

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
وزارة التعليم العالي والبحث العلمي

République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'enseignement supérieur et de la recherche scientifique

91



Thèse de Doctorat

Présentée à l'Université de Guelma
Faculté des Sciences et Sciences de l'Ingénierie

Département de : Génie Civil
Spécialité : Hydraulique

Présentée par : KHEROUF Mazouz

Thème : Simulation de l'envasement des ports maritimes

Sous la direction de : Pr.GUENFOUD Mohamed

JURY

Prof : Benmalek Mohamed El arbi	Université de Guelma	Président
Prof : Guenfoud Mohamed	Université de Guelma	Rapporteur
Dr : Mansouri Rachid	Université de Guelma	Examineur
Dr : Amarchi Hocine	Université Badji Mokhtar Annaba	Examineur
Dr : Hammar Yahia	Université Badji Mokhtar Annaba	Examineur
Dr : Meksaouine Mohamed	Université Badji Mokhtar Annaba	Examineur

2008

Table des Matières

Introduction et objectifs de la thèse.....	1
 <i>Chapitre 1.</i>	
Revue bibliographique sur la modélisation du transport des sédiments.....	4
 <i>Chapitre 2.</i>	
Mécanisme du transport des sédiments.....	14
1. Introduction.....	14
2. Les sédiments marins.....	15
2.1. Les sédiments cohésifs	17
2.2. Les sédiments non cohésifs.....	17
2.3. L'écoulement et l'étude de la couche limite.....	17
2.4. Les mécanismes de transport des sédiments: érosion et dépôts.....	19
2.5. L'érosion des sédiments.....	20
2.5.1. Erosion des sédiments non cohésifs.....	20
2.5.2. Erosion des sédiments cohésifs.....	22
2.6. Le dépôt des sédiments.....	22
2.6.1. Dépôts de sédiments transportés par charriage.....	22
2.6.2. Dépôts de sédiments en suspension.....	22
3. Transport des sédiments dans les vagues.....	23
3.1. Introduction.....	23
3.2. Transport dans les vagues non déferlantes.....	23
3.3. Représentation vectorielle des flux.....	28
 <i>Chapitre 3.</i>	
La contamination des sédiments et problématiques des dragages.....	30
1. Introduction.....	30
2. Analyse de risque.....	32
2.1. Les tests de toxicité.....	33
2.2. Les bio essais de l' IFREMER	33

3. Gestion et mesure à entreprendre.....	36
4. Les destinations des matériaux de dragage.....	37
4.1. Les mises en dépôts.....	37
4.2. Le lagunage.....	37
4.3. Remblaiement et construction d'îles artificielles.....	37
4.4. Les dépôts sous marin confinés.....	38
5. Le traitement des sédiments contaminés.....	38
6. La valorisation des déblais de dragage.....	39
7. Réglementation.....	39
8. Dispositions internationales.....	39
8.1. Définition de l'immersion.....	39
8.2. Dispositions générales régissant les immersions	40
8.3. Substances autorisées à l'immersion.....	40
8.4. Permis d'immersion.....	40
9. Microbiologie sanitaire.....	41
9.1. Phytoplancton toxique.....	44
10. Contaminants chimiques.....	44
11. Toxicité des métaux lourds.....	53

Chapitre 4.

Description de la zone d'étude et mesure de la pollution chimique	54
A. Description des sites de prélèvements des échantillons.....	54
1. Infrastructures portières de la Wilaya de Skikda.....	54
1.1. Introduction.....	54
2. Pollutions générées	56
2.1. Rejets opérationnels.....	57
2.2. Rejets accidentels.....	57
2.3. Les sites de prélèvements.....	57
3. Infrastructures portuaires de la wilaya de Annaba.....	58
3.1. Historique du port de Annaba.....	58
3.2. Caractéristiques générales du port de Annaba.....	60
3.3. Disposition du port de Annaba.....	60
3.4. Les sites de prélèvements des échantillons.....	62

B. Analyse de la pollution chimique.....	63
1. Etude expérimentale de la pollution métallique.....	63
2. Méthodologie de la détermination de la concentration.....	63
3. Appareillage.....	64
4. Réactifs.....	64
5. Mode opératoire.....	64
6. Analyse de l'échantillon prétraité.....	65
7. Expression des résultats.....	66

Chapitre 5.

Approche d'évaluation du risque.....	67
1. Introduction.....	67
2. Objectif visé par le logiciel.....	67
3. Méthode d'évaluation du risque.....	68
3.1. Concepts et définitions.....	68
3.2. Géodrisk: une étude de risque.....	70
3.2.1. Les valeurs guides.....	70
3.2.2. Choix des paramètres.....	73

Chapitre 6.

Modélisation du transport des sédiments par RMA2 et SED2D.....	78
1. Bases théoriques.....	78
1.1. Le modèle hydrodynamique RMA2.....	78
1.2. Le modèle de transport de sédiments SED2D.....	80

Chapitre 7.

Résultats et commentaires.....	88
1. Pollution métallique.....	88
1.1. Les résultats du port de Skikda.....	88
1.2. Indice de contamination du port de Skikda.....	91
1.3. Commentaires sur les résultats trouvées.....	92
2. Les résultats du port de Annaba.....	93
2.1. Indice de contamination du port de Annaba.....	94

2.2. Commentaires sur les résultats trouvés.....	95
3. Calcul du score du risque (nouveau port de Skikda).....	97
3.1. Calcul du score du risque (port de pêche de Skikda).....	97
3.2. Valeur élémentaire du risque (Port de pêche de Skikda).....	98
3.3. Valeur élémentaire du risque (Port de Skikda).....	98
3.4. Score de risque port de Annaba.....	98
3.5. Valeur élémentaire du risque pour le port de Annaba.....	99
4. Interprétation des scores de risques.....	99
5. Interprétation des résultats et commentaires.....	100
6. Résultats de la simulation par RMA2 et SED2D.....	101
6.1. Port de Skikda.....	101
6.2. Port de Annaba.....	102
Conclusions et recommandations	104
Annexes	107
Annexe 1. Conventions ratifiées par l'Algérie.....	108
Annexe 2. Tableau de sources de pollution des métaux lourds d'après Baize et Janiec.....	109
Annexe 3. Valeurs maximales des paramètres de rejet des installations de déversement industrielles.....	110
Annexe 4. Normes d'évaluation de la pollution métallique Algériennes, Hollandaises Française et Concentration de référence pour le calcul de contamination selon les normes Françaises.....	111
Annexe 5. Diagramme de Shield et Granulométrie des sédiments.....	112
Annexe 6. Variation spatiales des métaux lourds pour le port de Skikda.....	113
Annexe 7. Représentation graphique de l'indice de contamination du port de Skikda.....	114
Annexe 8. Variation spatiale des métaux lourds dans le port de Annaba.....	115
Annexe 9. Représentation graphique de l'indice de contamination du port de Annaba.....	116
Annexe 10. Variation de la température et du PH dans le port de Skikda.....	117
Références bibliographiques	118

Liste des Tableaux

Tableau	Titre	Page
1)	Concentrations en contaminants dans les matériaux dragués de 1986 à 1993. Valeurs minimales et maximales des médianes annuelles (source Géode).	2
2)	Contaminants dans la vase draguée de quelques ports.	2
3)	Paramètres du fond dans quelques formules de quantification du charriage et du flux sédimentaire.	11
4)	Fiche signalétique de l'ancien port de Skikda.	54
5)	Postes à quai du port de Skikda.	56
6)	Désignation des sites de prélèvement.	57
7)	Affectation des quais du port de Annaba.	61
8)	Description des sites de prélèvement des échantillons du port de Annaba.	63
9)	Concentration de références pour le calcul de l'indice de contamination selon les normes française.	66
10)	Niveaux de référence (mg/kg sédiment sec) pour les métaux et polychlorobiphényles selon l'arrêté du 14 juin 2000, paru au Journal officiel du 10 août 2000.	71
11)	Critères et notes de risques pour l'estimation du danger potentiel des sédiments.	73
12)	Grille de note de risque toxique.	75
13)	Notes de risque des zones portuaires françaises CES50, mn.	76
14)	Notes de risque des zones portuaires françaises CL20 ; 10jours.	77
15)	Notes de risque des zones portuaires françaises CL50, 96heures.	77
16)	Comparaison des résultats obtenus pour les métaux lourds pour les ports de Skikda et Annaba.	96
17)	Analyse des contaminants (nouveau port de Skikda).	97
18)	Analyse des contaminants (port de pêche de Skikda).	97

19)	Valeur élémentaire du risque du port de pêche de Skikda.	98
20)	Valeur élémentaire du risque du port de Skikda.	98
21)	Score de risque du port de Annaba.	99
22)	Valeur élémentaire du risque port de Annaba	99
23)	Quantité des sédiments dragués dans le bassin du port de Skikda.	102
24)	Quantité des sédiments dragués du bassin du port de Annaba.	102

Liste des Figures

Figure	Titre	Page
1)	Influence de la granulométrie sur le transport des sédiments sous l'action des courant selon différentes formulations (Camenenn et Larroudé, 2003).	10
2)	Classification des sédiments par taille selon l'échelle de Wentworth.	16
3)	Ecoulement et étude de la couche limite.	17
4)	Profil des vitesses d'écoulement.	19
5)	Transport par charriage.	19
6)	Le transport des sédiments en suspension.	20
7)	Nature du transport en fonction de la taille des grains.	21
8)	Troisième type de transport des sédiments « Sheet flow ».	22
9)	Le profil de vitesse causé par les effets non linéaires dans les vagues.	25
10)	Les processus du transport dû (haute fréquence) au mouvement asymétrique de la vague.	26
11)	Vitesses et concentrations dans les ondes longitudinales.	26
12)	Représentation vectorielle des flux.	28
13)	Huître : larve normale.	34
14)	Huître : manteau hypertrophié.	34
15)	Huître : coquille anormale.	34
16)	Huître : embryon.	34
17)	Gestion du risque.	35
18)	Microbiologie sanitaire.	42
19)	Simulation de l'effet des remises en suspension sur les teneurs en matières en suspension et sur la qualité bactériologique de l'eau ; avec et sans lois de mortalité. Estuaire de Morlaix (Le Hir et al, 1989).	43

20)	Phytoplancton toxique <i>Alexandrium minutum</i> .	44
21)	Mesures de tributylétain (TBT) et de ses produits de dégradation, dibutylétain (DBT) et monobutylétain (MBT) dans une carotte sédimentaire provenant du port de plaisance de La Trinité-sur-Mer en 1991. Les mesures sont exprimées en ng.g-1 des différents ions (Alzieu et Michel, 1998).	50
22)	Les hydrocarbures aromatiques polycycliques.	52
23)	Port de Skikda.	54
24)	Photographie de l'ancien port de Skikda.	55
25)	Photographie du nouveau port de Skikda.	55
26)	Situation des sites de prélèvement des échantillons de sédiments.	58
27)	Photo ancienne du port de Annaba.	59
28)	Port de Annaba.	62
29)	Photographie du Port de Annaba.	62
30)	Arbre de décision.	72
31)	Variation spatiale des métaux lourds du port de Skikda: (a) : Ni ;(b) : Zn ; (c) :Cd. (d) : Cr ; (e) : Pb ;(f) : Hg.	90
32)	Représentation graphique de l'indice de contamination du port de Skikda (a) : Cu ; (b) : Zn ; (c) : Mn.	92
33)	Variation graphique des métaux lourds du port de Annaba : (a) : Cr ;(b) :Zn ; (c) :Pb ;(d) : Cu.	94
34)	Représentation graphique des indices de contamination du port de Annaba : (a) : Cu et (b) : Zn.	95
35)	Résultat du maillage du port de Skikda.	101
36)	Résultat du maillage du port de Annaba.	103

Liste des Abréviations

GEODE	Groupe interministériel français: Groupe d'Etude et d'Observation sur les Dragages et l'Environnement.
OSPAR	Commission d'Oslo et de Paris.
PAH	Hydrocarbures polyaromatiques.
PCB	Polychlorobiphényles ou des dérivés chimiques chlorés.
TBT	Tributylétain.
DBT	Dibutylétain.
MBT	Monobutylétain.
HAP	Les hydrocarbures aromatiques polycycliques.
LCHF	Laboratoire Central d'Hydraulique de France.
SED2D	Logiciel bidimensionnel, vertical du transport des sédiments.
RMA2	Logiciel de calcul de la solution par la méthode des éléments finis des équations de Navier Stocks pour l'état turbulent.
IFREMER	Institut Français pour la recherche et l'exploitation durable de la mer.
CERC	Coastal Engineering Research Center.
LEM	Laboratoire d'Etude Maritime.
RNO	Réseau national d'observation de la qualité des milieux marins.
BFC	Facteur de bioconcentration.
C.g	Embrototoxicité des oeufs fécondés de bivalve <i>Crassostrea gigas</i> de l'huître creuse.
M.e	Embrototoxicité des oeufs fécondés de bivalves de <i>Mytilus edulis</i> de la moule.
CESO	Concentration efficace entraînant une diminution de bioluminescence de 50% para rapport à la valeur des témoins.
V.G	Valeur guide.
I.C	Indice de contamination.
N.Alg	Niveau Algérien.

Liste des Notations

- q_s : les flux de sable induits par le vent [kg/s] ;
 W : vitesse initiale du grain de sable [m/s] ;
 ρ_s : densité du sédiment [kg/m³] ;
 u^* : vitesse de cisaillement [m/s] ;
 d : diamètre moyen des grains [mm],
 D : taille standard des grains [mm];
 Q : la masse des sédiments transportés par charriage [kg];
 U_{100} : vitesse du courant à 1 mètre au dessus du fond [m/s] ;
 U_c : vitesse du courant critique d'entraînement du sédiment [m/s] ;
 β : Coefficient de caractérisation du sédiment intégrant la granularité, la densité et la rugosité;
 θ_{cr} : la contrainte critique du fond [N/m²] ;
 D^* : caractéristique de la particule [mm];
 τ_0 : la tension de frottement [N/m²];
 g : accélération de la pesanteur [m/s²],
 d_{50} : grain moyen [mm];
 ρ_w : densité de l'eau [kg/m³] ;
 z : hauteur d'eau [m] ;
 z_0 rugosité [mm];
 k : constante empirique de Prandtl [-];
 τ : la contrainte du fond [N/m²] ;
 C_h : le coefficient de Chézy [-] ;
 i : est pente de l'écoulement ($i \approx 10^{-5}$) [-] ;
 H_r : hauteur des rides sédimentaires [m] ;
 L_r : longueur des rides sédimentaires présentes [m] ;
 μ : est la viscosité cinématique [N.s/m²] ;
 $F_c = U_c C$ = flux instantané dans la direction du courant [kg/s] ;
 $F_w = U_w C$ = flux instantané dans la direction de l'onde [kg/s] ;
 U_c = vitesse instantanée dans la direction du courant [m/s];

U_w = vitesse instantanée dans la direction de l'onde [m/s];
 U = vitesse instantanée dans la direction x [m/s] ;
 V = vitesse instantanée dans la direction y [m/s];
 C = concentration instantanée [mg/kg] ;
 α = angle entre la direction du courant et l'axe des x positifs ;
 β = angle entre la direction de l'onde et l'axe des x positifs ;
 C_E : concentration lue sur la courbe d'étalonnage [mg/kg] ;
 V : volume de la solution finale après digestion [ml] ;
 M : masse du sédiment minéralisé [g] ;
 (I_C) : l'indice de contamination [-];
 DI : note de toxicité potentielle (de 0 à 3) [-];
 Q_c : note pour la concentration en contaminant (de 0 à 3)[-] ;
 M : note affinité phase dissoute (de 1 à 3)[-] ;
 B : note de bioconcentration (de 1 à 3) [-];
 C_n : note de transfert (de 1 à 3)[-] ;
 V : note de sensibilité écosystème (1 à 3) [-];
 v_x, v_y : composantes de la vitesse en [m/s]
 x, y : coordonne cartésiennes [-]
 t : temps en [s]
 ρ : densité en [kg/m³]
 E : coefficient de viscosité [-]
 g : accélération de la pesanteur en [m/s²]
 α : position du fond en [m]
 N : coefficient de Mannig [s/m^{1/3}]
 ζ : coefficient empirique du frottement du au vent [-]
 V_a vitesse du vent en [m/s]
 ψ : direction du vent en [°]
 ϕ : largeur géographique [°]
 r_{hy} : le rayon hydraulique moyen en[m]
 I : pente énergétique [‰]
 v : vitesse d'écoulement [m/s]
 v_T : la viscosité du vortex [m²/s]
 K : énergie cinétique de turbulence [m²/s²]

$\delta_{i,j}$: opérateur de Kroniker, $\delta_{i,j}=1$ pour $i=j$, $\delta_{i,j}=0$ pour $i \neq j$ [-]

V : vitesse moyenne d'écoulement dans la maille en [m/s]

dx : longueur de l'élément dans la maille en [m]

P : nombre de Peclet [-]

C : concentration des sédiments en [kg/m³]

v_x, v_y : composante de la vitesse en [m/s]

D_x : Coefficient de diffusion dans la direction x en [m²/s]

D_y : coefficient de diffusion dans la direction y en [m² /s]

α_1 : coefficient du terme de source [l/s]

α_2 : partie de concentration d'équilibre de la source [kg/m³/s]

t : le temps en [s]

x : direction de l'écoulement [m]

y : direction perpendiculaire à x [m]

NE: nombre total d'élément;

N: nombre total des fonctions quadratiques ;

\hat{C} : la concentration approximative dans un élément évaluée à partir des fonctions de forme et de la valeur nodale de C ;

NL : nombre total des segments limites ;

ζ : coordonnée locale ;

Q_i^s : flux de source de l'élément i ;

\bar{v} : vitesse d'écoulement moyenne [m/s] ;

H : profondeur de l'eau en [m] ;

ν : Viscosité cinématique de l'eau en [m²/s] ;

n : coefficient de Manning [s/m^{1/3}];

CME: coefficient numérique égale à 1 pour les unité métrique du SI et 1.486 pour les unités anglaises;

P : Intensité de l'érosion en [m²/s] ;

T_L : l'épaisseur de la couche érodée en [m] ;

ρ_L : densité de la couche érodée en [kg/m³];

τ_s : valeur limite de la tension lors de l'érosion d'un ensemble de particules en [N/m] ;

β_c : coefficient de consolidation [1/s] ;

Introduction et Objectifs de la Thèse

De part leur localisation, les zones côtières constituent un enjeu important dans l'exploitation des ressources maritimes, les trafics commerciaux et industriels ainsi que dans le développement du tourisme. L'hydrodynamisme intense entraîne l'envasement des ports ou les substances polluantes s'accumulent dans les vases. Ces sédiments sont donc dragués pour être ensuite relâchés en mer, au niveau des zones officielles créant ainsi un flux de polluants élevés vers le large. L'Algérie a certes signée dès 1973 la convention internationale Sals-Marpol, relative au transport maritime, mais elle reste en deçà d'une réglementation mondiale en perpétuelle évolution. En l'occurrence, il s'agit pour elle de tendre vers une mise à niveau avec la norme universelle ISO-9002 régissant la sécurité, la protection et la gestion des risques de la pollution des ports.

L'envasement oblige à faire des dragages réguliers afin de garantir une profondeur d'eau suffisante. Or la mise en décharge ou le dévasement en mer des déchets de dragage, pose de gros problèmes écologiques pour les raisons principales suivantes :

- Ces boues peuvent être contaminées par la pollution générale de l'eau, les rejets d'eaux usées, l'huile et les métaux lourds;
- La vidange et la mise en décharge occupant pendant de longues périodes des surfaces de grandes dimensions dont la remise en culture est difficile et coûteuse;
- Le déversement en mer provoque une modification de la configuration des eaux sous-marines ainsi que la flore et la faune aquatiques.

Des préoccupations nouvelles, vis à vis des opérations de dragage et d'immersion, se sont faites de nos jours à partir du moment où il a été établi que les sédiments constituaient un moyen de transfert important pour des polluants de nature chimiques, à la fois organiques et anorganiques (Franzius Institut- Hannover 1990) (Voir tableaux 1 et 2).

Les effets secondaires possibles d'une dégradation halieutique sont des risques liés à la consommation du poissons entraînant eux-mêmes une disparition des emplois dans la pêche. L'évolution des sites (risques d'envasement) peut être prévu à l'aide de modèles physique (modèle réduit) ou de modèles numériques. La marée et les courants sont des paramètres indispensables à l'élaboration de ces modèles pour que les résultats approchent au plus près de la réalité.

Concentration en (mg/kg)	Manche/Mer du Nord	Atlantique	Méditerranée
Mercure	0,15 - 1,45	0,05 - 0,19	1,16 - 2,51
Cadmium	0,5 - 0,95	0,27 - 0,64	0,27 - 0,64
Arsenic	3,9 - 13,8	4,4 - 28,7	10,4 - 11,2
Plomb	36 - 59	41 - 75	93 - 357
Chrome	38 - 65	37 - 75	56 - 74
Cuivre	18 - 35	10 - 53	107 - 745
Zinc	105 - 175	180 - 60	274 - 506
Nickel	12 - 17	6 - 39	25
PCB	0,01 - 0,14	0,005 - 0,1	0,1 - 0,81

Tableau 1. Concentrations en contaminants dans les matériaux dragués de 1986 à 1993. Valeurs minimales et maximales des médianes annuelles (source Géode).

Elément métallique	Port de Hambourg	Port Sud de Amsterdam	Le canal Gent Terneuzen	Port de Brême	Valeurs limites
Arsenic (As)	50-150	-	1054	-	20
Plomb (Pb)	150-250	250-450	15	100-300	100
Cadmium (Cd)	7-25	15-35	1197	5-20	3
Chrome (Cr)	150-300	350-750	599	50-250	100
Cuivre (Cu)	250-600	200-350	-	100-250	100
Manganèse (Mn)	1200-1800	-	-	-	-
Nickel(Ni)	50-100	50-80	-	5-100	50
Mercure (Hg)	10-20	-	5350	-	2
Zink (Zn)	1500-2500	1500-2000	-	1000-2000	300

Tableau 2. Contaminants dans la vase draguée de quelques ports en (mg/kg).

