d'espaces utilisables qu'elles génèrent. Le programme ANR SEDIGEST s'inscrit dans le cadre de la mise en place d'une gestion innovante des sédiments de dragage en les utilisant, après traitement, pour la restauration physique et écologique de cavités terrestres du même territoire. Ce concept a nécessité de développer au préalable une méthodologie d'Evaluation Des Risques Ecologiques (EDRE) spécifique, sur la base d'une recherche « amont » portant sur ses différents modules. Cette méthodologie permet de vérifier, au moment de l'étude d'impact d'un projet donné, si celui-ci est véritablement compatible avec l'environnement. L'application de la version « substances » de cette méthode à trois sédiments provenant de ports maritimes des côtes françaises a permis de conclure à un risque écologique « faible à modéré » du projet de dépôt pour l'écosystème aquatique périphérique avec les sédiments « 1 » et « 2 », et à un risque important avec le sédiment « 3 ».

Mots clés : sédiments portuaires, valorisation, cavités terrestres, évaluation des risques écologiques.

ABSTRACT

The discharging at sea of dredging seaport sediments is no longer possible in France because of recent changes in regulations. However, these materials are now without treatment solution on shore. In addition, the terrestrial cavities generated by human activities along the coastal strip are increasingly disliked by the people, due to the deterioration of the landscape and the loss of usable space they generate. The SEDIGEST Program concerns the implementation of an innovative management of dredged sediment, by using them, after treatment, for a physical and ecological restoration of terrestrial cavities of the same territory. This concept has required to develop a methodology for an ecological risk assessment (EDRE) spe-

cific, based on an «upstream» research. This methodology allows to check, for a given project, if it is truly compatible with the environment. The application of «substances» version of this method on three sediments from the French coast seaports concluded to a low ecological risk for aquatic ecosystems with the sediments « 1 » and « 2 » and to a significant risk with sediment « 3 ».

Keywords : seaport sediments, terrestrial cavities, ecological risk assessment

I. INTRODUCTION

Depuis une vingtaine d'années, les sédiments de dragage des ports maritimes font l'objet de procédures de gestion de plus en plus poussées en raison de leur pollution liée aux activités commerciales, industrielles, urbaines et touristiques qui s'y déroulent (ANDERSEN et al., 1998, MEEDDAT, 2008, LAU et al., 1993). Les principales familles de polluants concernés sont les métaux lourds (LEPLAND et al., 2010, ROMANO et al., 2004, COLACCICO et al., 2010), les HAP (GSCHWEND and HITES, 1981, SIMPSON et al., 1996, ROMANO et al., 2004, ALEBIC-JURETIC, 2011) et le Tributylétain (TBT) (BLANCA, 2008, LANGSTON et al., 1987, BHOSLE et al., 2006, SAEKI et al., 2007), auxquels il faut ajouter la forte teneur en chlorures qui pose problème lorsque ces sédiments sont transportés et gérés à terre.

Les bio-essais réalisés à ce jour sur ces sédiments révèlent le plus souvent une forte écotoxicité (WONG et al., 1995, CLEMENT et al., 2009, MAMINDY-PAJANY et al., 2009, DAVOREN et al., 2005). Des études plus rares font mention également de génotoxicité (KOCAN et al., 1985, SRUT et al., 2010). Cet article porte sur l'élaboration d'une méthodologie spécifique dédiée à la problématique du remblaiement des carrières de la zone littorale à l'aide de sédiments portuaires maritimes, ainsi que sur l'application d'une de ses versions, l'approche « substances », à trois sédiments prélevés dans des ports maritimes du Sud et de l'Ouest de la France.

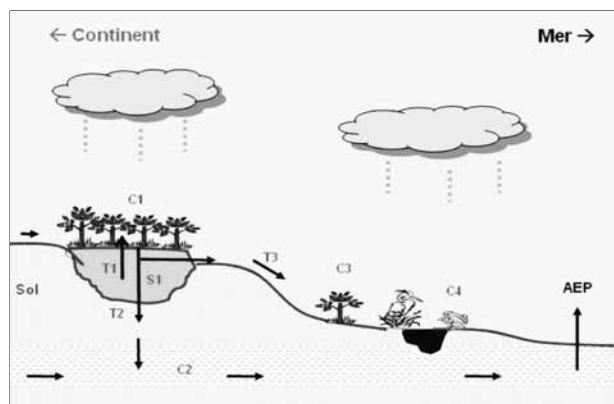
2. ELABORATION DE LA METHODOLOGIE

Description du scénario (Fig. 1)

Elle a pour but de présenter les différents écosystèmes → →

→ → potentiellement présents à proximité du dépôt de sédiments portuaire, ainsi que les différentes voies d'exposition concernées.