La description du processus de transport des sédiments a été basée entièrement sur des relations empiriques, obtenues à partir de campagnes de mesures ou des essais de laboratoire. Ces dernières ont certes une importance capitale dans la pratique, cependant leurs généralisations sont souvent entachées par plusieurs incertitudes. Un des objectifs de la

science moderne est la formulation des relations universelles permettant également l'amélioration des procédés des calculs pratiques. C'est d'ailleurs l'objectif que la plupart des chercheurs ont visé depuis les années 20 et 30. Dans ce contexte on peut citer les travaux de Prandtl, V. Karman, Nikuradse et Shields. Ces chercheurs ont ainsi posé les fondements pour un traitement théorique de l'interaction de l'écoulement et le processus de transport des sédiments. Beaucoup d'intérêt a été accordé à cette interaction comme le témoigne les travaux de recherches réalisés au début des années 70 [Randkvi (1967), Grischanin (1969), Bogordi (1971), Graf (1971), Zanke (1982)]. D'une part le mouvement des sédiments est commandé par l'écoulement et d'autre part l'écoulement lui-même est influencé par certaines propriétés des sédiments. La taille des granulats, à titre d'exemple influence la rugosité est par conséquent la répartition de la vitesse qui est le facteur déterminant dans la déposition et le mouvement des sédiments.

Les formules de transport ne sont représentatives que d'une petite partie du processus de sédimentation. Il est donc important de les utiliser avec beaucoup de précautions et les cantonner aux environnements spécifiques pour lesquelles elles ont été établies. Certaines formules ont été établies pour le domaine fluvial puis adoptées aux environnements maritimes alors que d'autres expriment d'avantage l'action des houles. Camenen et Larroudé, (2003), dans une étude comparative des formules de transport, définissent les limites d'utilisation de plusieurs modèles. Ils remarquent qu'il est impossible de disposer d'une simple formule qui serait validée pour tous les cas et prendrait en compte tous les paramètres en jeu.

On se propose d'évaluer les risques liés à l'immersion du rejet des boues de dragages des ports maritimes de la wilaya de Skikda et Annaba, en analysant la pollution des sédiments et notamment la pollution métallique. L'objectif en premier lieu est d'aboutir à un diagnostic rapide et fiable de la qualité des sédiments et dont une meilleure appréciation des risques liés à l'immersion de ces rejets des boues de dragage. En second lieu il est nécessaire d'évaluer la quantité de sédiments déposée dans les ports et de localiser les zones d'envasement moyennant l'analyse hydrodynamique et l'étude du transport des sédiments.

Chapitre 1

Revue Bibliographique sur la Modélisation du Transport des Sédiments

Grâce à la modélisation de l'hydrodynamique couplée aux données du transport sédimentaire, il devient possible d'établir les sens de directions de ce transport. La modélisation est le plus souvent utilisée pour quantifier le transport sédimentaire.

Les particules les plus fines d'un sédiment hétérogène devraient, en présence de courants suffisamment compétents, être remises en suspension et exportées. En absence des nouveaux apports dans le système, le sédiment devrait ainsi progressivement devenir assez grossier et ne plus être affecté par les courants. Or la grande quantité de sédiments hétérogènes à spectres granulométriques larges et plurimodaux, rencontrés dans le domaine marin, montre qu'ils sont le plus souvent stables, ou alors que la corrélation entre l'hydrodynamisme et la nature des fonds n'est pas directe.

Le transport sédimentaire est engendré lorsque la tension de frottement sur le fond remet en mouvement les particules sédimentaires. Il s'effectue alors soit par glissement, roulement ou saltation, mécanismes regroupés sous le terme générique de charriage, soit en suspension engendrant un déplacement des particules dans l'eau à la vitesse de fluide. Selon la vitesse du courant, la profondeur qui accroît la pression sur les grains, la viscosité du fluide, la forme et densité des particules, un courant aura ou non la compétence de transporter des particules d'un diamètre donné. Depuis les années 1930, ces observations ont été transcrites dans des diagrammes Erosion- Sédimentation-Transport tel que celui de Hjulstrom.

Barthe et Castaing (1989) ont montré, à partir de données sédimentologiques et hydrodynamiques ainsi que de tels diagrammes, que les sédiments non cohésifs du plateau continental du Golf de Gascogne étaient mis en mouvement par l'action des courants de marée et par les houles de tempête ; la durée de déplacement varie de quelques heures par an pour les fonds supérieures à 100m, à plus de un mois pour la zone de -50 à -30m. Une telle étude permet de disposer d'une approche régionale et de distinguer les secteurs où la dynamique sédimentaire est active et fréquente, et les secteurs épisodiquement concernés où seule la récurrence des tempêtes engendrent des modifications. L'intervention d'autres phénomènes comme les marrées internes les courants d'eaux profondes, ...ne peut être exclue

à proximité du talus et peut engendrer des mouvements particuliers locaux difficiles à caractériser et à quantifier. En 1969, lors d'une réunion de la Société géologique de France, Gilbert Boillot observait : « la granulométrie des sédiments est plus grossière vers le large que vers la terre. Vous interprétez ce fait en invoquant les variations du niveau marin au cours du Pléistocène. Ne pensez vous pas que les courants induits par les ondes internes au bord du plateau peuvent vanner actuellement les sédiments reliques et par conséquent expliquer l'accroissement granulométriques que vous constatez ? » Personne ne sut répondre à cette question, aujourd'hui encore les arguments pertinents font défaut. Des mesures de courant près du fond associées à des mesures des déplacements sédimentaires sont exceptionnellement réalisées elles sont pourtant indispensable pour la mise en évidence de l'impact des tempêtes sur la dynamique sédimentaire et permettraient de progresser dans la connaissance de la dynamique des sédiments et structures sédimentaires sur plateforme externe.

Les modélisations du transport des sédiments peuvent être regroupées en deux classes ; l'approche énergétique de Bagnold (1941) et l'approche probabiliste d'Einstein (1972). Les équations de Bagnold sont les plus souvent utilisées en domaine marin ; elles ont été établies pour des sables éoliens, mais plusieurs auteurs ont montré qu'elles s'appliquent également pour les sables littoraux ou fluviatiles. L'approche de Bagnold part du principe que le flux de sable des sédiments est proportionnel au flux énergétique. Le modèle original quantifiait les flux de sable induits par le vent (q_s) à partir de la vitesse (u) des particules lorsqu'elles touchent le sol, de leur trajectoire (l), et la vitesse initiale du grain (W) :

$$q_s = \left(\frac{\rho_s}{g} \right) u_*^2 w l \quad (1)$$

avec : ρ_s : densité du sédiment ;

u_* : vitesse de cisaillement.

Comme la tension critique de frottement à l'origine de la mise en mouvement des grains est difficilement quantifiable, elle a été remplacée ici par la vitesse de cisaillement calculée à partir de la vitesse des courants.

Le flux particulière par charriage et suspension a ensuite été pris en compte, à l'aide de deux paramètres caractérisant les particules transportées :

$$q = 1.8(d/D)^{1/2}(\rho/g)u_*^3 \quad (2)$$

avec : d : diamètre moyen des grains ;

D : taille standard des grains.

La formule de Gadd et al (1978), issue de celle de Bagnold, est la plus simple d'utilisation. La masse des sédiments transportés par charriage (Q) est ainsi obtenue par la formule :

$$Q = \beta(U_{100} - U_c)^2 \quad (3)$$

avec : U_{100} : vitesse du courant à un mètre au dessus du fond,

U_c : vitesse du courant critique d'entraînement du sédiment,

β : Coefficient de caractérisation du sédiment intégrant la granularité, la densité et la rugosité.

Avec cette formule, les résultats obtenues sont de :

- 671 kg/m/jour pour la zone côtière du Pas de Calais, pour un grain moyen de 0,20 mm (Dewez et al, 1989),
- 5 kg/m/jour pour les dunes de Surtainville à l'ouest de Cotentin, pour un grain moyen de 0,45 mm, avec des taux plus faible pour le flanc doux et le pied du flanc raide des dunes (Berné et al.,1989),
- 500 000 m³/an de sédiments charriées entrant et colmatant la partie orientale de la bai du mont Saint-Michel (Enrhold et al, (2003).

Ces résultats montrent l'intérêt que peut apporter la modélisation pour visualiser les disparités des flux sédimentaires d'une région à l'autre, ou dans un secteur d'étude donné. Afin d'obtenir une masse de transport charrié moyen par mètre linéaire, une sommation des différents points doit être réalisée , ce qui n'est pas satisfaisant pour les sédiments hétérogènes. De plus, comme le signalent Berné et al (1989), la non prise en compte du transport en suspension entraîne une sous estimation du transport total.

Pour réaliser une modélisation plus fine il est nécessaire de déterminer la vitesse critique de mise en mouvement des sédiments, principal critère de la dynamique sédimentaire, qui permet

de différencier les sédiments actifs des sédiments reliques. Pour se faire Mallet (1998) utilise diverses formules et notamment :

- Le diagramme de Shield pour obtenir la contrainte du fond : θ_{cr}
- L'équation de Yalin pour déterminer D^* caractérisant la particule,
- L'équation de Van Rijn pour obtenir la tension de frottement τ_0 .

Shield (1936), détermine un paramètre adimensionnel (θ) caractérisant la contrainte au fond :

$$\theta = u_*^2 / (s - 1)gd_{50} \quad (4)$$

avec : u_* : vitesse de frottement (m/s),

g : accélération de la pesanteur,

d_{50} : grain moyen ;

$s = \rho_s / \rho_w$, avec : ρ_w : densité de l'eau.

A partir de ce paramètre calculé, le seuil critique de mise en mouvement est obtenu avec le diagramme de Shield à partir de la taille moyenne du grain et de la vitesse de frottement u_* . Cette relation n'est valable que pour les grains de taille et de forme homogène, et pour les écoulements d'eau tels que $z/d_{50} > 50$.

Le seuil critique de mise en mouvement θ_{cr} intègre le paramètre granulaire D^* (Yalin 1972) :

$$D^* = d_{50} \left(\frac{(s-1)g}{v^2} \right)^{1/3} \quad (5)$$

La variation de la vitesse de l'écoulement sur la verticale est dans la majorité des études estimée logarithmique, la vitesse de frottement u_* est dans ce cas déduite de la vitesse moyenne de courant sur la verticale (u) :

$$u(z) = \frac{u_*}{k} \ln \left(\frac{z}{z_0} \right) \quad (6)$$

avec z : hauteur d'eau en m ;

z_0 rugosité k : constante empirique de Prandtl.

La contrainte du fond est donnée par la formule de tension de frottement définie par Van Rijn (1990) :

$$\tau = \rho u_*^2 \quad (\text{N/m}^2) \quad (7)$$

Idier (2002) utilise une fonction quadratique pour estimer cette tension de frottement au fond :

$$\tau = \rho \frac{u\sqrt{u^2 + v^2}}{C^2} \quad (\text{N/m}^2) \quad (8)$$

avec C donné par la formule :

$$C = \frac{1}{k} \ln \left(\frac{\Delta z}{D_g} \right) + 4,9 \quad (9)$$

D_g : étant définie par la profondeur z, et le coefficient de Chézy C_h est tel que :

$$D_g = (26,4/C_h)^8 z. \quad (10)$$

Dans le cas où l'on ne peut pas mesurer directement cette contrainte à partir des mesures de courants, la formule suivante basée sur la profondeur et la pente est alors utilisée :

$$\tau = \rho g z i \quad (\text{N/m}^2) \quad (11)$$

avec i est pente de l'écoulement ($i \approx 10^{-5}$)

τ_0 est déduite des mesures effectuées en canal, avec pour simplification : des grains sphériques, une granulométrie uniforme, un fond non rugueux, un régime turbulent établi, et des écoulements uniformes stationnaires. Ces mesures expérimentales étant peu applicables au domaine marin Mallet (1998) définit la contrainte τ_0 à partir des mesures in situ de courant. Une fois la contrainte sur le fond est calculée, différentes formules de transport peuvent être utilisées. La formule de Bijker (1992) donne le transport par charriage en introduisant un terme pour le transport, la seconde partie de la formule correspondant à la mise en mouvement :

$$Q_{sc} = bD_{50} \left(\frac{\tau_{ce}}{\rho} \right)^{0,5} \exp \left(-0,27 \frac{(\rho_s - \rho)gD_{50}}{\tau_{cwe}} \right) \quad (12)$$

Cette formule peut être complétée par un calcul spécifique pour le transport en suspension.

Mallet (1998), comme Barthody et al (2004), préfèrent la formule d'Engelund et Hansen (1967) qui offre des taux de transport en accord avec les résultats de traçage radioactifs. Certains auteurs signale néanmoins que ce modèle tend à surestimer le taux de transport. Idier (2002) utilise également cette formule en la comparant a celle de Bagnold-Gadd, Van Rijn, et de Peter Meyer et Muler, en soulignant les domaines granulométriques d'établissement (0,2-2mm pour Van Rijn), 3,17-28,6mm pour Peter Meyer)

Selon la formule d'Engelund et Hansen, établie pour les sédiments de grain moyen compris entre 0,2 et 4mm, la quantité de sédiments transportés par charriage s'écrit :

$$Q_c = 0.05u^2 \rho_s \sqrt{\frac{d_{50}}{(s-1)g}} \left(\frac{\tau_0}{(\rho_s - \rho)d_{50}} \right)^{3/2} \quad (13)$$

avec u : vitesse instantané du courant,

τ_0 : contrainte exercée sur le fond.

Dans sa modélisation des dunes du Pas de Calais Idier (2002) calcule la quantité totale de transport, en ajoutant au charriage la modélisation des suspensions à partir de la formule de Van Rijn :

$$Q_s = 0.012Uz \left(\frac{U - U_{cr}}{\sqrt{(s-1)gD_g}} \right)^{2.4} \left(\frac{D_g}{z} \right) D_*^{-0.6} \quad (14)$$

Les quantités de sédiments transportés calculés sont fréquemment remises en question par les auteurs eux-mêmes et motivant ainsi le développement de nouvelles formulations.

Camenen et Laroudé (2000) observent que les formules de transport ne sont représentatives que d'une petite partie du processus de sédimentation. Il est donc important d'utiliser beaucoup de précautions et les cantonner aux environnements spécifiques pour les lesquelles elles ont été établies. Certaines formules ont été établies pour le domaine fluvial puis adopté aux environnements marins alors que d'autres expriment d'avantage l'action des houles.

Poursuivant leurs travaux Camenen et Larroudé (2003) dans une étude comparative des formules de transport, définissent les limites d'utilisation de plusieurs modèles (voir figure 1). Ils remarquent qu'il est impossible de disposer d'une simple formule qui serait validée pour tout les cas et prendrait en compte tous les paramètres en jeu.

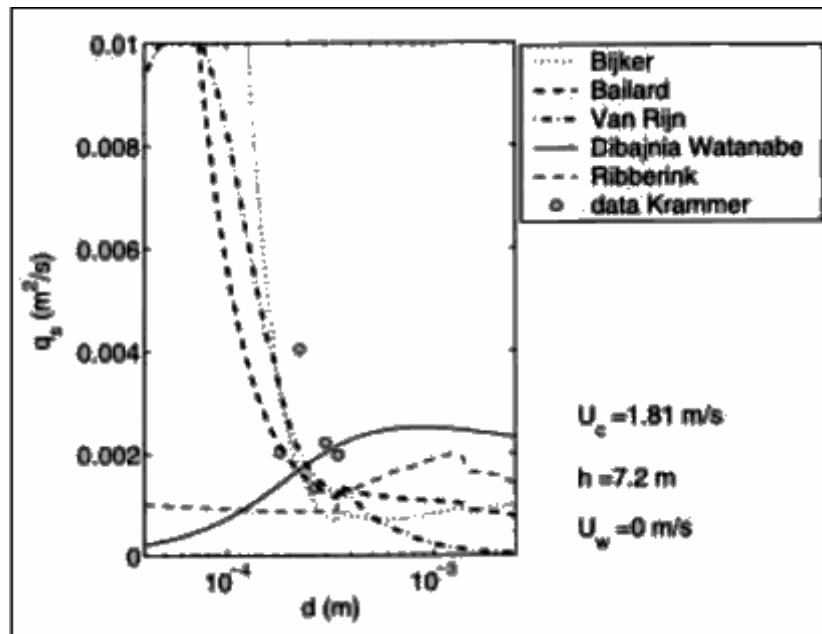


Figure 1. Influence de la granulométrie sur le transport des sédiments sous l'action des courants selon différentes formulations (Camenen et Larroudé, 2003).

Les paramètres caractérisant le fond dans différents modèles de quantification du charriage et du flux sédimentaire sont présentés dans le tableau 3. La caractérisation des sédiments est donnée par des coefficients le plus souvent empiriques. Dans les formules évoquées dans ce tableau, le flux en suspension est caractérisé par les concentrations moyennes en particules dans la tranche d'eau, sans tenir compte de la nature des particules transportées et des particules de formes, de floculation,

Auteurs	Paramètres caractérisant le fond	Sources
Garde et Dattratri (1963)	τ : contrainte de cisaillement critique, f : coefficient de Darcy- Weisbach, ρ_s : densité du sédiment,	Galisieurs, 1992.
Bijker (1968)	d : Médiane granulométrique, μ_c : ripple parameter, ρ_s : densité du sédiment, δ_c : dimension de la couche charrie= 100d/profondeur.	Camenen et Larroude, 2003.
Ackers et Whilte (1973)	K, m, n : fonction du diamètre adimensionnel d^* adopté pour les sédiments de 40 à 4000 μm .	Cugier, 2000.
LCHF (1979)	$D^{-0.5}$: grain moyen du sédiment.	Michel, 1979.
Bailard (1981) dérivé de Bagnold	θ : angle de friction des sédiments. ε_b et ε_s : rendement en charriage et en suspension	Camenen et Larroude, 2003
CERC (1984)	K : coefficient fonction de la dimension des grains (D), n : facteur de porosité, ρ_s : densité du sédiment,	Sabatier, 2001
Dyer (1986)	z_0 : rugosité du fond, ρ_s : densité du sédiment, C_{100} : coefficient de traînée lié aux structures sédimentaires.	
Van Rijn (1989)	D et d : médiane et coefficient de dimension des grains, μ_c : ripple parameter.	Camenen et Larroude, 2003
Dibajnia Watanabe (1992)	Ω_c, Ω_t : somme des sables entraînés et déposés, ω_{cr} : ripple parameter fonction du paramètre de Shields, d : médiane granulométrique inadaptée pour les sédiments grossiers (1mm)	Camenen et Larroude, 2003
Ribberink (1989)	d : médiane granulométrique k_s : rugosité de la peau, k_{st} : rugosité totale intégrant k_s et d.	
Gadd, Lavelle, Swift (1978)	β : coefficient de granularité et rugosité du fond, U_{100cr} : vitesse critique mis en mouvement d'un sédiment	Dewez et al, 1989

Tableau 3. Paramètres du fond dans quelques formules de quantification du charriage et du flux sédimentaire.

Ce tableau montre que les paramètres caractérisant le fond dans les formules de transport des sédiments sont très divers. Nous pouvons les regrouper en 6 familles :

- Les paramètres physiques (porosité, densité),
- La granularité ($d, K, m, n, d^*, D^{-0.5}$),
- Les paramètres intégrant la granularité et les courant (τ, θ, U_{100cr}),
- Les caractéristiques de la rugosité ($\mu_c, z_0, k_s, k_{st}, C_{100}, \omega_{cr}$),
- Les coefficients de charriage et suspension ($\varepsilon_b, \varepsilon_s, \Omega_c, \Omega_t$),
- L'épaisseur de la couche sédimentaire concernée (δ_c).

La rugosité est un paramètre très influant en modélisation hydrodynamique, car des différences d'un facteur de 10ans dans les quantités de sédiments charriés calculés sont obtenues si l'on prend un fond plat ou un fond rugueux. Ce coefficient peut être obtenue à partir de la granularité des sédiments par les formules de Soulsbay (1997) pour les environnements de rides de courant, ou de Van Rijn (1990) en présence de mégarides.

Cette dernière formule prend en compte la forme des mégarides et la granularité :

$$k_s = (1\hat{\alpha}3)d_{50} + (12\hat{\alpha}20)\frac{H_r^2}{L_r} \quad (15)$$

H_r : hauteur des rides sédimentaires

L_r : longueur des rides sédimentaires présentes

La hauteur de rugosité (z_0) utilisé par Dyer (1986) se déduit de k_s par la formule :

$$z_0 = xk_s \quad (16)$$

avec $x = 0.033$ pour un fond rugueux

La rugosité étant difficilement mesurable, les modélisations prennent donc le plus souvent une valeur moyenne extraite d'autres études ou approximée. La rugosité variant au cours du temps et spécialement, des valeurs adoptées des sédiments en présence devraient en toute rigueur être intégrées à chaque nœud du modèle.

La médiane citée pour ces diverses formules diffère du grain moyen utilisé en géoacoustique. Dans un cas comme dans l'autre, ces paramètres sont inadaptés pour les sédiments marins qui, contrairement au milieu terrestre, sont le plus souvent hétérogènes.

Le coefficient de friction totale est un autre paramètre important des formules. Il est particulièrement sensible à la granularité et aux courants. Les différents modèles sont le plus souvent adoptés à une catégorie de sédiments dominante dans le secteur de l'expérience. Il est important de prendre en compte ces domaines d'applications pour choisir la formule de transport la mieux adoptée à son domaine d'étude c'est ce qui a fait Idier (2002).

Mallet (1998) observe que la formule de transport par charriage d'Engelund et Hansen (1967), repose sur de nombreuses hypothèses simplificatrices :

- La houle et les effets du vent sont négligés ;
- La granulométrie est supposée uniforme ;
- Le stock sédimentaire est supposé permanent et infini ;
- Les vitesses de courant sont uniformes sur la verticale.

Heathershaw obtenait, en 1981, un facteur variant de 1 à 10 sur le débit solide calculé, selon les formules employées, des études plus récentes font états d'écarts similaires, voir même parfois supérieures.

Chapitre 2

Mécanismes du Transport des Sédiments

1. Introduction

La dynamique de la sédimentation dans les ports est un phénomène régi par le processus hydrodynamique, morphologique, atmosphérique et biologique. Le but de recherche dans le domaine de la dynamique des sédiments est de décrire l'interaction de ces processus. Vue la complexité des mécanismes ce but ne peut être atteint que partiellement. Ce travail se veut une contribution dans ce sens. Les exigences quant à l'exactitude des calculs numériques et par voie de conséquence la description du processus physique dans la nature augmentent continuellement. Les progrès réalisés dans le domaine de l'informatique contribuent énormément dans la réalisation de ce but.

Le calcul du transport des sédiments est le processus le plus important pour la simulation morphodynamique. Il est contrôlé par une multitude d'influence. Ces influences seront investigués et prises en considération mathématiquement (Malcherck 2004). L'analyse du transport des sédiments dans les régions maritimes exige en premier lieu la distinction entre sédiment en suspension et sédiment en charriage. Le transport par charriage et en suspension est basé sur les différents principes physiques. Le charriage des sédiments au fond de la couche supérieure du charriage sera déplacé quand la force de déposition est déplacée et ceux suite à l'influence des forces extérieures. Le transport par charriage s'effectue par rotation, les particules sédimentaires perdent le contact au sol de cette manière les graviers et les particules grossières seront transportés. La fraction sable sera transporté généralement par des sauts. Dans ce cas les particules quittent le sol pour un court moment. On parle de granulat en suspension lorsque la vitesse de chute (W_c) est inférieure à la vitesse de contrainte (u_*) ce ci concerne essentiellement les classes de limon et argile ainsi que les colloïdes. Le fond est toujours en interaction avec l'hydrosphère qui conjugue les sollicitations par marée, mouvement de la mer et les événements extrêmes tels que inondation etc...

Les influences antropogéniques comme la navigation ont également une influence à ne pas négliger. Ces sollicitations agissent également sur le fond sous formes de contrainte ainsi que l'espace temps de dépassement et la fréquence de son occurrence. Il en résulte différents mécanismes lors d'un dépassement continue et répété de la contrainte il y'aura la formation

de dune, tandis que les évènements extrêmes et courts provoquent une variation abrupte de la morphologie. Le transport des sédiments est toujours lié au mouvement des particules unitaires, le premier principe à prendre en compte lors de l'analyse du transport par charriage est l'analyse des particules unitaires dans le fluide, ou on doit prendre en compte les propriétés physiques des sédiments. La particule sédimentée aura souvent lors de sa naissance des arêtes aiguës qui seront aplatit par le frottement et les influences chimiques et mécaniques de l'eau. C'est le phénomène de l'abrasion. La particule prendra la forme approximative de la bulle. C'est ce qui permet de prendre des simplifications correspondantes et considéré la totalité des sédiments comme étant de forme circulaire, la particule pourra être distingué dans ce cas par son rayon et son diamètre. Le diamètre est le paramètre physique le plus important. En plus nous admettons que le sédiment aura la même densité, la densité du quartz $\rho_s = 2650 \text{ kg/m}^3$. La méthode la plus utilisée pour la détermination de vitesse de chute pour la particule est la méthode aréométrique. La propriété chimique la plus importante des particules est la cohésion.

Les marées et les vagues génèrent des courants marins dont l'énergie permet le début du détachement des sédiments et leur transport au-dessus du fond du lit. Le transport des sédiments s'effectue différemment selon la nature du sédiment et la taille du grain, à des niveaux variables de profondeur et de proximité du fond. Ce phénomène dépend essentiellement de deux paramètres: la vitesse de cisaillement et la taille du grain des sédiments. Nous allons donc commencer par définir et décrire les différents sédiments marins, expliquer la formation et le rôle de la couche limite de l'écoulement au niveau du fond de la mer puis présenter les mécanismes proprement dits du transport des sédiments.

2. Les sédiments marins

Il est important dans le cadre de notre étude de classer les sédiments selon leur taille, c'est-à-dire leur diamètre apparent (diamètre minimal de la sphère entourant le sédiment) par exemple, selon l'échelle de Wentworth. On peut distinguer 3 grands types de sédiments:

- Les galets et les gravillons qui proviennent de l'embouchure des fleuves torrentiels ou de l'érosion des falaises ;

- Le sable dont la taille du grain varie de quelques dizaines de micromètres à 2 millimètres, produit ultime de l'érosion des roches cristallines par les fleuves et les glaciers disparus ;
- Les limons et les vases dont la taille du grain est inférieure 60 micromètres.

Cette distinction provient de la particularité des vitesses de chute de ces sédiments. En effet, les sables correspondants à la zone intermédiaire entre les vases pour lesquelles la résistance hydrodynamique varie proportionnellement à la vitesse de chute, c'est-à-dire tombent en régime laminaire et les galets qui tombent en régime turbulent.

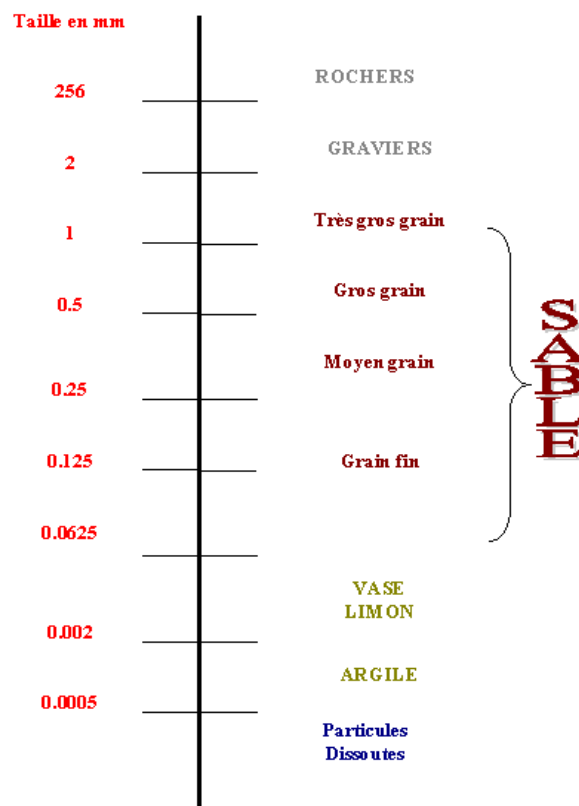


Figure 2. Classification des sédiments par taille selon l'échelle de Wentworth.

D'autre part, il faut distinguer deux configurations de sédiments:

2.1. Les sédiments cohésifs

La cohésion des sédiments a un effet significatif sur l'érosion des sédiments et résulte de la présence d'argile (même en faible proportion: 5 à10 % du total des sédiments déposés). Les particules ont tendance à former des conglomérats dans lesquels les flocons sont liés entre eux par de fortes forces électrostatiques.

2.2. Les sédiments non cohésifs

Les sédiments non cohésifs contiennent des sédiments de grosse taille, non soumis à des forces d'interactions leur permettant de bouger indépendamment les uns des autres. Ils incluent le sable et les limons.

2.3. L'écoulement et l'étude de la couche limite

La force de l'écoulement se décompose en une force de flottabilité verticale ascendante (portance) et une force de frottement de l'eau sur les sédiments, horizontale dans le sens de l'écoulement (traînée). Pour qu'il y ait transport de sédiments il faut que cette force soit suffisante pour compenser à la fois la force de gravité à laquelle les sédiments sont soumis et la force de frottement des sédiments en contact avec le fond.

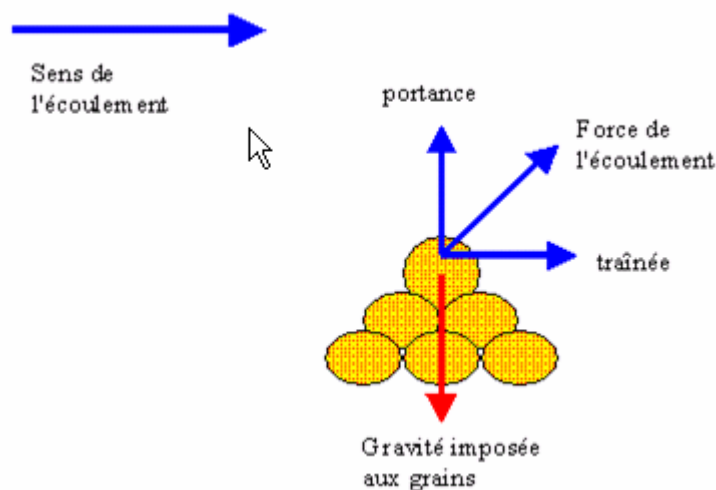


Figure 3. Ecoulement et étude de la couche limite.

La force de gravité s'applique normalement au centre de gravité du grain, la traînée et la portance ne s'applique pas nécessairement en ce point car l'écoulement est perturbé par la présence de la forme des sédiments.

Lorsque l'eau est en contact avec le fond et les sédiments qui y sont déposés, l'écoulement est perturbé et la force de frottement de l'eau sur les sédiments ralentit l'écoulement au fond. En théorie, sans présence de sédiments, la vitesse de l'écoulement au fond du lit devrait être nulle. On observe une variation verticale de la vitesse de l'écoulement, qui croît en s'éloignant du fond jusqu'à atteindre une valeur constante. La couche limite est délimitée par le fond et la profondeur à laquelle la vitesse de l'écoulement ne varie plus. C'est la force de frottement et plus particulièrement sa composante tangentielle, le cisaillement (τ) qui est responsable de ce gradient de vitesse (τ_0), la valeur de la contrainte tangentielle au fond est directement proportionnelle au gradient de vitesse dans la couche limite.

$$\tau_0 = \mu \frac{du}{dz} \quad (17)$$

μ : est la viscosité cinématique

Généralement, la couche limite s'étend entre 1 et 10 mètres au-dessus du fond de la mer.

Nous avons jusqu'ici considéré un écoulement permanent, cependant en réalité pour les écoulements marins, on peut considérer qu'il existe une couche inférieure très fine juste au-dessus du fond où l'écoulement est laminaire (τ y est maximum), puis lorsque la vitesse de l'écoulement augmente, l'écoulement devient turbulent et tridimensionnel tout en gardant une direction préférentielle. Au-dessus de cette fine sous-couche visqueuse, le profil des vitesses est courbé et le taux de variation de la vitesse décroît au fur et à mesure que l'on s'éloigne du fond, (τ) n'y est pas constant puisque le rapport (du/dz) change et est défini par la vitesse de cisaillement:

$$u_* = \sqrt{\frac{\tau_0}{\rho}} \quad (18)$$

Dans cette sous-couche visqueuse, le profil de vitesse est quasi-linéaire et (τ) est quasi-constant. Bien qu'elle soit très fine, elle affecte de façon considérable le mouvement des

sédiments. En effet, si le diamètre apparent des grains est inférieur au tiers de l'épaisseur de la sous-couche visqueuse, alors celle-ci n'est pas perturbée. On peut le comprendre en imaginant que l'écoulement turbulent ne "perçoit" pas la présence des sédiments pour les mettre en mouvement. Mais si les grains ont une taille supérieure au tiers de la sous-couche visqueuse, les sédiments perturbent l'écoulement laminaire du fond du lit et les tourbillons s'étendent plus en profondeur. Ces tourbillons sont alors capables "d'arracher" les sédiments du fond et de les transporter.

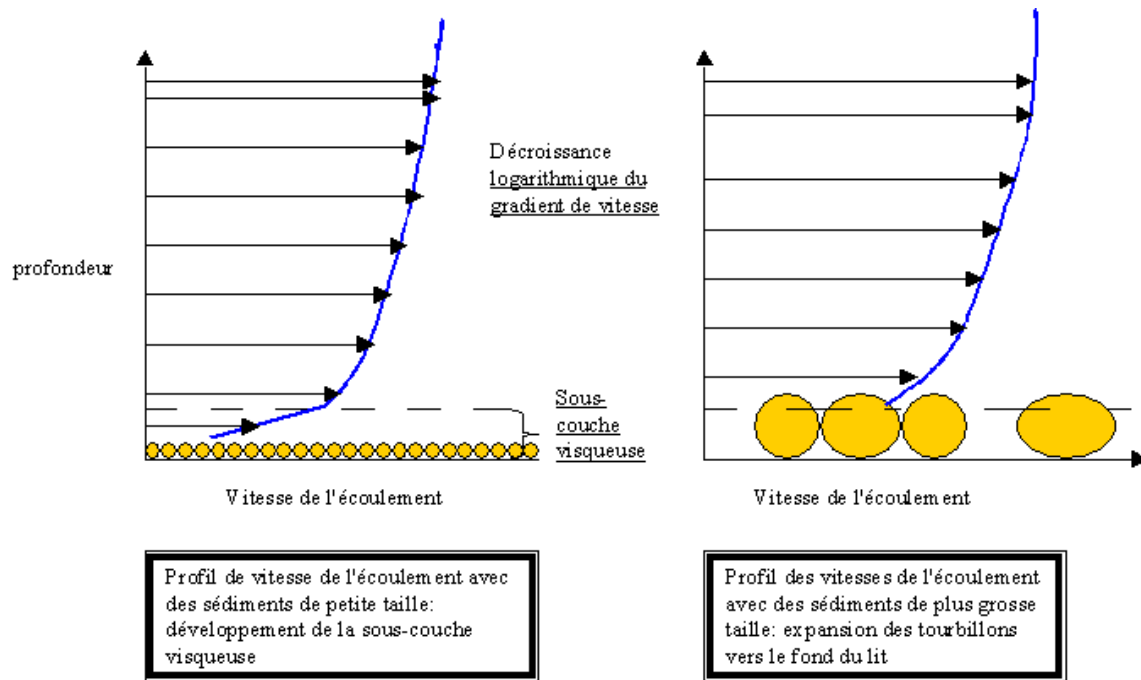


Figure 4. Profil des vitesses d'écoulement.

2.4. Les mécanismes de transport des sédiments: érosion et dépôts.

Il faut distinguer deux types de transports des sédiments:

1. Le transport à la surface immédiate du fond: Transport "as bed load"



Figure 5. Transport par charriage.

Le transport des sédiments est horizontal, et s'effectue immédiatement au-dessus du lit. Ce sont les collisions successives des particules entre elles qui sont à l'origine du mouvement du sédiment. L'écoulement turbulent influence moins le mouvement.

2. Le transport des sédiments en suspension

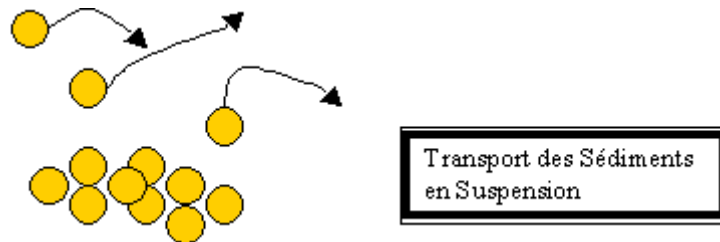


Figure 6. *Le transport des sédiments en suspension.*

Dans ce cas, c'est l'écoulement turbulent qui favorise le détachement et le transport des sédiments.

2.5. L'érosion des sédiments

Le mouvement des sédiments dans le lit de la mer débute lorsque la contrainte de cisaillement (τ) est suffisamment grande pour compenser le poids des sédiments et la force de frottement des sédiments avec le fond marin. On appellera (τ_c), la valeur de la contrainte tangentielle critique et (u_c^*), la valeur de la vitesse critique qui déterminent le début du transport des sédiments.

2.5.1. Erosion des sédiments non cohésifs

La vitesse critique définie ci-dessus dépend de la taille du grain des sédiments. Quand les grains sont petits ou que l'écoulement est relativement lent, les grains sont protégés par l'action de la sous-couche visqueuse et il n'y a pas de mouvement.

Lorsque la vitesse de cisaillement augmente, la sous-couche visqueuse est de plus en plus fine (comme nous l'avons expliqué précédemment), les tourbillons arrachent les sédiments de grosse taille du fond du lit; les sédiments roulent, glissent tout en restant au fond: c'est le transport par charriage. Finalement, la vitesse de cisaillement peut être assez grande pour que

les sédiments se détachent du fond et pour porter temporairement les grains en suspension avant qu'ils ne se redéposent dans le fond. On définit la vitesse de dépôt (w_s) correspondant à la vitesse à laquelle les sédiments en suspension retombent dans le fond.

Le graphe ci-dessous (Figure 7) obtenu expérimentalement montre bien la nature du transport en fonction de la taille du grain et de la vitesse de cisaillement. Les paramètres utilisés sont la densité des particules de quartz égale à 2650 Kg/m^3 , la densité de l'eau de mer égale à 1025 Kg/m^3 à 15°C , la viscosité égale à 10^{-3} Ns/m^2 et g égale à 9.8 m/s^2 .

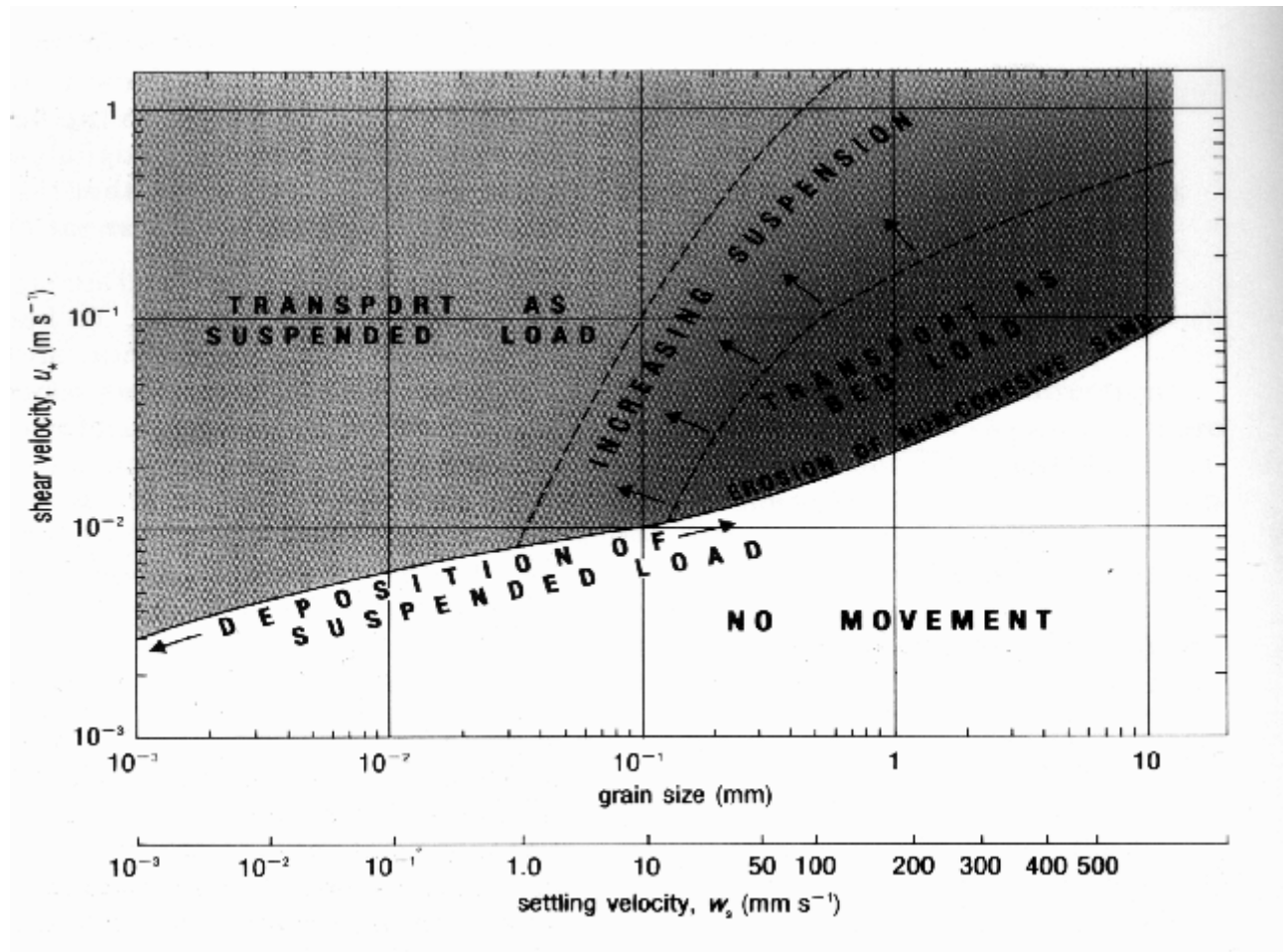


Figure 7. Nature du transport en fonction de la taille des grains.

Il faut préciser qu'en réalité, il n'y a pas de limite brusque entre la zone de transport par charriage et la zone de transport de sédiments en suspension. On peut alors évoquer un troisième type de transport des sédiments semblable à "la chute des feuilles à l'automne".

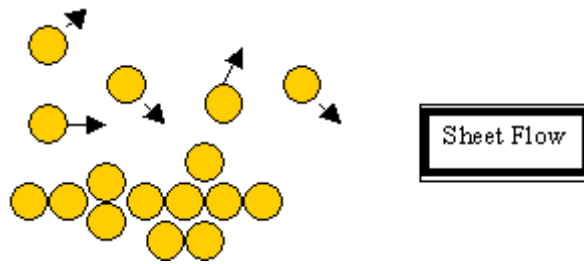


Figure 8. Troisième type de transport des sédiments « Sheet flow ».

2.5.2. Erosion des sédiments cohésifs

Les grains des sédiments cohésifs sont fortement liés entre eux et ne peuvent se détacher du fond qu'en grosses bouffées de vase, sous l'action d'une vitesse de cisaillement très forte. Il est démontré que la vitesse critique de cisaillement varie avec la concentration des sédiments déposés au fond. En dépit de la petite taille des sédiments, la boue est difficilement érodée. Donc la cohésion joue un rôle important pour le dépôt des sédiments.

2.6. Le dépôt des sédiments

Les mouvements marins ne sont pas stables et en particulier à cause des marées. Après avoir atteint leur vitesse maximale, les courants de marée décélèrent et en conséquence les tourbillons du fond ne sont plus assez puissants pour maintenir les particules en suspension: les sédiments se déposent.

2.6.1. Dépôt des sédiments transportés par charriage

Pour une taille donnée des grains, les sédiments vont arrêter de bouger et retomber dans le fond dès que la contrainte tangentielle de dépôt critique (τ_d) sera atteinte, dans ce cas $\tau_d = \tau_c$.

2.6.2. Dépôt des sédiments en suspension

Lorsque (τ_d) est atteinte, les sédiments vont alors retomber sur le lit. Mais (τ_d) dépend de la taille du grain. Les gros grains retombent dès que la gravité est plus forte que la portance mais ils peuvent rester en suspension au niveau de la couche de charriage grâce à l'action des tourbillons. On en déduit que dans ce cas (τ_d) est supérieur à (τ_c).

Il apparaît alors un phénomène de retard de dépôt. Les grains de taille différente ne vont pas atteindre le fond au même moment.

3. Transport de sédiments dans les vagues

3.1. Introduction

Le mouvement des vagues sur du sable peut générer une suspension de sédiments avec des concentrations qui peuvent être assez importantes dans la région proche du lit dans le cas de vagues non déferlantes comme l'ont montré les mesures sur le terrain notamment de Huntley et Hanes (1987), et Van Rijn et Kroon (1992); dans le cas de déferlement, on trouve des concentrations en sédiments plus importantes au niveau de la zone de plongement : mesures de Antsyferov et Kosyan (1990).

Les processus de transport induits par les vagues sont liés aux vitesses générées par les phénomènes de basses et hautes fréquences intervenant dans les vagues. Le transport vers la côte est dominant dans le cas des vagues non déferlantes, alors que pour les déferlements, il est dominant vers le large. Le mouvement des vagues peut générer une suspension des sédiments en grandes concentrations dans la zone proche du lit. Quand de forts courants (dû à la marée, au vent ou aux vagues) sont présents, il va s'ajouter un transport vers le haut lié à la turbulence et qui va entraîner des concentrations plus importantes dans les couches supérieures.