Figure 1 - Présentation du scénario étudié



- S1 : dépôt de sédiment de dragage portuaire dans la cavité terrestre
- T1 : transfert des polluants du dépôt vers l'écosystème terrestre de surface
- C1 : écosystème terrestre se développant sur le dépôt
- T2 : transfert des polluants du dépôt à travers le sol vers la nappe
- C2 : nappe phréatique située sous le dépôt qui réceptionne une partie des percolats issus des sédiments.
- T3 : transfert des polluants du dépôt via l'écoulement latéral des percolats du dépôt
- C3 : écosystème terrestre à proximité du dépôt qui reçoit les eaux d'écoulement latérales du dépôt
- C4 : milieu aquatique : cours d'eau situé à proximité du dépôt qui reçoit les eaux d'écoulement latérales du dépôt.
- AEP : Alimentation en Eau Potable

Les trois sédiments retenus, prélevés d'une part sur la façade atlantique (Port du Guilvinec) et, d'autre part, sur la façade méditerranéenne (Port de Toulon), sont les suivants :

- Sédiment du port de Toulon ressuyé et aéré pendant 4 mois (Sédiment 1),
- Fraction fine du sédiment de Toulon ressuyée et aérée pendant 4 mois (Sédiment 2),
- Sédiment du port du Guilvinec chaulé et concassé (Sédiment 3)

Cibles environnementales à prendre en compte

Concernant les cibles environnementales à prendre en compte, il a tout d'abord été considéré, pour cet article, que le projet de remblaiement ne prévoyait pas la végétalisation de la surface du dépôt et que la nappe locale ne présentait pas d'enjeux, en termes de production d'eau potable. Il résulte de ces choix que seule la cible C4 (milieu aquatique) est à considérer ici.

3. MATERIELS ET METHODES

Caractérisation des expositions

Les données spatiales et numériques du scénario ont été fixées de manière arbitraire pour les besoins de l'étude (tableau 1).

Tableau 1 –

Données spatiales et numériques du scénario étudié

Dimension du dépôt de sédiment :

- 10 m de hauteur
- 100 000 m² de surface
- 1 000 000 m³ de volume

Débit du cours d'eau :

- 1 m³/s soit 315*10⁵ m³/an

Éléments climatologiques :

- Pluviométrie annuelle : 900 mm
- Taux d'évapotranspiration à la surface du dépôt : 70%

Répartition du percolat issu du dépôt :

- 50% vers la ZNS et 50% vers la rivière

NB : La répartition du percolat entre la nappe et la rivière a été réalisée en prenant en compte des données de terrain collectées au cours de la visite de plusieurs sites de dépôts existants, ainsi que des données disponibles pour des scénarios voisins (Perrodin et al. 2006)

Définition des ratios caractéristiques de l'exposition

Le calcul de l'exposition est réalisé sur la base des données du tableau 2, ainsi qu'à partir de la dilution du percolat dans le cours d'eau lors de la période d'étiage de ce dernier, hypothèse étant faite que le ruissellement entre le dépôt et le cours d'eau ne réduit pas significativement le flux de polluants émis par le dépôt en raison de la nature du sol, de la pente forte et de la faible distance entre le dépôt et le cours d'eau.

Essais de percolation en lysimètres

Trois lysimètres correspondant aux trois sédiments traités ont été mis en place et soumis à un régime hydrique contrôlé durant 18 mois, avec arrosage continu et aspersion toutes les 20 minutes (système automatisé). Les percolats ainsi produits ont été collectés à l'aide d'une pompe péristaltique puis stockés automatiquement au réfrigérateur dans l'attente des analyses.

Analyses chimiques

Les analyses chimiques des percolats des sédiments ont été réalisées suivant les protocoles suivants : NF EN ISO 11885 (métaux), ISO 10304-1 2007 (chlorures), ISO/WD/7981 (HAP), NF T 90-015-1 (ammonium), ISO 17353 (TBT).

Caractérisation des effets

L'approche retenue pour la caractérisation des effets dans la version « substances » de la méthodologie est basée sur la recherche, dans les bases de données internationales, des concentrations sans effet pour les écosystèmes (PNEC) de chacune des substances « traceurs de risque ».