Le transport des particules par la vitesse moyenne du courant (en présence de vagues) est défini par le taux de transport lié au courant. Dans des conditions réunissant à la fois vagues et courant, le transport lié à ce dernier est généralement dominant et peut se déduire des variables (vitesse et concentration) moyennées dans le temps.

Depuis les années 60, plusieurs méthodes ont été proposées pour modéliser ce transport (1ère approche d'Einstein vers 1950) en distinguant le cas des déferlements ou non, et en utilisant les variables soit moyennées, soit instantanées.

3.2. Transport dans les vagues non déferlantes

Les processus de transport dans la direction perpendiculaire à la côte pour les vagues non déferlantes sont étroitement liés aux vitesses instantanées au voisinage du lit et aux concentrations dans les domaines des hautes et basses fréquences.

Afin de démontrer l'importance relative des différents processus de transport, nous allons décomposer la vitesse instantanée des particules et la concentration de la façon suivante :

$$U = u + U_s + U_l \quad (19)$$

$$V = v + V_s + V_l \quad (20)$$

$$C = c + C_s + C_l \quad (21)$$

où : U et V sont les vitesses instantanées parallèlement et perpendiculairement à la côte à la hauteur z au-dessus du lit, C la concentration instantanée à la même hauteur z; u, v et c sont les grandeurs moyennes; U_s et V_s sont les oscillations hautes fréquences de la vitesse (ondes courtes : $T < 12s$), U_l et V_l les oscillations basses fréquences (ondes longues : $12s < T < 200s$); et C_s l'oscillation haute fréquence de la concentration, C_l son oscillation basse fréquence.

Les oscillations hautes fréquences de la vitesse sont causées par des courants turbulents et des vagues de vent; les oscillations basses fréquences proviennent de la turbulence macro échelle et des vagues longues.

Van Rijn et Kroon (1992) ont montré que des oscillations hautes fréquences de la vitesse (U_s) asymétriques, avec des pics de vitesse plus grands vers la côte (on = onshore) que vers le large (off = offshore), et des oscillations basses fréquences de la vitesse (U_l) presque symétriques, générées par les ondes longues, et liées alternativement à des groupes de petites (low waves) et grandes (high waves) vagues : la vitesse est dirigée vers la côte lors du passage de petites vagues, et vers le large lors du passage de grandes vagues.

On a de faibles concentrations sous les petites vagues, et de grandes concentrations sous les grandes vagues.

On peut déterminer le transport particulaire net perpendiculairement à la côte en faisant la moyenne suivante sur le temps :

$$q_{net} = \frac{1}{\Delta t} \int U_c dt = \overline{U_c} \quad (22)$$

$$\overline{U_c} = \overline{u_c} + \overline{U_s C_s} + \overline{U_s C_l} + \overline{U_l C_s} + \overline{U_l C_l} \quad (23)$$

Les termes en $\overline{U_c}$ sont des flux qui sont liés aux vagues, le terme u_c est un flux lié aux courants.

Les courants permanents ou quasi-permanents pouvant se produire sont :

- Les courants induits par la marée ;
- Les courants induits par les forces de Coriolis ;
- Les courants induits par le vent ;
- Les courants induits par la densité ;
- Les courants dûs aux vagues non déferlantes ;
- Les courants le long de la côte dûs aux déferlements ;
- Les courants de retour perpendiculaires à la côte dûs au déferlement et à la houle de tempête.

Le processus de transport dans les vagues non déferlantes associés aux termes de l'équation précédente peut être décrit de la façon suivante :

La formation d'un faible courant près du lit, quasi-permanent et dirigé vers la côte donne un transport net (u_c) vers la côte dans le cas d'un lit plan ou ondulé; de forts mouvements sur un lit ondulé peuvent provoquer un courant permanent et un transport dirigés vers le large.

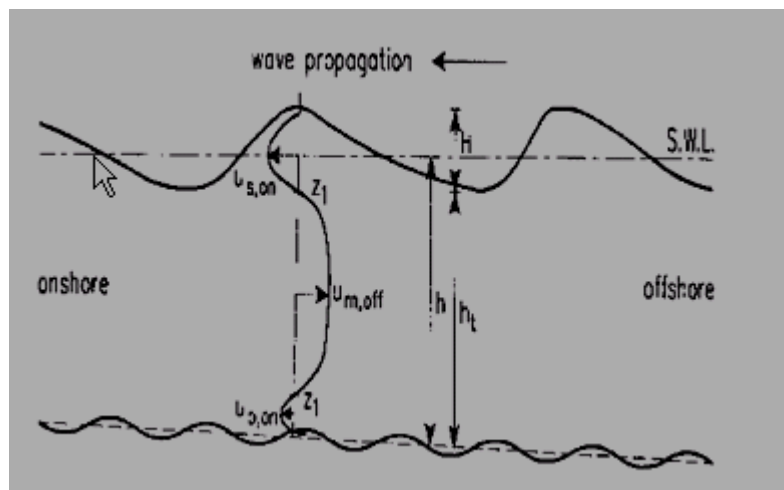


Figure 9. Le profil de vitesse causé par les effets non linéaires dans les vagues.

La présence de vagues de vent hautes fréquences asymétriques (U_s) avec des vitesses de pointe assez grandes vers la côte sous la crête des vagues et des vitesses de pointe assez faibles vers le large sous le creux des vagues engendre un transport vers la côte dans le cas d'un lit plan ou ondulé.

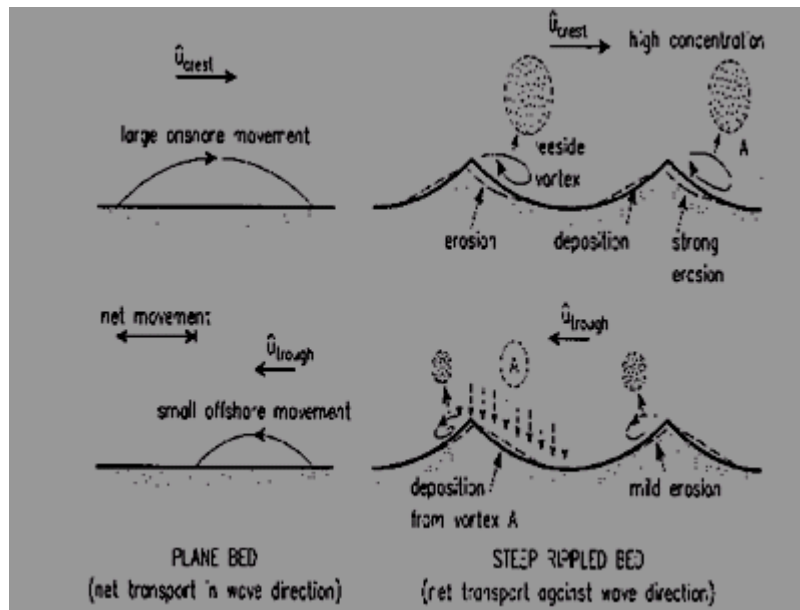


Figure 10. Les processus du transport dû (haute fréquence) au mouvement asymétrique de la vague.

La formation d'ondes longues basses fréquences liées à une élévation de la surface moyenne de l'eau sous des vagues de vent de faible amplitude et un abaissement de cette surface moyenne sous des vagues, de vent de grande amplitude va entraîner un transport ($U_1 C_1$) vers le large car les concentrations (C_1) sont relativement grandes sous les grandes vagues et relativement faibles sous les petites vagues (U_1 et C_1 sont en opposition de phase).

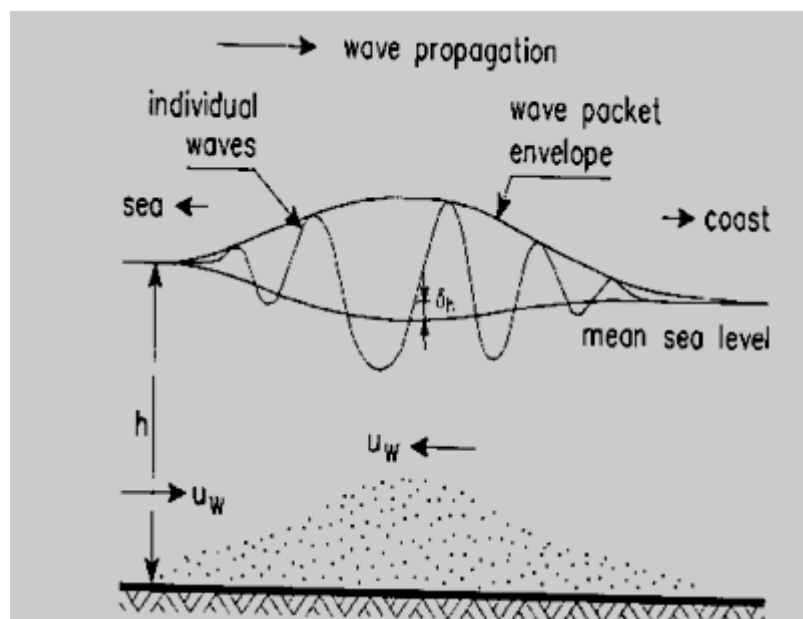


Figure 11. Vitesses et concentrations dans les ondes longitudinales.

La turbulence basses fréquences peut générer un transport soit vers le large soit vers la côte selon les conditions hydrodynamiques.

Les termes de flux moyens $(U_s C_l)_{\text{moy}}$ et $(U_l C_s)_{\text{moy}}$ liés à l'interaction des composantes basses et hautes fréquences seront à peu près égale à zéro car U_s et C_l comme U_l et C_s ne sont pas corrélées. On peut également analyser le processus de transport lié aux ondes en postulant que le taux de transport instantané est lié au cube de la vitesse instantanée :

$$q_s = U U^2 \quad (24)$$

avec:

$$U = u + U_s + U_l \quad (25)$$

Soit :

$$q_{\text{net}} = \overline{U U^2} \quad (26)$$

En supposant que $u \ll U_{\text{smax}}$ et $U_{\text{lmax}} \ll U_{\text{smax}}$, on obtient :

$$q_{\text{net}} = \overline{U_s U_{s^2}} + 3\overline{u U_{s^2}} + 3\overline{U_l U_{s^2}} + 6\overline{u U_s U_l} \quad (27)$$

Dans laquelle:

L'équation (24) correspond au transport net dû à l'asymétrie des ondes (dans la direction de propagation de l'onde) ;

L'équation (25) correspond au transport net dû à l'action de l'onde dans la direction du courant moyen ;

L'équation (26) est le taux de transport net dû à l'interaction des ondes longues et des ondes courtes; il est dans la direction contraire à la direction de propagation de l'onde dans le cas de groupes d'onde longue (signe négatif) ;

L'équation (27) est le taux de transport net dû à l'interaction entre le courant moyen, les ondes longues et les ondes courtes; il n'est quasiment nul car U_s et U_l ne sont pas corrélées.

L'amplitude et la direction du processus de transport basse fréquence sont peu connues malgré les nombreux efforts de recherche sur le terrain.

Huntley et Hanes (1987) ont observé un faible transport dirigé vers le large près du lit. Wright et al. (1991) ont rapporté que les effets basses fréquences provoquaient des flux perpendiculaires à la côte mesurable mais pas dominante. Les flux basses fréquences étaient dirigés vers la côte aussi souvent que vers le large.

Il existe un autre processus de transport important : il est lié aux forces de gravité qui agissent sur les particules mobiles à la surface du lit sur un lit incliné. Ceci va impliquer une augmentation du taux de transport quand le courant descend la pente, et une diminution de ce

taux de transport quand le courant remonte la pente. L'effet de gravité sur le transport des particules en suspension est négligeable.

Globalement, dans le cas de vagues non déferlantes, le transport sédimentaire dominant est celui qui s'effectue vers la côte.

3.3. Représentation vectorielle des flux

Sur la figure 12, nous avons représenté vectoriellement les composantes du transport sédimentaire :

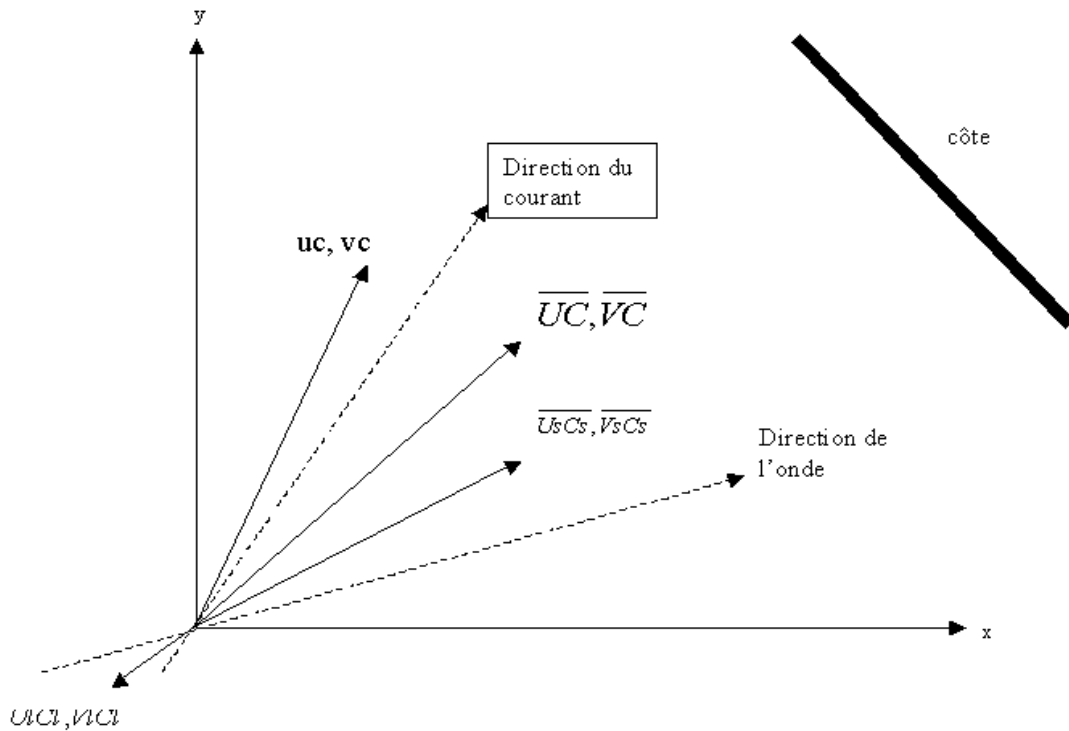


Figure 12. Représentation vectorielle des flux.

La direction du transport total est donnée par l'addition vectorielle des moyennes des valeurs instantanées mesurées.

Les vecteurs de transport peuvent être décomposés selon les directions du courant (F_c) et de la propagation de l'onde (F_w):

$$F_c = -\left(\frac{\sin \beta}{\sin(\alpha - \beta)}\right)U_c + \left(\frac{\cos \beta}{\sin(\alpha - \beta)}\right)V_c \quad (28)$$

$$F_w = -\left(\frac{\sin \alpha}{\sin(\alpha - \beta)}\right)U_c - \left(\frac{\cos \alpha}{\sin(\alpha - \beta)}\right)V_c \quad (29)$$

Avec :

$F_c = U_c C$ = flux instantané dans la direction du courant ;

$F_w = U_w C$ = flux instantané dans la direction de l'onde ;

U_c = vitesse instantanée dans la direction du courant ;

U_w = vitesse instantanée dans la direction de l'onde ;

U = vitesse instantanée dans la direction x ;

V = vitesse instantanée dans la direction y ;

C = concentration instantanée ;

α = angle entre la direction du courant et l'axe des x positifs ;

β = angle entre la direction de l'onde et l'axe des x positifs.

Les flux F_c et F_w peuvent être décomposés en composantes moyennes et oscillatoires.

Les équations de calcul de F_c et F_w ne donnent cependant pas de bons résultats lorsque les directions de l'onde et du courant sont les mêmes.

Chapitre 3

La contamination des Sédiments et Problématique des Dragages

1. Introduction

Les structures portuaires sont le plus souvent établies dans des zones où la profondeur d'eau est relativement faible, telles que les estuaires, il est alors indispensable de réaliser des dragages pour permettre aux bateaux d'accéder aux quais. Ces dragages sont effectués au moment de la construction du port, mais également de façon périodique pour enlever les sédiments qui se sont accumulés dans les chenaux et les darses (dragages d'entretien). C'est ainsi, que les pays riverains de la mer du Nord et de l'Atlantique draguent annuellement 70 à 85 millions de tonnes de déblais, qui sont rejetés en mer ou stockés dans des zones de dépôts à terre. Même si la pratique des dragages n'est pas à remettre en cause, elle ne peut être poursuivie qu'en prenant en considération les contraintes de préservation des écosystèmes côtiers. En effet, il est reconnu que les immersions sont une voie de transfert des contaminants vers le milieu marin : il convient donc de prendre les dispositions de nature à en limiter les impacts sur les écosystèmes.

Ainsi les problèmes auxquels ont à faire face les opérateurs des dragages ainsi que les services qui instruisent les dossiers, relèvent à la fois de l'appréciation de l'impact potentiel des opérations et des solutions alternatives à l'immersion quand les sédiments présentent des caractéristiques toxiques indéniables. Cette problématique peut être traduite sous forme de trois questions principales pour lesquelles il n'existe pas de réponse unique et qui doivent être examinées au cas par cas.

Comment prévoir les effets de la charge polluante lors des opérations de surverse ou d'immersion ?

Comment déterminer et suivre l'impact physique et écologique des rejets par calapage ou immersion ?

Que faire des sédiments réputés toxiques ?

Quelles sont les solutions écologiquement et économiquement acceptables ?

Les réponses à ces questions passent par des développements méthodologiques, faisant appel aux résultats récents de la modélisation mathématique du devenir des contaminants et de l'évaluation de leurs effets écotoxicologiques.

Dans le cas où la contamination des sédiments est intermédiaire entre les niveaux 1 et 2 (voir chapitre 5), les résultats analytiques seuls ne permettent pas de juger du risque écologique que représente leur immersion. Pour faciliter l'évaluation des risques de ces sédiments, nous utilisons un logiciel d'aide à la décision « Geodrisk ». Il sera basé sur les résultats d'analyses chimiques recommandées par les «instructions techniques portant sur le prélèvement et l'analyse des déblais de dragage». Ce logiciel se veut un outil qui permet de discriminer les sédiments dragués, selon leur niveau de contamination, leur toxicité potentielle et mesurée, apportant ainsi une aide à la décision pour les gestionnaires. A partir d'une méthode simplifiée, basée sur les prescriptions réglementaires, nous aurons la possibilité de personnaliser son évaluation, tant par la prise en compte d'un plus grand nombre de contaminants que par l'utilisation de plusieurs tests de toxicité.

Des préoccupations nouvelles, vis à vis des opérations de dragage et d'immersion, se sont faites jour à partir du moment où il a été établi que les sédiments constituaient un moyen de transfert important pour des polluants de nature microbiologique, tels que bactéries, virus ou kystes de dinoflagellés toxiques, et de substances chimiques diverses.

Les sédiments non contaminés ne posent pas de problèmes particuliers quant à leurs effets sur l'environnement et sont dans certains cas utilisés pour la création de zones humides, l'engraissement de plages en cours d'érosion ou la construction de routes. En revanche, le dragage et le rejet de matériaux contaminés posent un certain nombre de question concernant : leurs effets sur la qualité physicochimique des eaux, le devenir des substances toxiques pour les organismes vivants. Le phénomène le plus visible est l'augmentation localisé et temporaire de la turbidité au voisinage de la drague ou du site de dépôt. La majorité des études portant sur les effets de la turbidité sur les organismes vivants montrent que, dans la plupart des cas, les phénomènes naturels ont des impacts plus importants que ceux provoqués par des rejets de dragage. Les organismes benthiques, qui vivent en étroite liaison avec le fond, sont particulièrement exposés aux effets directs provoquant la destruction des habitats et l'enfouissement des espèces qui y vivent. Les suspensivores sont les espèces les plus résistantes, se nourrissant à l'aide d'un siphon, elles peuvent survivre à un recouvrement de plus 50cm.

2. Analyse de risque

L'analyse des risques est une notion récente qui a d'abord été utilisée pour la protection de la santé humaine, puis ensuite appliquée à la préservation de l'environnement dès qu'il a été la cible de pollutions affectant son intégrité ou sa qualité. Le danger peut être défini comme une situation qui présente un certain potentiel à causer des dommages aux personnes, aux biens, à l'environnement ou de façon plus spécifique, comme la propriété intrinsèque d'une substance susceptible de causer un dommage. Le risque est une grandeur qui caractérise un événement indésirable par sa probabilité d'occurrence et par la gravité des dommages de la réalisation de cet événement. Pour une cible donnée, dans un contexte donné, un risque accidentel peut donc être estimé en appliquant la formule suivante :

$$\text{Risque} = \text{Dommages} \times \text{Probabilité.}$$

Les niveaux proposés par Géode ont été utilisés pour une première évaluation du risque, dans le but de définir une stratégie et un outil d'aide à la décision en matière de gestion des sédiments contaminés. La démarche suivie consiste à prendre successivement en considération les domaines suivants :

- le danger potentiel de chaque contaminant ;
- la toxicité mesurée du sédiment ;
- la potentialité du transfert des contaminants à partir de la zone de dépôt ;
- la sensibilité de l'écosystème récepteur.

Pour chacun des domaines ci-dessus sont pris en considération des critères de risques spécifiques, auxquels sont attribuées des notes comprises entre zéro et trois, fixées à partir de données bibliographiques sur la biogéochimie et la toxicité des contaminants considérés. L'analyse des dangers potentiels ne prenant en considération qu'un nombre limité de contaminants, il est nécessaire d'intégrer à la fois leur biodisponibilité réelle et la toxicité d'éventuelles substances non décelées par l'analyse chimique. Ceci conduit à déterminer la toxicité globale du sédiment, en utilisant un ou plusieurs bioessais de laboratoire. Un test basé sur l'embryotoxicité des œufs fécondés d'huître creuse (*Crassostrea gigas*) ou de moule (*Mytilus edulis*) est préconisé, en raison de sa grande sensibilité et de sa capacité à discriminer différents niveaux de contamination des sédiments. La phase finale du développement embryonnaire des bivalves est constituée par le stade de larve "D", qui correspond au début de l'évolution larvaire. La toxicité des sédiments est alors évaluée par le

pourcentage d'anomalies du développement embryonnaire pour des expositions à des concentrations en sédiment comprises entre 0 et 10 g /l.

2.1. Les tests de toxicité

Dans le cadre spécifique des boues de dragage, il existe peu de bio-essais normalisés et de méthodes d'évaluation de la toxicité. Trois types de tests peuvent être retenus, selon que l'on s'intéresse à la toxicité du sédiment total, à celle de ses eaux interstitielles ou aux contaminants extractibles en milieu aqueux. Les tests portants sur le sédiment total donnent une détermination directe de la toxicité des substances chimiques présentes ; ceux sur l'eau interstitielle ou les extraits aqueux évaluent les effets toxiques de la fraction de contaminants solubilisée.

En 1995, les commissions d'Oslo et de Paris ont adopté quatre protocoles de tests pour l'évaluation de la toxicité des substances et préparations utilisées dans l'industrie pétrolière off shore. Cette sélection résultant d'essais intercalibrés comprend:

- Un test d'inhibition de croissance d'une algue marine *Skeletonema costatum* [norme NF EN ISO 10253 (T 90-311) publiée par l'Afnor en 1998];
- Un test de toxicité aiguë sur le copépode marin *Acartia tonsa* [norme ISO/DIS 14669: 1996 (F)] ;
- un test de toxicité des sédiments sur l'Amphipode marin *Corophium* sp, correspondant à la norme ASTM (1993) préconisant l'emploi d'amphipodes marins et / ou estuariens ;
- Un test de toxicité aiguë à partir de juvéniles de turbot (*Scophthalmus maximus*) ou du Cyprinodon (*Cyprinodon variegatus*) selon la ligne directrice 203 de l'OCDE (Ospar, 1994 et 1995).

2.2. Les bio essais de l'Ifremer

En raison de la grande sensibilité aux toxiques de la phase du développement embryonnaire des invertébrés marins, l'Ifremer a retenu deux bioessais sur la spermiotoxicité (perte du

pouvoir fécondant du sperme) et le développement embryonnaire chez deux bivalves (*Mytilus* sp. *Crassostrea gigas*) et deux oursins (*Sphrechinus granularis*, *Paracentrotus lividus*)

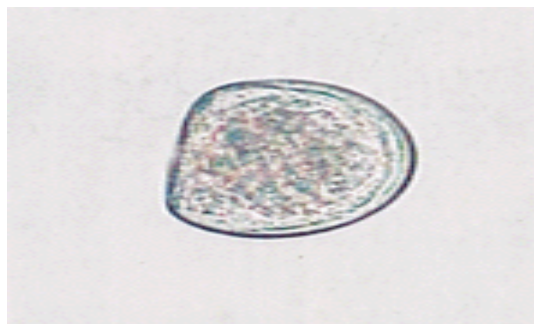


Figure 13. *Huître : larve normale.*



Figure 14. *Huître : manteau hypertrophié.*

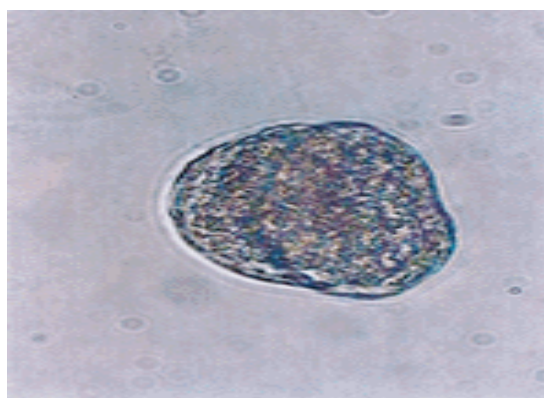


Figure 15. *Huître : coquille anormale.*

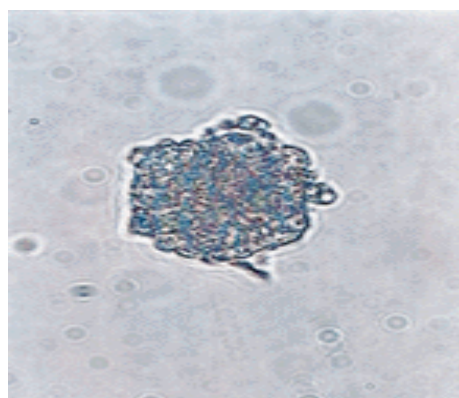


Figure 16. *Huître : embryon.*

La figure 17 illustre la gestion du risque.

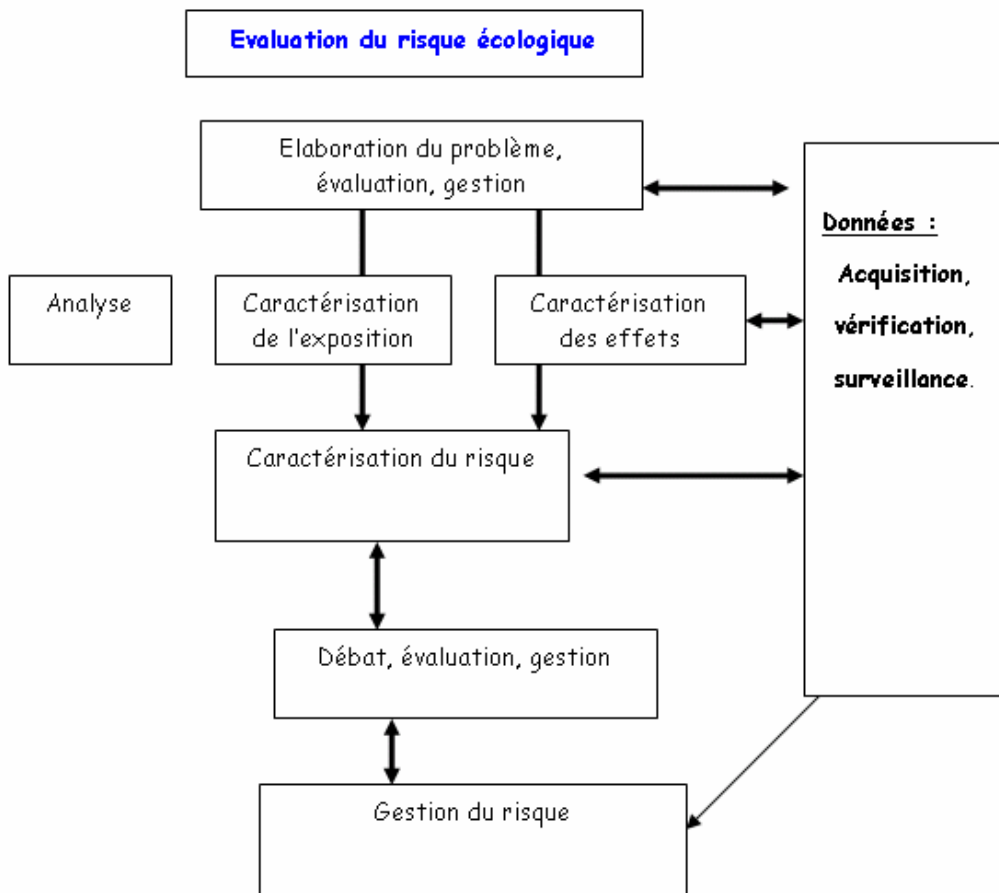


Figure 17. Gestion du risque.

Le mouvement complexe, qui tend à projeter, plus ou moins rapidement les produits de dragage vers le fond, est habituellement décrit en trois phases : convection ou descente en masse, diffusion passive et effondrement dynamique. Une fois le rejet étalé sur le fond, dans un état d'énergie minimum, son comportement devient indépendant de la technique de rejet. A partir de ce moment, l'évolution du matériel se réalise à long terme et peut être décrite selon deux phases : formation et tassement des dépôts et remise en suspension et dispersion de ceux-ci. Une fois placés ou déposés au fond, les matériaux de dragages forment un monticule ou une auréole de dépôt, dans le cas d'un rejet isolé, ou une structure bathymétrique complexe, dans le cas de rejets multiples. En l'absence de perturbations hydrodynamiques, ces dépôts auront une tendance naturelle à se consolider et à devenir ainsi de plus en plus résistants et par conséquent de moins en moins érodables.

Le milieu récepteur, caractérisé par son environnement hydrodynamique, est considéré comme dispersif ou non-dispersif selon que les dépôts sont plus ou moins stables vis à vis de

leur probabilité de remise en suspension. Si les agents hydrodynamiques sont suffisamment énergétiques pour remobiliser le matériel, celui-ci suivra une dynamique d'advection dispersion régie par l'hydrodynamisme à plus grande échelle.

Les modèles de rejet de dragage peuvent être divisés en deux groupes: les modèles court terme et les modèles long terme.

Les modèles court terme décrivent les premières phases du rejet où la dynamique et les processus déterminants sont dépendants de la technique utilisée.

Les modèles long terme décrivent le devenir des rejets de dragage lorsque la dynamique et les processus déterminants ne sont plus dépendants de la technique de rejet. L'évolution des rejets est alors strictement déterminée par le tassement des matériaux et par l'hydrodynamisme du milieu récepteur. L'échelle spatiale de ces modèles correspond à celle de l'hydrodynamisme dont l'emprise peut ne plus être locale mais régionale.

Lorsque les rejets de dragage commencent à se stabiliser au fond, le problème consiste à déterminer s'ils vont y rester ou s'ils sont susceptible d'être remis en suspension et transportés au delà du champ proche. Cette dynamique à plus long terme n'est donc plus déterminée par les techniques de rejet mais par les caractéristiques et la variabilité des agents hydrodynamiques : courants et vagues. C'est donc la détermination du caractère dispersif ou non du site qui est essentielle.

3. Gestion et mesures à entreprendre

La démarche d'ensemble consiste à sélectionner les sédiments qui, par leur nature et leur charge polluante, pourraient présenter des risques écologiques pour les écosystèmes côtiers. Ceci a conduit les pays signataires de la convention OSPAR à déterminer, pour les éléments métalliques et substances les plus toxiques, des seuils ou valeurs guides permettant de caractériser les sédiments qui méritent une attention particulière. De manière générale elles sont établies par référence à des niveaux de présence des contaminants dans le sédiment, ou par rapport à une estimation de leur fraction biodisponible (fractions extractibles) ou des concentrations spécifiques (sans effets, effets mineurs, effets néfastes).

Le Groupe d'Etude et d'Observation sur les Dragages et l'Environnement a proposé des valeurs guides, pour les métaux et les PCB selon deux niveaux définis par les lignes directrices de la Convention d'OSPAR :

Niveau 1: valeur au-dessous de laquelle l'immersion peut être autorisée sans étude particulière, mais au-dessus de laquelle des études plus approfondies que la simple analyse

physico-chimique doivent être entreprises. Dans ce dernier cas une évaluation écotoxicologique globale du sédiment par un ou plusieurs tests de laboratoire peut être demandée par les services chargés d'instruire la demande du permis d'immersion,

Niveau 2: valeur au-dessus de laquelle l'immersion est susceptible d'être interdite s'il n'est pas apporté la preuve qu'elle constitue la solution la moins préjudiciable pour l'environnement.

4. Les destinations des matériaux de dragage

Bien que très largement pratiquée l'immersion n'est pas obligatoirement la destination finale de tous les matériaux dragués. En effet, selon leurs caractéristiques physico-chimiques et leur niveau de contamination, les déblais peuvent être valorisés, déposés ou confinés à terre et en mer, ou être soumis à des traitements spécifiques de dépollution.

4.1. Les mises en dépôts

Les sédiments peuvent techniquement être mis en dépôt à terre sous l'eau ou sur des îles. Toutefois, les dispositions liées à la protection de l'environnement marin contre les risques écologiques potentiels des immersions tendent à privilégier les dépôts terrestres.

4.2. Le lagunage

Consiste à déposer de manière temporaire sous une faible épaisseur des sédiments en vue de leur utilisation ultérieure. Différents processus interviennent au cours de l'opération qui débute par une perte irréversible d'eau.

4.3. Remblaiement et construction d'îles artificielles

Lorsque les sites le permettent, d'importants dépôts à terre peuvent être construits par remblaiements côtiers ou création d'îles artificielles : dépôts de Papegaaiebek et Slufter (Pays - Bas) dont la capacité est de 0,9 millions de m³ sur une surface de 29 ha, île artificielle de Bilho dans l'estuaire de la Loire.

4.4. Les dépôts sous marins confinés

La technique la plus courante consiste à recouvrir les sédiments déposés au fond de la mer par une importante couche de sable (1m) destinée à les isoler de la colonne d'eau sus-jacente. Connue sous le nom de "capping" cette pratique est peu courante en Europe.

5. Le traitement des sédiments contaminés

De nombreuses techniques faisant appel à des processus biologiques ou physico-chimiques ont été étudiées. Les techniques de prétraitement ont pour objectif de conditionner le sédiment en vue de son traitement ultérieur. Le tri granulométrique par hydrocyclonage permet de séparer les sables des fractions fines contaminées. Les traitements biologiques consistent à utiliser la capacité de certains micro-organismes à dégrader les substances organiques et les polluants : PAH, PCB, dérivés chlorés, hydrocarbures. L'efficacité des méthodes biologiques dépend des conditions de milieu (température, oxygène, teneurs en nutriments) et de l'adaptation des micro-organismes à utiliser les polluants à éliminer comme substrat pour leur propre développement. Ces biotechnologies peuvent être mise en oeuvre, soit *in situ*, soit par épandage sur des sols, soit dans des bioréacteurs. L'extraction physico-chimique consiste à retirer du sédiment les contaminants adsorbés sur les particules argileuses, à l'aide d'un fluide dans lequel ils se retrouvent concentrés. Les agents d'extraction sont multiples et adaptés à la nature de la contamination à traiter : eau, additionnée ou non d'acides, de bases, de produits complexants ou chélatants, solvants organiques divers (hydrocarbures, alcools...), gaz (fréon, CO₂, propane). Les traitements thermiques soumettent les sédiments à des températures de l'ordre de 450 à 650° C pendant quelques dizaines de minutes pour éliminer certains métaux (As, Cd, Hg) par volatilisation et les substances organiques par combustion ou pyrolyse. L'immobilisation consiste à piéger les contaminants dans des matrices solides qui empêchent leur libération dans l'environnement extérieur par lessivage ou érosion. Elle peut être réalisée par solidification/stabilisation à froid ou vitrification à très haute température.

6. La valorisation des déblais de dragage

Elle est souvent recherchée pour réduire les coûts de dragage et répondre à un besoin en matériaux. Trois types d'utilisation sont envisageables : amendements pour les sols agricoles (épandage), emploi comme matériaux de construction primaires (sables) ou élaborés (briques), remblaiement pour la réalisation d'infrastructures.

7. Réglementation

Les opérations relatives au dragage des sédiments et à leur immersion ou dépôts à terre sont soumises à des autorisations délivrées par les préfets. Elles sont basées sur des dispositions réglementaires adoptées au niveau international dans le cadre de Conventions internationales et de la loi nationale.

8. Dispositions internationales

Les dispositions résultent des travaux menés :

- La Convention de Londres du 29 décembre 1972 sur la prévention de la pollution des mers résultant de l'immersion des déchets ;
- Dans le cadre de la Convention d'Oslo du 15 février 1972 pour la prévention de la pollution des mers par les opérations d'immersion, à laquelle s'est substituée, depuis le 25 mars 1998,
- La Convention de Paris du 22 septembre 1992 pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est.

8.1. Définition de l'immersion

On entend généralement par "immersion", le déversement délibéré dans la mer de substances ou de matériaux, à partir (ou au moyen) de navires, aéronefs, engins flottants, plates-formes fixes ou flottantes ou autres ouvrages placés en mer. Ne sont donc pas considérés comme des immersions les rejets de matériaux effectués directement par conduite sur le littoral. De

même, sont a priori exclues du champ des conventions les opérations de dragages par surverse ou par agitation.

8.2. Dispositions générales régissant les immersions

De manière explicite, la Convention de Londres de 1972, telle qu'amendée par la résolution LC. 49 (16) du 12 novembre 1993 concernant l'abandon progressif de l'évacuation en mer de déchets industriels, stipule que les déblais de dragage ne sont pas visés par l'interdiction d'immersion formulée à l'encontre de ces déchets .Il en est de même de la Convention de Paris de 1992 : l'immersion des déblais de dragage déroge au principe d'interdiction qui frappe tous les déchets et autres matières. Ce principe d'exception ressort également du protocole "Immersion" de la Convention de Barcelone de 1976.

8.3. Substances autorisées à l'immersion

Dans une approche globale, l'annexe II (art. 3-2-4a) de la Convention de Paris de 1992 stipule que peuvent être immergés les matériaux de dragages, pour autant que ceux-ci répondent aux critères, lignes directrices et procédures adoptés par les parties contractantes et figurant à l'annexe II (art. 6).

8.4. Permis d'immersion

Toute substance dont l'immersion est envisagée doit faire l'objet de la part des autorités nationales compétentes soit : d'un permis au titre de la Convention de Londres 1972 (art. IV) et du protocole "Immersion" de la Convention de Barcelone (art. 5) soit ; d'une autorisation, au titre de la Convention de Paris de 1992 ou d'une réglementation conforme aux critères, lignes directrices et procédures adoptés par les parties à la dite convention (annexe II, art. 4). Quatre types de permis peuvent être attribués : permis spécifique, permis spécifique dérogatoire au principe d'interdiction, permis spécifique en cas d'urgence, permis général.

9. Microbiologie sanitaire

Très peu d'études ont abordé l'aspect bactériologique et encore moins viral des dragages. Cependant, les ports et les estuaires reçoivent des eaux usées d'origine urbaine et agricole. Ces rejets contiennent un grand nombre de bactéries et de virus dont certains, d'origine fécale, sont pathogènes pour l'homme et peuvent entraîner des pathologies à l'occasion de baignades ou de consommation de coquillages. L'évaluation de l'impact microbiologique du dragage passe tout d'abord par la connaissance de la charge bactérienne et virale du sédiment et des mécanismes qui régissent l'activité et la survie des bactéries dans cet écosystème. Les sédiments lorsqu'ils sont constitués par des particules très fines contiennent un grand nombre de bactéries, car ils offrent une grande surface de colonisation importante par rapport à leur masse. C'est ainsi que 90,5 % de coliformes fécaux peuvent être fixés sur des particules de petite taille (0,45 à 5 μm). Les microorganismes suivants, pathogènes pour l'homme, peuvent être retrouvés dans les sédiments : Salmonella, Escherichia coli, streptocoques fécaux, Clostridium perfringens, Clostridium botulinum de type E, Vibrio vulnificus, Vibrio cholerae, Vibrio parahaemolyticus, Aeromonas spp ...

Les stations d'épuration rejettent également en grande quantité des virus (hépatite A, virus responsables de gastro-entérites, entérovirus) qui se fixent majoritairement sur les particules fines. Le dragage provoque une remise en suspension des sédiments et des microorganismes qui leur sont associés. Ces phénomènes de contamination de l'eau par les sédiments ont déjà été observés lors de marées, de conditions météorologiques particulières et de passages de bateaux.

Le devenir de la charge microbienne dans l'eau est, comme pour les autres polluants, est fonction de la dilution, de la dispersion et de la sédimentation des particules fines. Par ailleurs les bactéries vont subir l'agression du milieu marin qui conduit à une atteinte cellulaire. Les facteurs pouvant affecter la survie des bactéries d'origine entérique en mer ont fait l'objet de nombreuses études in situ ou en laboratoire. Les principaux facteurs de stress sont : la lumière solaire (la lumière visible ou les UV proches), la salinité, la teneur en éléments nutritifs, la température, la prédation et la compétition de flore. Sous l'effet de ces différents stress, les bactéries évoluent dans l'eau côtière, comme dans le sédiment, vers des formes viables non cultivables. Quant aux virus, leur comportement à l'échelle des travaux de dragage sera comparable à celui des particules inertes adhérentes au sédiment. Lors des rejets des matériaux dragués, l'action de la lumière sera atténuée par la turbidité, du fait de la formation d'un nuage de matières en suspension pendant les opérations de rejet. En conséquence leur

temps de survie pourrait être prolongé. Ainsi, avant de conclure que les dragages ne constituent pas une menace pour les zones conchylicoles ou de baignade, des études microbiologiques sont nécessaires.



Figure 18. Microbiologie sanitaire.

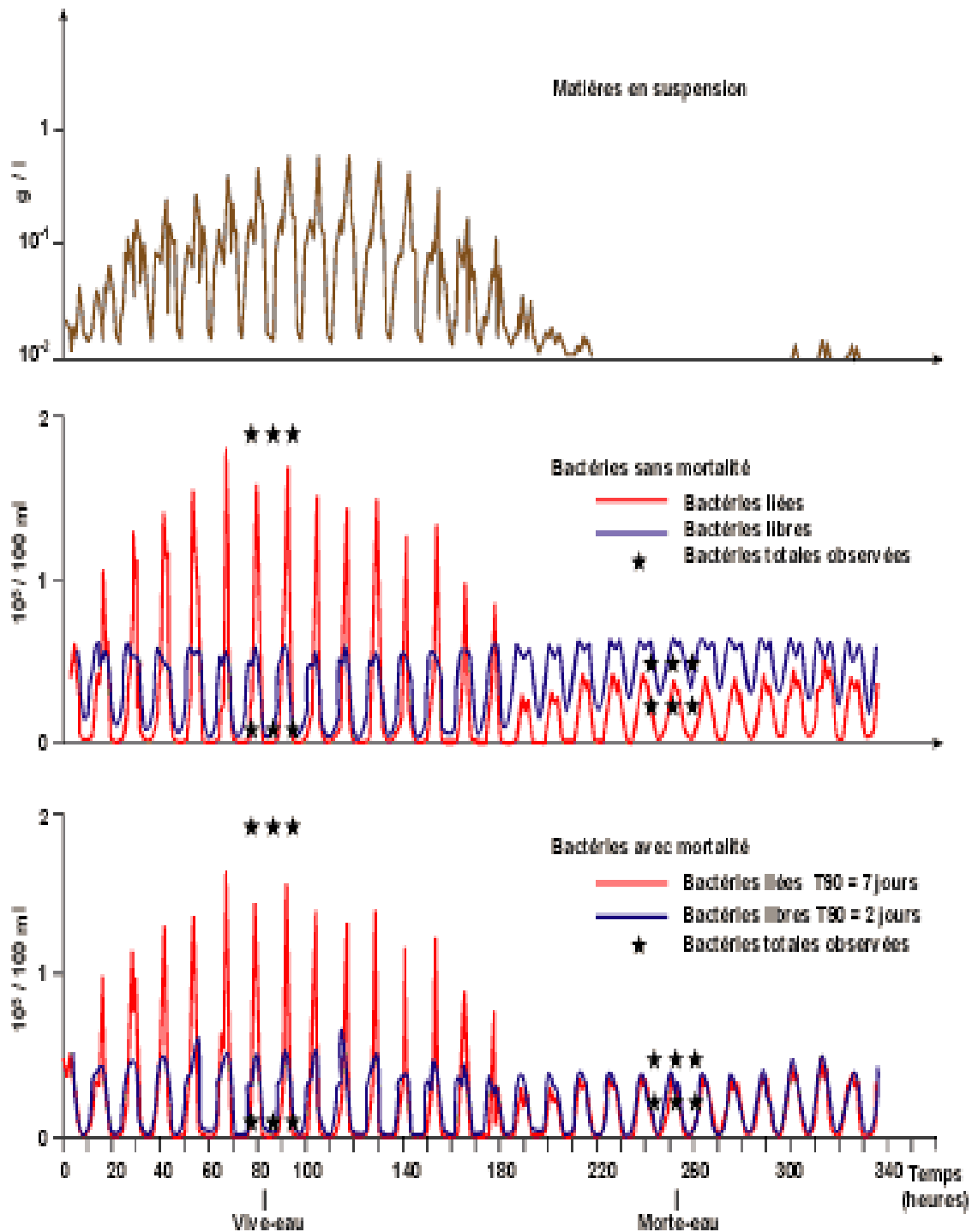


Figure 19. Simulation de l'effet des remises en suspension sur les teneurs en matières en suspension et sur la qualité bactériologique de l'eau ; avec et sans lois de mortalité. Estuaire de Morlaix (Le Hir et al, 1989).