Caractérisation des risques

La méthode la plus répandue et la plus simple pour la caractérisation des risques écologiques, à partir des données d'exposition et d'effet, est la méthode dite « du quotient ». Celle-ci consiste à calculer le quotient « Q », égal au rapport de la « concentration probable d'exposition » (PEC) de l'écosystème cible, sur la « concentration probable sans effet » (PNEC) vis-à-vis du même écosystème. Lorsque la valeur de « Q » est supérieure à 1, on considère que le risque est significatif, et d'autant plus fort que le quotient est grand. Inversement, plus le quotient est inférieur à 1, plus le risque est considéré comme faible. La PNEC est, dans la pratique, le plus souvent représentée par une CE20 (Concentration Efficace pour 20% des organismes), divisée par un facteur de sécurité permettant de compenser les limites d'une évaluation effectuée sur la base de quelques organismes tests seulement, et en utilisant des essais qui, même s'ils portent sur la toxicité chronique, ne sont jamais complètement représentatifs de ce qui se passe à long terme sur le terrain. Pour ajuster la valeur de ces facteurs de sécurité en fonction de la nature et du nombre de résultats d'essais disponibles, on peut notamment se référer aux recommandations du Technical Guidance Document (TGD) du Bureau Européen Chargé de la classification des substances chimiques (ECB, 2003).

4. RESULTATS

La démarche décrite ci-dessus a été appliquée aux trois sédiments présentés dans la description du scénario.

Caractérisation des expositions

Débit d'écoulement latéral et dilution dans le cours d'eau
Les calculs du débit d'écoulement latéral (Del) et du Facteur de dilution du percolat dans le cours d'eau (Fel) sont les suivants :

- $Del = 0,9m/an * 100000m^2 * 0,3 * 0,5 = 0,135 * 105m^3/an$
- $Fel = 315 * 105 / 0,135 * 105 = 2333$ (soit 0,04% de percolat dans le cours d'eau).

Analyses chimiques des percolats et sélection de la période critique

Lors du suivi analytique des percolats issus des lysimètres, il est apparu que ceux-ci évoluaient sensiblement au cours

du temps. Dans la présente méthodologie, nous avons, à titre conservatoire, décidé de focaliser notre attention sur la concentration du percolat la plus élevée, correspondant, pour chaque paramètre, à la période « critique » du scénario. Les résultats des analyses physico-chimiques de ces percolats « critiques » pour chacun des paramètres étudiés et pour chacun des trois sédiments étudiés sont présentés dans le tableau 2

Calcul des concentrations d'exposition des organismes aquatiques (PEC)

Ce calcul est réalisé à partir des résultats de l'analyse chimique des percolats « critiques » auxquels on applique le facteur de dilution Fel calculé plus haut, ce qui donne la PEC. Les résultats obtenus sont également consignés dans le tableau 2 (page suivante).

Caractérisation des effets et des risques

La détermination de la PNEC aquatique est effectuée pour chaque traceur de risque, via la consultation des bases de données internationales, et selon la démarche suivante : (i) si des valeurs de PNEC sont déjà disponibles auprès d'organismes de références tels que l'INERIS en France (INERIS, 2011) ou l'US-EPA aux USA (US-EPA, 2011) pour les substances considérées, nous retenons en priorité ces valeurs, (ii) si certaines valeurs de PNEC ne sont pas disponibles, il est nécessaire de générer ces valeurs à partir de données écotoxicologiques, elles-mêmes disponibles dans les bases de données internationales : le calcul de la PNEC est alors réalisé selon les modalités du TGD (ECB, 2003). Les résultats de cette démarche, ainsi que le quotient de risque calculé (Q) pour chaque substance et chacun des 3 sédiments, sont consignés dans le tableau 3 (page suivante).

Pour le sédiment 3, il existe un risque très important pour l'écosystème aquatique en raison essentiellement des fortes concentrations en TBT et en cuivre dans le percolat, puis dans le cours d'eau. Pour les deux autres sédiments, on ne constate pas de risque écotoxicologique, dans les conditions du scénario, pour les substances suivies. Pour ces deux sédiments, le cuivre correspond au polluant pour lequel on a le moins de marge de sécurité (Q = 0,64 et 0,88).