9.1. *Phytoplancton toxique*

Certaines micro algues du phytoplancton produisent des toxines qui sont susceptibles de provoquer des mortalités d'organismes marins ou de s'accumuler dans les coquillages ou les poissons et ainsi de les rendre impropres à la consommation. Parmi les plus dangereuses figurent les espèces produisant des toxines paralysantes qui peuvent être mortelles pour l'homme. C'est le cas d'*Alexandrium minutum*. De plus, cette espèce est capable de survivre dans des conditions environnementales défavorables en formant des kystes, qui sédimentent et survivent pendant des mois ou des années dans un état de dormance. Le retour à des conditions de croissance favorables déclenche la germination de ces kystes. La dissémination des formes enkystées étant de nature à accroître le risque potentiel d'efflorescence qui doit être limité par des mesures prédictives et des contrôles appropriés. Ainsi dans certains secteurs exposés, l'immersion des sédiments portuaires a été remplacée par leur dépôt à terre.

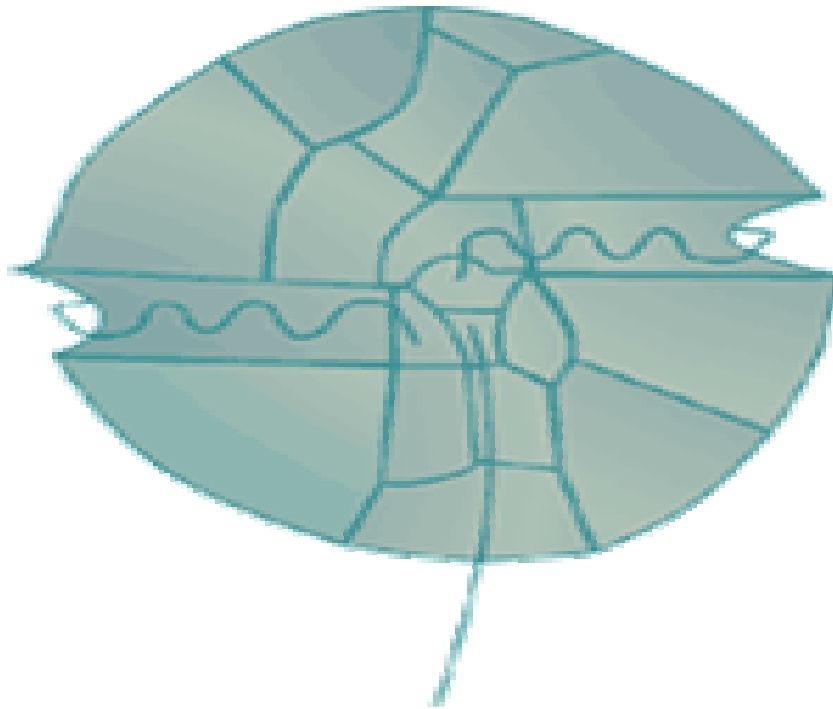


Figure 20. *Phytoplancton toxique Alexandrium minutum.*

10. Contaminants chimiques

Les sédiments côtiers et estuariens renferment de nombreuses substances dont certaines présentent un caractère toxique affirmé : métaux lourds, hydrocarbures polycycliques aromatiques,

organochlorés (PCB), pesticides et biocides divers. Leur dragage et rejet en mer posent le problème de la mobilité des éléments et substances toxiques et de leurs effets sur les organismes vivants. Les processus qui interviennent dans le relargage ou l'immobilisation des contaminants associés au sédiment sont régulés dans une large mesure par les propriétés physico-chimiques de l'environnement du site de dépôt, mais aussi liés à l'activité microbiologique dans le sédiment dragué. Une attention particulière est apportée aux contaminants toxiques, persistants et bioaccumulables.

L'arsenic (As) est présent naturellement dans les sols à l'état de traces, à l'état dissous, l'arsenic inorganique se présente sous forme d'As(III) et d'As(V), As(III) prédomine en milieu anoxique. Dans les sédiments récents, l'anoxie progressive solubilise à nouveau l'arsenic sous forme d'As(III) et contribue donc à sa remobilisation partielle. Par contre, dans les horizons profonds, la présence de sulfures favorise la fixation définitive de l'arsenic et de certains autres métaux. Cet équilibre très lié au potentiel redox des sédiments est susceptible d'être remis en cause lors des opérations de dragage. Dans les sédiments côtiers, les concentrations sont le plus souvent comprises entre 10 et 15 $\mu\text{g/g}$ de sédiment sec. Des teneurs jusqu'à 100 fois plus élevées sont parfois rapportées pour des zones contaminées. La toxicité de l'arsenic dépend essentiellement des formes chimiques sous lesquelles cet élément est présent dans le milieu, ou accumulé dans le réseau trophique. Les ions arsénites et arséniate sont les formes les plus dangereuses pour les espèces marines et pour le consommateur de produits marins. Le phytoplancton est le maillon le plus sensible aux effets toxiques de l'arsenic. A des concentrations supérieures à 5 $\mu\text{g/l}$, As(III) et As(V) inhibent le développement de *Skeletonema costatum*.

Le chrome (Cr) parvient à l'océan essentiellement particulaire et insoluble. Alors que la forme oxydée (VI) est très soluble, la forme réduite (III) possède une forte tendance à s'adsorber sur toutes les surfaces et est donc enlevée très rapidement de la colonne d'eau sous forme particulaire. En milieu estuarien, les deux formes chimiques cohabitent ; le Cr(VI) présentant un caractère très conservatif, alors que le Cr(III) est enlevé dans une forte proportion de la colonne d'eau par adsorption sur les particules. En milieu océanique, l'incorporation partielle du chrome dissous aux fractions biogéniques siliceuses ou carbonatées provoque une légère diminution des concentrations au voisinage de la surface. Les études sur la diagenèse précoce montrent une solubilisation du chrome dans les couches toxiques du sédiment, ayant pour conséquence un flux de chrome dissous vers les eaux sus-

jaçentes. Peu de données sont disponibles sur la toxicité sublétaie des différentes formes d'oxydation du chrome. Le seuil sans effet (Threshold Effect Level) dans les sédiments est estimé à $52,3 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$.

Le cadmium (Cd) est principalement utilisé pour la fabrication des batteries, mais son introduction dans le milieu marin peut résulter de l'activité minière. Ses niveaux de présence dépendent non seulement de la contamination, mais aussi de certains paramètres physico-chimiques influant sur les équilibres et les distributions. Les ions Cd^{2+} constituent la forme prédominante du cadmium dissous en eau douce. Dès que la salinité augmente, les chlorocomplexes deviennent rapidement les espèces dominantes. Le comportement très différent de ces deux espèces chimiques vis à vis des particules en suspension explique en grande partie les proportions de cadmium dissous ou particulaire que l'on peut rencontrer selon les zones considérées. Dans les rivières, 95% du cadmium serait sous forme particulaire ; cette proportion s'inverse lorsque la salinité atteint 17 à 20 mg/l. En estuaire, la représentation des concentrations en cadmium dissous en fonction de la salinité prend la forme d'une courbe en cloche très caractéristique. La conservation du cadmium dissous dans la gamme de salinité d'environ 20 à 33 permet d'extrapoler une concentration théorique de cadmium à salinité nulle et de calculer ainsi les exports à l'océan. Dans les sédiments océaniques, la teneur moyenne est voisine de $0,2 \mu\text{g}/\text{g}$. Le cadmium ne présente pas de toxicité aiguë pour les organismes marins à des concentrations susceptibles d'être rencontrées dans le milieu. Au niveau sublétaie des concentrations de $0,05$ à $1,2 \mu\text{g}/\text{l}$ peuvent provoquer des effets physiologiques pour les larves de crustacés (respiration, stimulation enzymatique) et des inhibitions de croissance pour le phytoplancton.

Le cuivre (Cu) est un oligo-élément nécessaire à la vie, mais qui peut présenter des effets toxiques à partir d'un certain seuil de concentration. L'utilisation de l'oxyde CuO comme matière active des peintures antisalissures marines constitue une source importante d'introduction dans les zones portuaires. Dans le milieu aquatique le cuivre existe sous forme particulaire, colloïdale et dissoute. Il a tendance à former des complexes avec des bases fortes telles que carbonates, nitrates, sulfates, chlorures. Le cuivre est introduit sous forme particulaire dans les océans. Etant rapidement adsorbé sur les sédiments riches en ligands, tels qu'hydroxydes de fer et de manganèse, les niveaux de présence peuvent atteindre des valeurs très élevées dans les zones sous influence des apports. De façon générale, la toxicité est plus élevée pour le cuivre à l'état d'oxydation +1 et décroît dans l'ordre +2 et 0. Les oxydes, CuO et

Cu_2O , très peu solubles sont toxiques à des concentrations de l'ordre de 1 à 2 mg/l. Le seuil sans effet du chlorure cuivrique CuCl_2 pour les larves d'huîtres *C. gigas* est de $10\mu\text{g/l}$, tandis que le développement embryonnaire est totalement perturbé à $50\mu\text{g/l}$.

Le mercure (Hg) présente un risque majeur pour l'écosystème marin et pour le consommateur humain, en raison de sa toxicité et de ses capacités de bio-magnification par la chaîne alimentaire. Le mercure peut prendre les degrés d'oxydation 0, I ou II et former des liaisons covalentes stables en donnant ainsi des dérivés alkyles ou phényles très toxiques. Dans l'environnement, les composés méthyles ont une place particulièrement importante dans le cycle biogéochimique. La méthylation du mercure a été constatée dans les sédiments sous l'action des micro-organismes et dans la colonne d'eau en présence de phytoplancton. Le mono méthyle mercure $(\text{CH}_3)\text{Hg}$ ainsi formé a une très grande faculté de bio magnification dans les chaînes alimentaires et sa proportion augmente progressivement quand on passe d'un échelon trophique au suivant. En fin de chaîne alimentaire, le facteur de concentration atteint fréquemment 5.10^5 . Les sédiments constituent un réservoir important de contamination mercurielle. C'est donc un compartiment essentiel à prendre en considération pour l'examen de l'impact des rejets de dragages. Sur l'ensemble du littoral français on trouve des concentrations moyennes de 0,04 à $1,2\mu\text{g/g}$ exprimées par rapport au poids sec ; le bruit de fond géochimique étant voisin de $0,1\mu\text{g/g}$. Les seuils létaux ou sublétaux rapportés pour le mercure en milieu marin sont de l'ordre de 1000 ng/g . Ces teneurs sont très supérieures aux concentrations mesurées dans le milieu. Pour le consommateur humain, les effets toxiques du mercure sont plus évidents. La capacité de concentration d'un facteur de 104 à 10^6 pour les poissons par rapport au milieu ambiant et la forte sensibilité de ce facteur à la présence de méthyle mercure, rendent le milieu marin très sensible aux écarts de contamination du milieu.

Le nickel (Ni) est introduit dans le milieu marin essentiellement sous forme particulaire et son affinité pour les hydroxydes de fer ou de manganèse constitue la caractéristique essentielle de son comportement géochimique. Dans les eaux interstitielles des sédiments anoxiques on observe des concentrations très faibles de nickel dissous, qui peuvent être attribuées à sa précipitation sous forme de sulfure : dans ce cas le nickel est piégé dans le sédiment. Par contre, dans les sédiments anoxiques les eaux interstitielles sont fortement enrichies en nickel dissous. Les teneurs des sédiments côtiers sont extrêmement variables et sous l'influence de divers facteurs, dont principalement les apports anthropiques et la couverture géologique du bassin versant. Mais les caractéristiques physiques du sédiment

(granulométrie) ainsi que les conditions hydrodynamiques et biologiques de la zone jouent également un rôle important. Les teneurs moyennes sont estimées être voisines de 55 mg.kg^{-1} . Dans les sédiments dragués des principaux ports français, les teneurs moyennes sont de l'ordre de 20 à 25 mg.kg^{-1} sec, mais peuvent atteindre des valeurs maximales de 250 mg.kg^{-1} sec en zone fortement polluée. La toxicité du nickel pour les organismes marins est considérée comme faible : EC50 pour la reproduction de *Crassostrea gigas* = $349 \mu\text{g.l}^{-1}$, en sulfate de nickel. La teneur sans effets dans les sédiments est estimée à $15,9 \mu\text{g.g}^{-1}$.

Le plomb (Pb) se trouve dans l'eau de mer principalement sous forme de carbonates PbCO_3 (40 à 80 %) ou de chlorures PbCl_2 (1 à 40 %) et PbCl^+ (2 à 19 %). Il présente une forte affinité pour la matière particulaire. La fraction adsorbée sur les particules en suspension augmente avec le pH et diminue lorsque la chlorinité augmente. Généralement la contamination des sédiments décroît de la surface vers les horizons profonds, traduisant ainsi les effets de l'ère industrielle. Les niveaux de présence sont de l'ordre de 5 à $20 \mu\text{g.g}^{-1}$ dans les dépôts industriels, 50 à $100 \mu\text{g.g}^{-1}$ sur le plateau continental et peuvent dépasser $150 \mu\text{g.g}^{-1}$ en milieu côtier. Dans les chenaux d'accès et les zones portuaires les teneurs moyennes sont de l'ordre de $60 \mu\text{g.g}^{-1}$ en Mer du Nord-Manche, de $55 \mu\text{g.g}^{-1}$ en Atlantique et de $287 \mu\text{g.g}^{-1}$ en Méditerranée. Les concentrations en plomb inorganique à partir desquelles des effets sublétaux peuvent être observés sont comprises entre $0,5 \mu\text{g.l}^{-1}$ pour la croissance du phytoplancton et $500 \mu\text{g.l}^{-1}$, pour l'apparition d'anomalies dans le développement embryonnaire des bivalves.

Le zinc est un élément impliqué dans la constitution d'un grand nombre de métallo enzymes, anhydres carboniques, phosphatases alcalines et qui joue également un rôle important dans la synthèse des acides nucléiques et la protection immunitaire. Il est introduit dans les zones portuaires à partir de la dissolution des masses de zinc pur fixées sur les parties immergées des bateaux, pour en assurer leur protection contre la corrosion. De plus, certaines peintures antisalissures renferment des quantités importantes d'oxyde de zinc utilisé comme adjuvant anticorrosion. Les données de surveillance dans les sédiments, obtenues en 43 points de la baie de Seine (RNO, 1995), montrent des valeurs comprises entre 15 et 70 mg.kg^{-1} . En Méditerranée, les résultats du RNO indiquent des ordres de grandeurs régionalement différents : les contaminations étant particulièrement élevées dans les étangs littoraux du Languedoc, pour lesquels les teneurs sont généralement supérieures à 100 mg.kg^{-1} et peuvent occasionnellement dépasser 400 mg.kg^{-1} . Les sels de zinc sont moins toxiques que ceux du

civre ou du cadmium et présentent la particularité d'être moins nocifs pour les organismes marins que pour ceux des eaux douces, en raison de l'action protectrice des ions calcium. L'embryogenèse et le développement larvaire des mollusques benthiques semblent assurés à des concentrations n'excédant pas $75 \mu\text{g.l}^{-1}$. Les crustacés et les poissons sont peu sensibles à la présence de zinc.

Le tributylétain (TBT). Les composés organiques ne sont considérés comme des polluants du milieu marin que depuis le début des années 1980, en raison de l'utilisation du tributylétain (TBT) comme matière active des peintures antisalissures. Ces dernières, destinées à protéger la carène des navires contre la fixation d'organismes vivants, agissent en diffusant dans le milieu des quantités importantes de TBT ($> 5 \mu\text{g.cm}^{-2}.\text{jour}^{-1}$). Dans l'eau de mer, le TBT se trouve à l'état dissous sous forme d'hydroxyde de carbonates ou chlorures et faiblement associé aux matières en suspension (5 %). Cette faible affinité pour la phase particulaire se traduit par des coefficients de partage eau sédiments faibles, mesurés sous différentes conditions de pH, salinité, taille des particules et teneurs en matières organiques, qui varient entre 340 et $1,9.10^6$ pour le TBT, 650 et 2 600 pour ses deux produits de dégradation respectivement le dibutylétain (DBT) et le monobutylétain (MBT). Les cinétiques d'adsorption sur les sédiments sont lentes, $0,57 \text{ ng TBT par cm}^2$ et par jour et les taux de désorption non significatifs. Ceci traduit de faibles échanges entre sédiment et eaux interstitielles, néanmoins une fraction faible ($< 1 \%$) peut être désorbée par agitation de sédiments contaminés dans de l'eau de mer. Le TBT est dégradable dans les eaux par action microbiologique et photolytique. Sa durée de vie mesurée dans des conditions environnementales varie entre quelques jours et quelques semaines, alors que dans les sédiments il est beaucoup plus stable et peut persister plusieurs années. La contamination des sédiments est très variable selon les sites de prélèvement. Dans les ports du bassin d'Arcachon, des concentrations extrêmes comprises entre 4 et 158 ng.g^{-1} de sédiment superficiel sec ont été observées. Comparativement à l'intérieur de la baie, les teneurs sont de l'ordre de 4 ng.g^{-1} en moyenne et n'excèdent pas 10 ng.g^{-1} . Dans la rade de Brest, la contamination est considérablement plus élevée du fait des activités nautiques. Les teneurs varient entre 840 et $6\,344 \text{ ng.g}^{-1}$ dans les sédiments portuaires, où la concentration ponctuelle extrême est de $21\,300 \text{ ng.g}^{-1}$ et entre 2 et 197 ng.g^{-1} secs dans le reste de la rade. Les sédiments profonds sont également contaminés, comme l'atteste la carotte prélevée dans le port de la Trinité-sur-Mer qui montre des niveaux en TBT sensiblement constants jusqu'à une profondeur de 80cm.

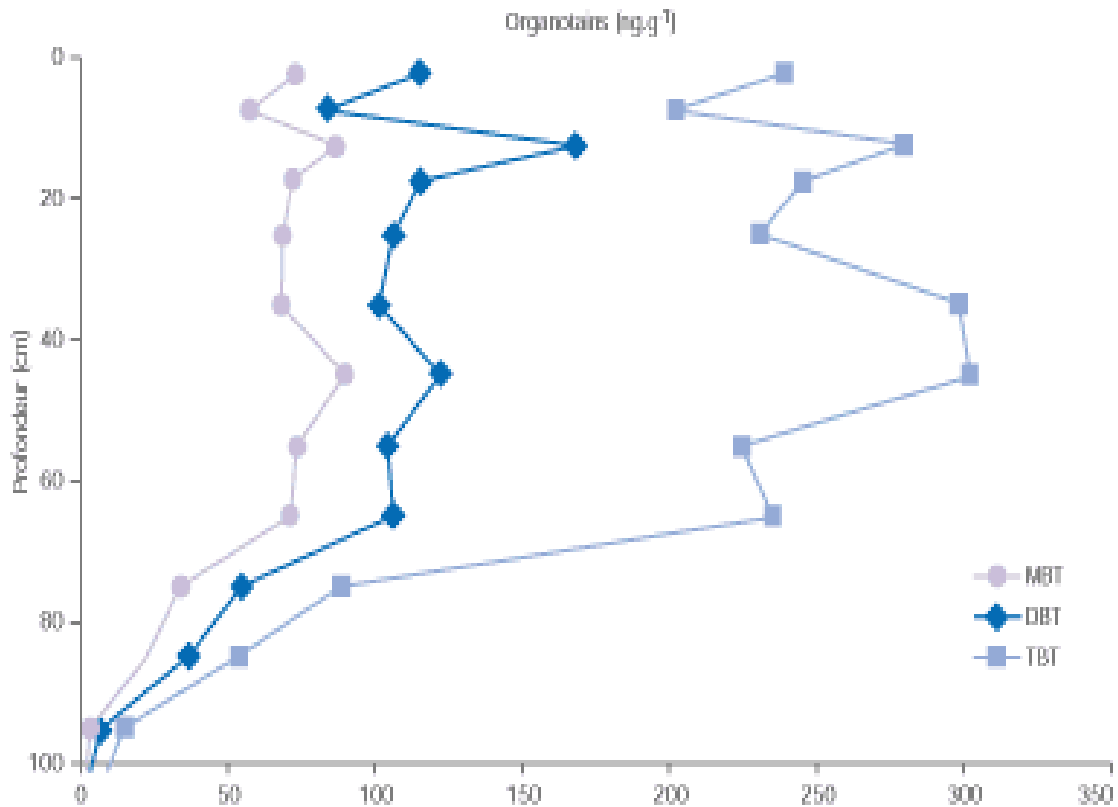


Figure 21. Mesures de tributylétain (TBT) et de ses produits de dégradation, dibutylétain (DBT) et monobutylétain (MBT) dans une carotte sédimentaire provenant du port de plaisance de La Trinité-sur-Mer en 1991. Les mesures sont exprimées en ng.g⁻¹ des différents ions (Alzieu et Michel, 1998).

Les tributylétains sont très toxiques pour les mollusques à des concentrations extrêmement faibles. Ainsi pour des teneurs voisines du ng.l⁻¹, on observe des modifications significatives de la sexualité des gastéropodes marins se traduisant par l'imposition de caractères mâles chez les femelles : imposex. Dans son stade aigu, les femelles deviennent stériles mettant en péril le renouvellement des populations. L'influence de concentrations similaires (2 ng.l⁻¹) sur la calcification des coquilles d'huîtres plates *Crassostrea gigas* a été observée *in situ* et au laboratoire. Les perturbations se traduisent par la formation de chambres remplies d'une substance gélatineuse et l'absence de croissance. La reproduction des bivalves est perturbée à partir de concentrations supérieures à 20 ng.l⁻¹. Comparativement, la reproduction des poissons semble être affectée à des concentrations de l'ordre de 1 à 10 µg.l⁻¹ ; c'est-à-dire : 1000 à 10 000 fois plus élevées.