5. DISCUSSION

Concentrations d'exposition des organismes aquatiques

Compte-tenu de la dilution du percolat dans la rivière, les concentrations en polluants apparaissent en général faibles, à l'exception du cuivre et du TBT, dans le cas du sédiment « 3 » surtout. A noter que les concentrations → →

Tableau 2- Analyses chimiques des percolats, et PEC des 3 sédiments étudiés

Substances	Percolat Sédiment 1		Percolat Sédiment 2		Percolat Sédiment 3	
pH	7,0-7,6		7,0-7,7		12,3-12,9	
	Percolat « critique »	PEC	Percolat « critique »	PEC	Percolat « critique »	PEC
Chlorures (mg/l)	18890	8,09	12310	5,27	6257	2,68
NH4 ⁺ (µg/l)	1890	0,81	200	0,086	4300	1,84
Métaux (µg/l)						
As	32	0,0137	17	0,0072	147	0,063
Cd	52	0,0222	49	0,0210	1	0,0004
Cr	1	0,0004	43	0,0184	194	0,0831
Pb	22	0,0094	58	0,0249	26	0,0111
Zn	6070	2,601	6400	2,743	60	0,0257
Sn	4	0,0017	4	0,0017	86	0,0368
Cu	598	0,256	822	0,352	30300	13,0
Ni	90	0,038	63	0,027	544	0,2332
Phénols (µg /l)	220	0,094	54	0,023	8390	3,6
TBT (ng Sn/l)	<50	<0,0214	<50	<0,0214	118600	50,8
HAPs (ng/l)						
Fluoranthène	5	0,0021	5	0,0021	7	0,0030
Phénanthrène	5	0,0021	5	0,0021	36	0,0154
Pyrène	<5	<0,0021	<5	<0,0021	<5	<0,0021
Acénaphène	<5	<0,0021	<5	<0,0021	<5	<0,0021
Benzo(b) fluoranthène	<5	<0,0021	<5	<0,0021	<5	<0,0021
Benzo(g, h, i)pérylène	5	0,0021	<5	0,0021	<5	<0,0021
Naphtalène	<50	<0,0214	<50	<0,0214	106	0,0454
Indénol(1,2,3-c,d)pyrène	<5	<0,0021	<5	<0,0021	<5	<0,0021
Benzo(k)fluoranthène	<5	<0,0021	<5	<0,0021	<5	<0,0021
Anthracène	5	0,0021	5	0,0021	9	0,0038
Fluorène	5	0,0021	5	0,0021	12	0,0051
Benzo(a) anthracène	<5	<0,0021	<5	<0,0021	<5	<0,0021
Benzo(a) pyrène	<5	<0,0021	<5	<0,0021	<5	<0,0021

Tableau 3. PNEC et « Q » des percolats des sédiments

Substances	PNEC aquatique	Q Sédiment 1	Q Sédiment 2	Q Sédiment 3
Chlorures (mg/l)	230	0,03	0,02	0,01
NH4+ (µg/l)	5	0,162	0,017	0,36
Métaux (µg/l)				
As	4,40	<< 1	<< 1	<< 1
Cd	0,75	<< 1	<< 1	<< 1
Cr	4,70	<< 1	<< 1	<< 1
Pb	5,00	<< 1	<< 1	<< 1
Zn	8,60	0,30	0,32	0,002
Sn	2,70	<< 1	<< 1	<< 1
Cu	0,40	0,64	0,88	32,5
Ni	4,70	<< 1	<< 1	0,047
Phénols (µg/l)	7,7	0,012	0,003	0,47
TBT (ng Sn/l)	0,1	0,21	0,21	508
HAPs (ng/l)				
Fluoranthène	120,0	<< 1	<< 1	<< 1
Phénanthrène	1340	<< 1	<< 1	<< 1
Pyrène	12,0	<< 1	<< 1	<< 1
Acénaphène	3700	<< 1	<< 1	<< 1
Benzo(b) fluoranthène	30	<< 1	<< 1	<< 1
Benzo(g, h, i) pérylène	1,6	<< 1	<< 1	<< 1
Naphtalène	12000	<< 1	<< 1	<< 1
Indéno(1,2,3 c,d)pyrène	3,0	<< 1	<< 1	<< 1
Benzo(k)fluoranthène	36,0	<< 1	<< 1	<< 1
Anthracène	63,0	<< 1	<< 1	<< 1
Fluorène	250,0	<< 1	<< 1	<< 1
Benzo(a) anthracène	650,0	<< 1	<< 1	<< 1
Benzo(a) pyrène	50,0	<< 1	<< 1	<< 1

→ → en chlorures prévues dans le cours d'eau (de l'ordre de plusieurs mg/l) sont, du fait de cette dilution, tout à fait comparables à celle que l'on peut observer dans les eaux superficielles continentales. Il est à rappeler que la valeur de 0,04% calculée pour la proportion de percolat dans le cours d'eau récepteur, correspond à un maximum compte tenu des hypothèses conservatrices effectuées au départ de l'étude (valeur lors de l'étiage du cours d'eau).