Les polychlorobiphényles Le terme de PCB désigne une famille de composés organochlorés de synthèse de haut poids moléculaire et de formule chimique C₁₀H_(10-n)Cl_n. Produits

industriellement depuis 1930, ces mélanges ont fait l'objet de multiples utilisations comme additifs dans les peintures, les encres et les apprêts destinés aux revêtements muraux, puis ont été progressivement interdits. Le groupe des PCB comprend 209 congénères (CB), qui se distinguent par le nombre d'atomes de chlore fixés sur la molécule et par leur position sur le noyau bi phényle. Le devenir des PCB dans l'environnement s'explique par leurs propriétés physico-chimiques : ce sont des composés semi volatils, hydrophobes et persistants. Dans le sédiment superficiel de la zone centrale de la Mer du Nord les niveaux de PCB sont extrêmement faibles ($<0,1 \text{ ng.g}^{-1}$) et se caractérisent par une relative importance des congénères faiblement chlorés d'origine atmosphérique. Les concentrations augmentent dans les prélèvements de sédiments plus côtiers et atteignent quelques nano-grammes par gramme à proximité des embouchures des rivières ou de zones de dépôt de dragages. Les composés les plus hydrophobes (CB153, CB138, CB180) sont alors prédominants. Des concentrations très élevées, soit de l'ordre de 10 mg.g^{-1} pour le CB153, ont été mesurées dans les sédiments superficiels de l'estuaire d'une rivière polluée par une usine de production de PCB. Les PCB ne présentent pas de caractère de toxicité aiguë. Par contre, l'exposition chronique à de faibles doses peut être à l'origine de divers dysfonctionnements observés chez les animaux de laboratoire : hypertrophie hépatique, effets cancérigènes, chloro-acné, altération des fonctions reproductrices, etc. Les mécanismes de toxicité sont semblables à ceux des composés apparentés aux dioxines et caractérisés par l'activation de systèmes enzymatiques communs. La compréhension et la comparaison des mécanismes de toxicité de ces deux classes de contaminants est à la base de la définition du concept de toxicité équivalente dioxine et des facteurs d'équivalent toxique. Cette approche permet le calcul de la toxicité en prenant en compte les contributions des différents congénères.

Les hydrocarbures polyaromatiques

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) sont des substances dont la structure chimique est constituée de plusieurs noyaux aromatiques ayant en commun plus d'un atome de carbone. Les HAP présents dans l'environnement résultent de différents processus dont : la biosynthèse par des organismes vivants, les pertes à partir du transport ou de l'utilisation des carburants fossiles, la pyrolyse des matières organiques à haute température, la combustion des charbons et pétroles. Ce dernier processus constitue la principale voie d'introduction des HAP dans l'environnement et résulte majoritairement des actions anthropiques. La combustion des essences est une source importante d'introduction de HAP dans l'atmosphère, parmi lesquels le benzo [a] pyrène (BaP) ($50 \text{ à } 100 \text{ } \mu\text{g}$ par litre de carburant consommé). Ces

apports sont constitués par des mélanges complexes de composition variable selon les sources. Ainsi, les rejets pétroliers sont essentiellement constitués de molécules dont le nombre de noyaux aromatiques est généralement inférieur à 4. Les produits de pyrolyse renferment des dérivés penta et hexa aromatiques, non substitués si la pyrolyse s'effectue à haute température (2000°C) ou alkyles entre 400 à 800°C. En raison de leur caractère lipophile, les HAP sont concentrés dans les sédiments et les organismes vivants ; les niveaux rencontrés dépendant de la nature et des sources de contamination. Des teneurs en HAP totaux comprises entre 1 ng.g⁻¹ et 20,8 µg.g⁻¹ ont été rencontrées dans les sédiments de la Méditerranée occidentale. Dans les zones portuaires, les concentrations sont fréquemment supérieures au µg.g⁻¹. Dans la plupart des cas, la contamination est attribuée à une origine pyrolytique. Les HAP peuvent interagir avec les mécanismes cellulaires, soit directement en se fixant sur les sites lipophiles, soit indirectement par liaison de leurs métabolites hydrophiles avec des structures cellulaires (protéines, ADN), provoquant ainsi des effets à long terme. La toxicité aiguë varie dans de très grandes proportions, mais c'est surtout les effets cancérigènes et mutagènes qui présentent les risques éco toxicologiques les plus importants.

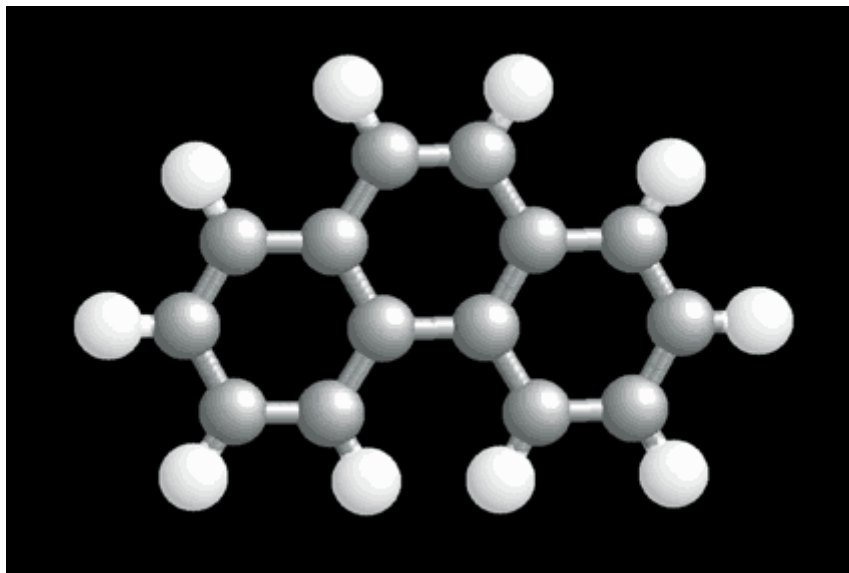


Figure 22. Les hydrocarbures aromatiques polycycliques.

11. Toxicité des métaux lourds

La toxicité des métaux lourds est très variable et elle est en fonction du niveau trophique du facteur de bio concentration (BFC) de chaque espèce, du phénomène de bioamplification ainsi que de la forme même sous laquelle le micro- polluant est ingéré.

Les intoxications les plus répandues et les plus graves, notamment pour le mercure, ont souvent été liées à la consommation du poisson. En effet, le mercure est extrêmement toxique sous forme de vapeur et sous forme de sels solubles dans l'eau, qui rongent les membranes cellulaires. Lorsque de faibles quantités du métal ou de ces sels solubles dans les graisses (tel que le méthyle-mercure) sont ingérées de façon répétitive sur de longues périodes, un empoisonnement chronique au mercure se produit chez l'homme. Cette intoxication provoque des dommages spectaculaires et quasi irréversibles dans le cerveau, le foie et les reins.

Le plomb, introduit dans l'organisme sous n'importe quelle forme est très toxique. Après la période d'accumulation, l'empoisonnement (chez l'homme) se manifeste par l'anémie, la faiblesse, la constipation, la colique et la paralysie (poignets et chevilles en particulier). Les enfants sont particulièrement exposés à l'empoisonnement. En effet, même pour des concentrations minimales, le plomb peut retarder le développement moteur, altérer la mémoire et provoquer des problèmes d'audition et des troubles de l'équilibre. Chez les adultes, il peut provoquer une augmentation de la pression artérielle.

Les fruits de mer, sont d'excellents capteurs de polluants métalliques et d'autre part la concentration se fixe sur les organes d'assimilation (équivalents foie et reins), qui sont précisément ce que l'homme mange. Ils accumulent surtout le cadmium et le plomb, mais peu de mercure. Chez les poissons, le cadmium se concentre non seulement dans le foie et les reins mais aussi dans la chair. L'homme n'élimine pratiquement pas ce métal l'accumulation peut entraîner des réactions plusieurs années après une intoxication.

Le chrome, par contre, est un métal qui n'est pas toxique en lui-même pour l'homme. Cependant ces sels trivalents et hexavalents le sont. En effet le chrome trivalent qui à la base a peu d'effet sur l'appareil digestif, absorbé de façon régulière est accumulé dans les tissus et à terme cela représente un certain danger. Le chrome hexavalent quant à lui, provoque une forte irritation du tube gastro- intestinal.

Chapitre 4

Description de la Zone d'étude et Mesure de la Pollution Chimique

A. Description des sites de prélèvements des échantillons

1. Infrastructures portuaires de la wilaya de Skikda

1.1. Introduction

La wilaya de Skikda dispose de 5 ports dont trois de pêche (El Marsa Stora et Collo). Dans cette étude nous tenons compte que de l'ancien port appelé aussi port mixte, il est situé au chef lieu de la ville de Skikda entre la longitude est 6°54'30'' et la latitude nord 36°53'20'' disposant des caractéristiques suivantes (voir tableau 4)

Dénomination	Caractéristiques du port
Accès maritime (Passe d'entrée)	120m de longueur et 15m de largeur
Bassins	Avant port 26ha Darse 17.3 ha
Cercle d'évitage	350m
Longueur de la jetée principale	1625m
Surface du plan d'eau	45ha
Capacité de la gare maritime	3300 passagers
Capacité de la gare auto passagère	18 véhicules à la fois

Tableau 4. Fiche signalétique de l'ancien port de Skikda.



Figure 23. Photographie de l'ancien port de Skikda.

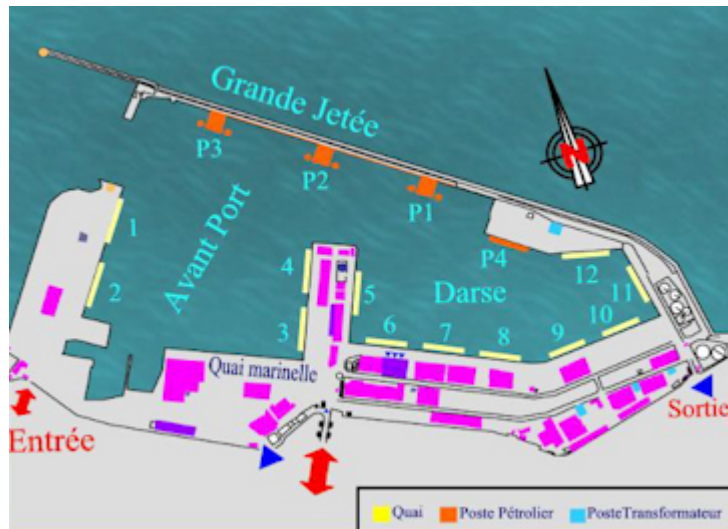


Figure 24. Port de Skikda.



Figure 25. Photographie du nouveau port de Skikda.

En plus des appointements pétroliers, le trafic portuaire transite par 13 postes dont le descriptif est donné par le tableau 5 :

Appellation quai	Nombre de postes	Numéro de poste	Longueur (m)	Tirant d'eau (m)	Désignation
Mole château vert	02	N°1	140	9	Tubes, Bois, Conteneurs-
		N°2	140	9.5	
Quai marinelle	01	Q.M.	290	6	Tubes, céréales, conteneurs
Quai avant port	02	N°3	80	9.5	Bitumes Soja - Fer
		N°4	160	6	
Quai traverse sud	01	N°5	200	6	RO/RO Car- Ferrier
Quai sud	03	N°6	125	6	Sacherie marchandises générales –Fer conteneurs
		N°7	135	6	
		N°8	140	6	
Quai sud-est	02	N°9	120	6	Marchandises générales conteneurs
		N°10	150	6.5	
Quai est	01	N°11	145	6	Bitumes RO/RO
Quai nord	01	N°12	155	9	Conteneurs Céréales - Bois
Quai des divers (N. port)	01	Q.M.	240	10	Marbre marchandise générale

Tableau 5. Postes à quai du port de Skikda.

2. Pollutions générées

Les pollutions pouvant être générées au niveau du port grâce à son activité qui est marquée par un trafic maritime très important portant principalement sur les produits pétroliers. Donc les sources possibles de pollutions sont les suivantes :

2.1. Rejets opérationnels

Ces rejets sont principalement dûs à la vidange de cales et fuites diverses et aux rejets de ballasts.

2.2. Rejets accidentels

Quelques accidents sont survenues au niveau du port de Skikda on retiendra l'explosion du pétrolier « Southern cross » des îles Bahamas lors du chargement, un mélange de gas-oil et du fuel à été occasionné.

2.3. Les sites de prélèvements

Le choix du maillage des stations de prélèvement a été établit de telle sorte à prendre en compte les différents rejets industriels ainsi que les infrastructures portuaires de Skikda.

Les stations ainsi définies se répartissent comme suite (voir figure 26).

N° de station	Désignation
1	Plage de Ben M'hidi
2	Nouveau port
3	Oued Safsaf
4	Point chaud
5	Ancien port
6	Port de pêche
7	Plage Miramare

Tableau 6. Désignation des sites de prélèvement.

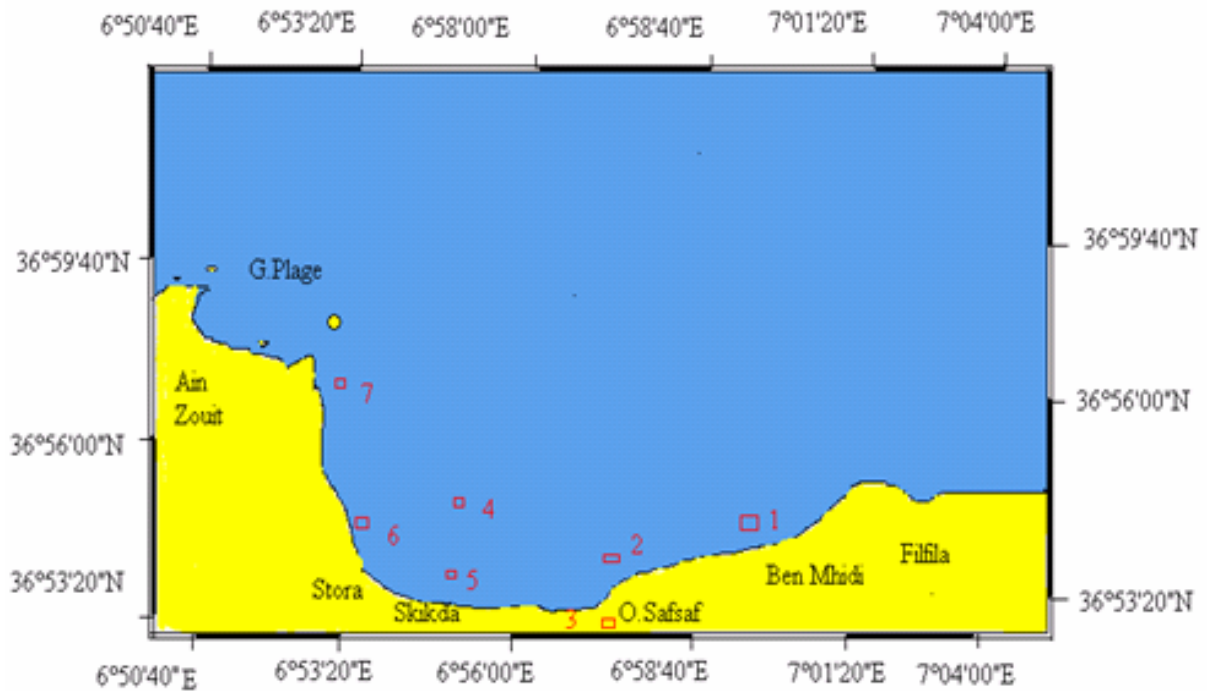


Figure 26. Situation des sites de prélèvement des échantillons de sédiments.

3. Infrastructures portuaires de la wilaya de Annaba

3.1. Historique du port de Annaba

La position bien abritée du golfe de Annaba, la fertilité des plaines qui s'étendent au sud du rivage, les facilités de communication qu'offrait la vallée de la Seybouse ont très tôt attiré les marchands et favorisé la création d'une grande agglomération en ce point de l'Afrique du Nord.

Les Phéniciens y édifièrent leur premier comptoir au XI^{ème} siècle avant J.C. Les marchands de Carthage y fondèrent par la suite un comptoir sous le nom d'Ubbo et en firent une colonie très prospère. Après la domination des rois de Numidie survint l'occupation romaine. La ville prit le nom de Hippo-Regius ou Hippone et devint une riche cité et un marché opulent qui rivalisait avec Carthage. Les navires disposaient d'un excellent mouillage dans l'Anse du Fort génois, en attendant de gagner l'estuaire de la Seybouse et le lit du fleuve où s'effectuait le transit des marchandises. En dépit des nombreuses invasions, la cité demeura un centre d'échange avec les cités méditerranéennes, gènes en particulier qui s'était réservé les produits de la pêche du corail. Sous l'occupation française, les premiers éléments du port consistèrent en un embarcadère situé à l'abri de l'éperon rocheux dit "pointe cigogne" et une petite cale de

halage à proximité. Les richesses minérales, agricoles et le mouvement commercial croissant imposèrent d'importants travaux d'aménagement du port qui commencèrent en 1856.

Ainsi en 1870, 80 ha de plan d'eau étaient délimités par :

- Les quais nord et ouest de la petite darse sur 590 mètres linéaires ;
- Les jetées nord et sud.

La loi du 7 Septembre 1885 déclara d'utilité publique un programme de grands travaux qui portait sur :

- la création d'un nouvel avant-port de 47 ha ;
- la transformation de l'avant-port existant en darse ;
- la construction, au nord de cette nouvelle darse d'un quai avec terre-pleins de la pointe cigogne à la jetée Babayaud ;
- la construction d'une cale de halage à l'extrémité de ce nouveau quai ;
- des dragages généraux à la cote (-) 7,50 m.

Après 1962, plusieurs travaux d'aménagement ont été entrepris :

- La construction du poste n°13, sur une longueur de 320 m et 13 m de tirant d'eau pour les importations de charbon et les exportations de produits sidérurgiques et métallurgiques ;
- Le rempiètement des postes n° 19, 20 et 21 ;
- L'aménagement d'un port de pêche à l'anse de la Grenouillère ;
- La construction d'un terminal polyvalent roto/conteneurs au quai ouest inauguré fin 1997.



Figure 27. Photographie ancienne du port de Annaba.

3.2. Caractéristiques générales du port de Annaba

Le port de Annaba comprend trois bassins en plus d'un autre qui représente le port de pêche réalisé ces dernières années. Ces bassins sont donc :

- L'avant port ;
- La petite darse ;
- La grande darse ;
- Le port de pêche.

L'accès à ces bassins se fait comme suite :

- L'avant port par une passe de 235m ouverte entre les musoirs de la jetée du lion, et la jetée sud, cette passe est orienté au sud est ;
- La grande darse par la passe Babayaud ;
- La petite darse par le mole cigogne et le qui et le quai sud formant ainsi la passe.

Tandis que l'accès au port de pêche se fait par la passe constituée dans l'avant port.

3.3. Disposition du port

Le port de Annaba dispose de 23 postes à quai destiné à recevoir les navires transportant les marchandises diverses. La répartition par catégorie est la suivante :

- Postes spécialisés : réservées à l'import export des produits pétroliers, sidérurgiques et chimiques.
- Postes non spécialisés : postes destinées à recevoir les marchandises diverses
- Postes de servitude : postes réservés au engins de servitude et à une flottille de pêche.

Le tableau 7 donne l'affectation et les caractéristiques des quais.

Quais	N° du poste	Longueur (m)	Tirant d'eau (m)	Utilisation
Quai nord N°1	12	155	11	Céréales Sucres vrac Huile végétale
Grande darse	10	145	9.80	Divers, Grand cargos
	9	145	9.80	Divers, Grand cargos
	8	145	9.80	Divers, Grand cargos
	7	165	9.80	Divers, Grand cargos
Mole cigogne	6	160	6.20	Divers, Grand cargos
Quai N°2 Petite darse	3-4	225	9.80	Cargos –Ferries général Cargos
Quai N°3 Petite darse	2-1	240	10	Terminal à conteneurs
Quai N°4	21	130	8.50	Bitume général
	22	135	9	Cargos
	20	220	9.45	Potasse Soufre
	19			Phosphate
Quai N°5 Grande darse	18	125	11	Fuel Goudron Ammoniac
	16-17	285	12.5	Phosphate. Céréales
	14-15	630	10	Produits sidérurgiques
	13	320	13	Charbon
Avant port	26	Duc d'albe	13	Produits pétroliers

Tableau 7. Affectation des quais du port de Annaba.



Figure 28. Port de Annaba.



Figure 29. Photographie du Port de Annaba.

3.4. Les sites de prélèvements des échantillons

Les sédiments ont été relevés en date du mois de mai 2004 avec un état de la mer peu agitée.

N° de prélèvement	Position	Profondeur d'eau	Description
1	Poste 22	10m	Vase noir
2	Poste 4	6,5m	Vase noir
3	Extérieur du port	9m	Sable argileux
4	conservée 8ans	-	Vase sans odeur

Tableau 8. Description des sites de prélèvement des échantillons du port de Annaba.

B. Analyse de la pollution chimique

1. Etude expérimentale de la pollution métallique

Le prélèvement des échantillons a été effectué au mois de Novembre 2004 pour les sites considérés à savoir le port de Annaba et le port de Skikda, la concentration de 9 éléments métaux lourds est déterminée (Zn, Cu, Mn, Ni, Cr, Pb, Cd, Fe, Hg).

Les prélèvements des sédiments sont faits avec l'aide d'un plongeur en utilisant un seau de 20 à 30cm de diamètre enfoncé dans le sédiment et l'échantillon prélevé dépend de la pénétration du seau. Une quantité d'environ 500mg est récupérée mis dans une glacière à 4°C (Méthodologie inspirée de Charlou et Al. 1983)

2. Méthodologie de la détermination de la concentration

Pour la détermination des concentrations en métaux lourds, il existe de nombreuses variantes à tout stade du protocole analytique d'un sédiment comme le montrent les synthèses de Aminot et Al. (1983). Cependant, il semble nécessaire de préconiser un mode opératoire unique, applicable pour tous les laboratoires et permettant d'évaluer le degré de pollution. Mais du fait qu'elle convienne pour la gamme des concentrations trouvées dans les sédiments, la spectrophotométrie d'absorption atomique à flamme est utilisée comme technique de mesure pour cette présente étude. Elle consiste à porter les éléments à leur état atomique sur le trajet même d'un rayon lumineux (lampe cathodique) et à effectuer simultanément une mesure de l'absorption à une longueur d'onde spécifique des atomes formés.

3. Appareillage

- Petit matériel du laboratoire
 - Becher de 100 ml ;
 - Pipette ;
 - Eprouvette jaugée de 100 ml ;
 - Filtre de papier ;
 - Eau bi-distillée ;
 - Mortier en porcelaine.