Caractérisation des effets

Parmi les PNEC établies, on note la valeur enregistrée pour le TBT (0,1 ng Sn/l), qui indique une très forte toxicité de cette substance pour les organismes aquatiques (INERIS, 2011). Le percolat du sédiment « 3 » est potentiellement très écotoxique, compte-tenu de sa concentration en TBT et en cuivre, et de la toxicité de ces derniers.

Risques écologiques

Au final, on conclue à un risque faible à modéré pour les organismes du cours d'eau, en cas de remplissage de la carrière avec les sédiments « 1 » et « 2 », dans les conditions établies pour le scénario. Pour le sédiment « 3 », on conclue à un risque important pour l'écosystème aquatique. Le TBT et, dans une moindre mesure, le cuivre, sont à l'origine d'une forte écotoxicité potentielle du percolat et du risque écologique qui en découle. L'ammoniaque présente dans ces percolats sous forme non ionisée (NH₃), en raison du pH élevé, pourrait amplifier ce risque. En effet, on sait que la toxicité de l'ammoniaque sous forme non ionisée (NH₃) est nettement plus importante que celle de l'ammoniaque sous forme ionisée (NH₄⁺) (ATSDR, 2004).

5. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

Cette étude a permis de montrer qu'il était possible d'évaluer les risques pour l'écosystème aquatique périphérique engendrés par le dépôt dans une carrière de sédiments de dragage portuaires traités, à l'aide de moyens d'investigation relativement accessibles. La méthode proposée a montré tout son intérêt avec les trois sédiments testés : l'approche « substances » utilisée montre que le TBT, et dans une moindre mesure, le cuivre, sont probablement à l'origine d'une part importante du risque écologique. Une version plus approfondie (mais plus chère et plus longue) de la méthodologie, intégrant des bio-essais ainsi qu'une caractérisation plus approfondie de l'exposition, a également été déployée dans le cadre du programme SEDIGEST (résultats non présentés ici). Cette dernière a permis de consolider et de préciser ces résultats. Pour autant, la méthodologie présentée peut, et doit encore,

être améliorée dans plusieurs directions en vue de son intégration dans les schémas opérationnels des organismes en charge de la gestion des sédiments. Cette validation passera notamment par l'étude in situ de l'impact sur les communautés aquatiques, réalisée simultanément et comparativement aux analyses chimiques incluses dans notre méthodologie, afin de vérifier le caractère prédictif de l'évaluation effectuée.

6. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

ALEBIC-JURETIC, A. (2011). Polycyclic aromatic hydrocarbons in marine sediments from the Rijeka Bay area, Northern Adriatic, Croatia, 1998-2006. *Marine Pollution Bulletin*, 62, 863-869.

ANDERSEN, H. V., KJÅR, L. HOLT, J., POLL, C., DAHL, S. Å. G., STUER-LAURIDSEN, F., PEDERSEN, F. & BJÅRNESTAD, E. (1998). Environmental risk assessment of surface water and sediments in Copenhagen harbour. *Water Science and Technology*, 37, 263-272.

ATSDR (2004). Toxicological profiles for Ammonia. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxpro2.html>.

BHOSLE, N. B., GARG, A., HARJI, R., JADHAV, S., SAWANT, S. S., KRISHNAMURTHY, V. & ANIL, C. (2006). Butyltins in the sediments of Kochi and Mumbai harbours, west coast of India. *Environment International*, 32, 252-258.

BLANCA, A.-L. (2008). Environmental levels, toxicity and human exposure to tributyltin (TBT)-contaminated marine environment. A review. *Environment International*, 34, 292-308.

CLÉMENT, B., VAILLE, G., MORETTO, R., VERNUS, E. & ABDELGHAFOUR, M. (2009). Effects of a physico-chemical treatment of a dredged sediment on its ecotoxicity after discharge in laboratory gravel pit microcosms. *Journal of Hazardous Materials*, 175, 205-215.

COLACICCO, A., DE GIOANNIS, G., MUNTONI, A., PETTINAO, E., POLETTINI, A. & POMI, R. (2010). Enhanced electrokinetic treatment of marine sediments contaminated by heavy metals and PAHs. *Chemosphere*, 81, 46-56.

DAVOREN, M., NÍ SHÚILLEABHÁIN, S., HARTL, M. G. J., SHEEHAN, D., O'BRIEN, N. M., O'HALLORAN, J., VAN PELT, F. N. A. M. & MOTHERSILL, C. (2005). Assessing the potential of fish cell lines as tools for the cytotoxicity testing of estuarine sediment aqueous elutriates. *Toxicology in Vitro*, 19, 421-431.

- ECB (2003). Technical Guidance Document (TGD) in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substances, Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for existing substances and Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market. (pp. 1044). Ispra (Italy): European Chemical Bureau.
- GSCHWEND, P.M. & HITES, R.A. (1981). Fluxes of polycyclic aromatic hydrocarbons to marine and lacustrine sediments in the northeastern United States. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 45, 2359-2367.
- INERIS (2011). Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques. (pp. 66). INERIS.
- KOCAN, R. M., SABO, K. M. & LANDOLT, M. L. (1985). Cytotoxicity/genotoxicity: The application of cell culture techniques to the measurement of marine sediment pollution. *Aquatic Toxicology*, 6, 165-177.
- LANGSTON, W. J., BURT, G. R. & MINGJIANG, Z. (1987). Tin and organotin in water, sediments, and benthic organisms of Poole Harbour. *Marine Pollution Bulletin*, 18, 634-639.
- LAU, M. M.-M., ROOTHAM, R. C. & BRADLEY, G. C. (1993). A Strategy for the Management of Contaminated Dredged Sediment in Hong Kong. *Journal of Environmental Management*, 38, 99-114.
- LEPLAND, A., ANDERSEN, T. R. J., LEPLAND, A., ARP, H. P. H., ALVE, E., BREEDVELD, G. D. & RINDBY, A. (2010). Sedimentation and chronology of heavy metal pollution in Oslo harbor, Norway. *Marine Pollution Bulletin*, 60, 1512-1522.
- MAMINDY-PAJANY, Y., LIBRALATO, G., ROMÉO, M., HUREL, C., LOSSO, C., GHIRARDINI, A. V. & MARMIER, N. (2009). Ecotoxicological evaluation of Mediterranean dredged sediment ports based on elutriates with oyster embryotoxicity tests after composting process. *Water Research*, 44, 1986-1994.
- MEEDDAT (2008). Circulaire du 04/07/08 relative à la procédure concernant la gestion des sédiments lors de travaux ou d'opérations impliquant des dragages ou curages maritimes et fluviaux. BO du MEEDDAT n° 2008/15 (France).
- PERRODINY, BABUT M., BEDELL J.P., BRAY M., CLÉMENT B., DELOLME C., DEVAUX A., DURRIEU C., GARRIC J. & MONTUELLE B. Assessment of ecotoxicological risks related to depositing dredged materials from canals in northern France on soil. *Environment International - Journal of Environmental Science, Risk & Health*, 32 (2006) 804-814.
- ROMANO, E., AUSILI, A., ZHAROVA, N., CELIA MAGNO, M., PAVONI, B. & GABELLINI, M. (2004). Marine sediment contamination of an industrial site at Port of Bagnoli, Gulf of Naples, Southern Italy. *Marine Pollution Bulletin*, 49, 487-495.
- SAEKI, K., NABESHIMA, A., KUNITO, T. & OSHIMA, Y. (2007). The stability of butyltin compounds in a dredged heavily-contaminated sediment. *Chemosphere*, 68, 1114-1119.
- SIMPSON, C. D., MOSI, A. A., CULLEN, W. R. & REIMER, K. J. (1996). Composition and distribution of polycyclic aromatic hydrocarbon contamination in surficial marine sediments from Kitimat Harbor, Canada. *Science of The Total Environment*, 181, 265-278.
- SRUT, M., TRAVEN, L., STAMBUK, A., KRALJ, S., ZAJA, R., MICOVIC, V. & KLOBUCAR, G. I. V. (2010). Genotoxicity of marine sediments in the fish hepatoma cell line PLHC-1 as assessed by the Comet assay. *Toxicology in Vitro*, 25, 308-314.
- US-EPA (2011). Integrated Risk Information System (IRIS). <http://www.epa.gov/IRIS/>.
- WONG, Y. S., TAM, N. F. Y., LAU, P. S. & XUE, X. Z. (1995). The toxicity of marine sediments in Victoria Harbour, Hong Kong. *Marine Pollution Bulletin*, 31, 464-470.