Toute la verrerie doit être soigneusement lavée au détergeant puis rincée avec l'eau bi-distillée.

- Matériel analytique
 - Etuve ;
 - Tamiseur
 - Balance de précision ;
 - Bain de sable ;
 - Centrifugeuse ;
 - Spectrophotomètre d'adsorption atomique.

4. Réactifs

Comme réactifs nous avons utilisé :

- De l'acide nitrique (HNO_3) ;
- De l'acide chlorhydrique (HCl) ;
- Solution de Lanthane (La_2O_3) ;

5. Mode opératoire

Après la décongélation, le sédiment est soumis à une phase pré analytique décrite comme suite :

- Séchage : le séchage est réalisé dans une étuve à 105°C pendant 08heures ;

-Tamisage : Nous utilisons un tamis de 63 μm (Aminot et Al, 1983). Une fois séché, le sédiment est broyé doucement à l'aide d'un mortier de façon à restituer la granulométrie initiale. L'échantillon est ensuite tamisé et l'analyse est faite sur la fraction du sédiment qui passe à travers les tamis de maille 63 μm .

Maintenant on passe à la phase de digestion des aliments : afin d'analyser l'échantillon on le mis dans une solution d'acide et cela pour mettre les éléments à analyser en état ionique.

- Peser exactement une masse de 5g dans un bêcher de 100 ml ;
- Mouiller avec 70 ml d'eau bi-distillée ;
- Ajouter 5 ml d'acide chlorhydrique ;
- Ajouter 25 ml d'acide nitrique concentré ;
- Porter à ébullition douce un bain de sable pendant 15 à 24 heures et veiller à ce que la solution ne devient pas sèche, sinon ajouter de l'acide nitrique ;
- Laisser refroidir en ajoutant quelques gouttes d'acide chlorhydrique ;
- Chauffer ouvert au bain de sable pendant 30mn avec homogénéisation toutes les 5mn ;
- Centrifuger avec précaution après avoir récupérer l'eau bi-distillée servant au rinçage du récipient de digestion ;
- Recueillir le surnageant dans une éprouvette jaugée de 100 ml ;
- Ajouter 1 ml de solution de lanthane ;
- Ajuster à 100 ml par l'acide chlorhydrique ;

La solution obtenue est prête pour l'injection dans le brûleur du spectrophotomètre.

6. Analyse de l'échantillon prétraité

Nous sommes référé au manuel du spectrophotomètre d'adsorption atomique.

- Etalonnage et interférences
- La solution de lanthane est apportée à la préparation de façon à limiter les interférences dues notamment aux ions de calcium, du magnésium et sodium ... etc. Pour effectuer les mesures directes dans les meilleures conditions possibles nous nous

sommes servis des solutions étalons contenant divers grandeurs en éléments considérées pour la solution a analyser.

- Mesure des blancs

Pur connaître la concentration en métaux des réactifs de digestion, des blancs sont préparés avec chaque série d'échantillon en ne mettant dans les récipients de digestions que des réactifs. Ces blancs subissent alors le protocole général.

7. Expression des résultats

La concentration lue sur la courbe d'étalonnage C_{Me} de l'élément métallique dans le sédiment obtenue par la formule de Joanny et Al (1983) :

$$C_{Me} \text{ (mg/kg)} = \frac{C_E \cdot V}{M} \quad (30)$$

avec :

C_E : concentration lue sur la courbe d'étalonnage [mg/kg] ;

V : volume de la solution finale après digestion [ml] ;

M : masse du sédiment minéralisé [g].

Les résultats sont exprimés en milligramme de métal par kilogramme de sédiment sec.

Remarque :

L'état de la pollution peut être aussi apprécié par le calcul de l'indice de contamination (I_C) dont l'expression est précisée par l'agence du Bassin Rhône Méditerranée Corse (Haritti 2000)

$$I_C = \frac{\text{Concentration conservée}}{\text{Concentration considérée comme normale}} \quad (31)$$

Pour ce qui est des concentrations normales nous nous sommes référés aux normes françaises pour le calcul de l' I_C (Tableau N°9)

Paramètre	Cu	Mn	Zn
Valeur en mg/kg	26	400	88

Tableau 9. Concentration de références pour le calcul de l'indice de contamination selon les normes française.

Chapitre 5

Approche d'Evaluation du Risque

1. Introduction

Pour faciliter l'évaluation des risques écologiques des sédiments portuaires dragués, nous avons entrepris l'utilisation du logiciel d'aide à la décision, « Geodrisk », basé sur les résultats d'analyses chimiques recommandées par l'arrêté interministériel du 14 juin 2000. Geodrisk est un outil qui permet de différencier les sédiments dragués, selon leur niveau de contamination, leur toxicité potentielle et mesurée, apportant ainsi une aide à la décision pour les gestionnaires. A partir d'une méthode simplifiée, basée sur les prescriptions réglementaires, l'utilisateur a la possibilité de personnaliser son évaluation, tant par la prise en compte d'un plus grand nombre de contaminants que par la multiplication des tests de toxicité.

Dans ce chapitre nous parlons sur :

- le logiciel Geodrisk qui permet de calculer les scores de risque,
- la démarche d'étude du risque selon les textes réglementaires de référence ;
- une application réelle pour deux ports de l'est Algériens : Le port de Annaba et le port de Skikda.

2. Objectif visé par le logiciel

Les campagnes de suivi de la qualité chimique des sédiments dragués réalisées par la commission européenne depuis 1986 tendent à démontrer que :

- la quasi totalité des sédiments des chenaux d'accès portuaire présentent des teneurs en métaux et polluants organiques acceptables (< niveau 1),
- dans certains bassins et darses les niveaux de quelques paramètres peuvent être compris entre niveaux 1 et 2,

- un faible volume de sédiments présente des niveaux de contamination élevés (> niveau 2) qui justifient des mesures particulières de gestion.

Dans le cas où la contamination des sédiments est intermédiaire entre les niveaux 1 et 2, les résultats analytiques seuls ne permettent pas de juger du risque écologique que représente leur immersion. Pour faciliter l'évaluation des risques de ces sédiments, l'élaboration du logiciel Geodrisk, basé sur les résultats d'analyses chimiques recommandées par les « instructions techniques portant sur le prélèvement et l'analyse des déblais de dragage » en date du 14 juin 2000. Geodrisk est un outil qui permet de discriminer les sédiments dragués, selon leur niveau de contamination, leur toxicité potentielle et mesurée, apportant ainsi une aide à la décision pour les gestionnaires. A partir d'une méthode simplifiée, basée sur les prescriptions réglementaires, l'utilisateur a la possibilité de personnaliser son évaluation, tant par la prise en compte d'un plus grand nombre de contaminants que par l'utilisation de plusieurs tests de toxicité.

3. Méthode d'évaluation du risque

L'analyse des risques des substances chimiques dans l'environnement est une démarche récente qui, à partir d'informations sur la toxicité intrinsèque des substances et leur niveau de présence dans l'air, l'eau, les sols et les organismes vivants, a pour objectif d'évaluer les risques de perturbation de ces différents compartiments. Elle aboutit à définir des règlements propres à limiter les risques à des niveaux acceptables. Analyse des risques, réglementation et surveillance constituent le triptyque indissociable sur lequel est basée la gestion du risque.

3.1. Concepts et définitions

Le danger peut être défini comme une situation qui présente un certain potentiel à causer des dommages aux personnes, aux biens, à l'environnement ou de façon plus spécifique, comme la propriété intrinsèque d'une substance susceptible de causer un dommage. Le risque est une grandeur qui caractérise un événement indésirable par sa probabilité d'occurrence et par la gravité des dommages de la réalisation de cet événement. Pour une cible donnée, dans un contexte donné, un risque accidentel peut donc être estimé en appliquant la formule suivante :

$$\text{Risque} = \text{Dommages} \times \text{Probabilité} \quad (32)$$

Cette formule s'applique dans le cas d'une exposition ponctuelle ou de nature accidentelle. Il n'en est pas de même lorsqu'il s'agit d'évaluer un risque qui a un caractère chronique comme l'intoxication faisant suite à plusieurs années d'exposition. Le risque n'est alors plus lié à un événement mais à la répétition d'une exposition. Il ne s'agit plus d'estimer la probabilité de contact entre un produit dangereux et une cible, mais d'évaluer le risque à partir du nombre de fois où cette situation se produit sur une période donnée. On peut considérer qu'il existe deux catégories d'outils d'évaluation du risque : l'un qualitatif d'évaluation simplifiée et l'autre qui étudie de manière quantitative l'impact d'une source de pollution. Le premier permet, pour chaque site, l'attribution d'une note globale ; celle-ci résultant de sous notes attribuées en fonction du danger des substances considérées, de leurs modes de transfert et des cibles potentielles. Il s'agit simplement, dans ce cas, d'établir un indice de nuisance potentielle ou réelle des sédiments :

$$\text{Risque} = \text{Danger} \times \text{Transfert} \times \text{Cible} \quad (33)$$

Les trois éléments évalués sont donc :

- le danger potentiel de la source de pollution, en fonction de sa nature et des quantités de substances émises,
- le transfert de la source vers la cible, en fonction de son potentiel de mobilité et des voies d'exposition,
- l'existence et la vulnérabilité de cibles potentielles.

L'approche adoptée dans une étude quantitative du risque est singulièrement différente et plus lourde à mettre en oeuvre qu'une étude qualitative. De telles démarches accordent en principe la même attention aux écosystèmes qu'aux atteintes à la santé humaine. Plusieurs étapes sont nécessaires pour cette quantification du risque :

- la sélection des substances dangereuses, en tenant compte des formes chimiques présentes en fonction des conditions physico-chimiques du milieu ;
- la caractérisation de la toxicité et plus précisément la relation entre la concentration des produits sélectionnés et les effets sur les organismes cible ;

- l'évaluation de l'exposition des individus à ces substances ;
- la caractérisation du risque, où l'on compare quantitativement les doses absorbées pour un scénario d'exposition donné avec les doses de référence correspondant à une toxicité démontrée ;
- l'évaluation de l'incertitude associée au risque calculé ;
- l'évaluation du risque obtenu du point de vue de son acceptabilité et la gestion de ce risque en terme de stratégies adoptées.

3.2. Géodrisk: une étude de risque

En aval de l'étude de risque, les objectifs des stratégies de gestion doivent correspondre à un niveau de risques acceptables pour la santé et / ou l'environnement. Ces stratégies peuvent être définies soit de manière à respecter des normes ou des critères qui fixent les teneurs acceptables, soient en mettant en oeuvre une étude de risque qui permettra de préciser ou définir les objectifs à respecter et de choisir des scénarios de gestion.

3.2.1. Les valeurs guides

En France, la stratégie retenue pour l'élaboration des valeurs guide est basée sur une exploitation statistique des teneurs en contaminants mesurées lors de campagnes pluriannuelles. L'examen de la distribution gaussio-arithmétique permet de déterminer pour chaque contaminant la valeur dite de bruit de fond, c'est à dire sans apport anthropique identifiable (Robbe, 1989). La signification des deux niveaux de valeurs guide, pour les métaux et les PCB, est définie par les lignes directrices de la Convention d'Oslo :

Niveau 1 : valeur au-dessous de laquelle l'immersion peut être autorisée sans étude particulière, mais au-dessus de laquelle des études plus approfondies que la simple analyse physico-chimique doivent être entreprises. Dans ce dernier cas une évaluation écotoxicologique globale du sédiment par un ou plusieurs tests de laboratoire peut être demandée par les services chargés d'instruire la demande du permis d'immersion,

Niveau 2 : valeur au-dessus de laquelle l'immersion est susceptible d'être interdite s'il n'est pas apporté la preuve qu'elle constitue la solution la moins préjudiciable pour l'environnement. L'arrêté du 14 juin 2000 « Relatif aux niveaux de référence à prendre en compte lors d'une analyse de sédiments marins ou estuariens présents en milieu naturel ou portuaire » fixe les valeurs guide ci-dessous, exprimée en mg/kg de sédiment sec sur la fraction inférieure à deux millimètres.

Métaux	Niveau 1	Niveau2
Arsenic	25	50
Cadmium	1,2	2,4
Chrome	90	180
Cuivre	45	90
Mercure	0,4	0,8
Plomb	100	200
Nickel	37	74
Zinc	276	552

Polychlorobiphényles	Niveau 1	Niveau 2
CB 28	0,025	0,050
CB 52	0,025	0,050
CB 101	0,050	0,100
CB 118	0,025	0,050
CB 138	0,050	0,100
CB 153	0,050	0,100
CB 180	0,025	0,050
PCB	0,5	1

Tableau 10. Niveaux de référence (mg/kg sédiment sec) pour les métaux et polychlorobiphényles selon l'arrêté du 14 juin 2000, paru au Journal officiel du 10 août 2000.

En accord avec leur définition ci-dessus, les valeurs guides sont utilisées pour définir une stratégie (Figure 30) et un outil (logiciel Géodrisk)) d'aide à la décision en matière de gestion des sédiments. Ainsi, les sédiments dont au moins une valeur guide atteint ou dépasse le niveau 1 sont soumis à une étude de risque.

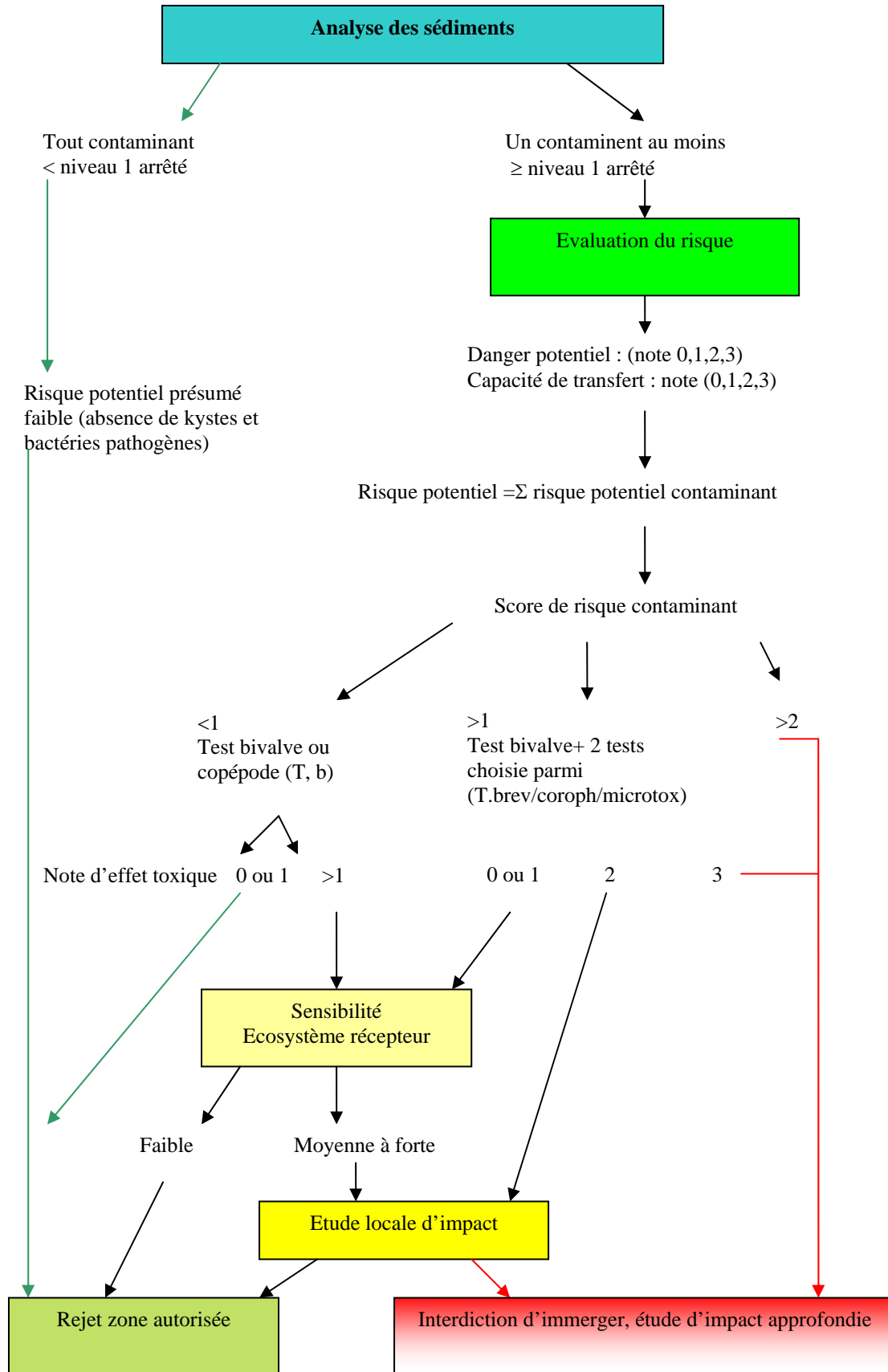


Figure 30. Arbre de décision.

3.2.2. Choix des paramètres

La démarche suivie consiste à prendre successivement en considération les domaines suivants:

- le danger potentiel de chaque contaminant ;
- la toxicité mesurée du sédiment ;
- la potentialité du transfert des contaminants à partir de la zone de dépôt ;
- la sensibilité de l'écosystème récepteur.

Pour chacun des domaines ci-dessus sont pris en considération des critères de risques spécifiques, auxquels sont attribuées des notes comprises entre zéro et trois, fixées à partir de données bibliographiques sur la biogéochimie et la toxicité des contaminants considérés.

Critères de danger	Notes de risque			
	0	1	2	3
Potentiel				
Concentration : Dm	<0.5	0.5 à 1	1 à 1.5	>1.5
Affinité phase dissoute : log Kd		>5 Pb	4.5 à 5 Hg, Cu, Zn	<4.5 Cd, PCB
Bioconcentration : log FBC		<2	2à3 Cd, Pb, Cr, Zn	>3 Hg, Cu, PCB
Toxicité potentielle			Cu, Zn, CrVI, Pb	PCB, Hg, Cd, TBT

Tableau 11. Critères et notes de risques pour l'estimation du danger potentiel des sédiments.

Danger potentiel

Les critères de danger potentiel et leurs notes de risques associées indiquées dans le tableau 11 prennent en considération :

- la concentration du contaminant dans le sédiment comparée à sa valeur de niveau 1 ; la valeur Dm (dépassement niveau 1) est égale au rapport entre concentration et niveau 1 ;
- l'affinité pour la phase dissoute ; explicitée par le coefficient de partage entre la phase solide et l'eau (Kd) pour les contaminants inorganiques et pour les substances organiques par le Kow, coefficient de partage entre l'octanol et l'eau, qui exprime leur caractère plus ou moins lipophile ;

- la bioconcentration, déterminée par le facteur de bioconcentration (FBC), pour les substances organiques, le FBC peut être calculé à partir du K_{ow} ;
- la toxicité potentielle, évaluée sur la base des données bibliographiques.

Transfert

Le terme de transfert recouvre à la fois les aspects de transport du polluant et d'accessibilité à une cible donnée. Difficile à quantifier, il est évalué d'une manière générale et très globalisante en considérant une échelle décroissante de confinement : conteneurs étanches (note 1), érosion faible du dépôt (note 2) ou forte (note 3).

Sensibilité de l'écosystème

L'attribution des notes de risque tient compte des conditions locales telles que : pas d'écosystème d'intérêt majeur dans la zone d'influence du rejet (note 1), cibles en position intermédiaire ou risque d'exposition occasionnelle (note 2), proximité de zones de production biologique ou touristique dont l'immersion peut avoir des conséquences sur la salubrité (bactéries pathogènes, phytoplancton toxique), (note 3).

Score de risque

Le calcul du score de risque global du sédiment, prend en considération pour chaque contaminant analysé, dans un premier temps les scores de danger potentiel et de transfert et, dans un deuxième temps les scores de toxicité mesurée et de sensibilité de l'écosystème, selon la formule :

$$Risque = [DI \cdot Qc] \cdot [(M+B) \cdot Cn] \cdot [V] \quad (34)$$

Avec :

DI : note de toxicité potentielle (de 0 à 3) ;

Qc : note pour la concentration en contaminant (de 0 à 3) ;

M : note affinité phase dissoute (de 1 à 3) ;

B : note de bioconcentration (de 1 à 3) ;

Cn : note de transfert (de 1 à 3) ;

V : note de sensibilité écosystème (1 à 3).

Toxicité globale des sédiments

L'analyse des dangers potentiels ne prenant en considération qu'un nombre limité de contaminants, il est nécessaire d'intégrer à la fois leur biodisponibilité réelle et la toxicité d'éventuelles substances non décelées par l'analyse chimique. Ceci conduit à déterminer la toxicité globale du sédiment, en utilisant un ou plusieurs bio-essais de laboratoire. Plusieurs tests sont proposés pour l'évaluation de la toxicité des sédiments. Une étude comparative, conduite sur des sédiments portuaires représentatifs des milieux portuaires français, nous a conduit à retenir les trois tests ci-après en raison de leur sensibilité et de leur aptitude à différencier les divers types de contamination. Les notes de risques sont attribuées en fonction de la réponse des différents tests à une gamme de sédiments présentant une large échelle de niveaux de contamination par les métaux et les polluants organiques. Ceci explique qu'elles prennent en considération des effets différents : % anomalies larvaires, CE50, CL50 et CL20. Il en résulte qu'elles ne sont strictement utilisables que pour évaluer les risques des sédiments portuaires et qu'elles pourront être ultérieurement soumises à révision, par exemple pour tenir compte de progrès attendus dans la normalisation de certains tests.

Embryotoxicité des oeufs fécondés de bivalve : l'huître creuse (Crassostrea gigas) ou la moule (Mytilus edulis).

La phase finale du développement embryonnaire des bivalves est constituée par le stade de larve «D», qui correspond au début du stade larvaire. La toxicité des sédiments est alors évaluée par le pourcentage d'anomalies du développement embryonnaire pour des expositions à des concentrations en sédiment comprises entre 0 et 10 g/l.

En fonction du pourcentage d'anomalies correspondantes à une concentration de 5 g/l de sédiment sec, la grille de note de risque s'établit comme suite :

Note	Toxicité	Pourcentage de larves « D » anormale (24h C.g) ou 48h M.e)
0	Négligeable	<10
1	Faible	10 à 30
2	Moyenne	30 à 50
3	Forte	>50
	Très forte	Blocage du développement au stade embryon

Tableau 12. Grille de note de risque toxique.

Microtox® phase solide

Le test Microtox® phase solide est une méthode sensible basée sur la bioluminescence de la bactérie marine *Phosphobacterium phosphoreum* (ou *Vibrio fischeri*) qui peut être activée ou inhibée en présence de substance toxique. Ce test permet le « screening » d'un grand nombre de toxiques et d'effluents en un temps court ; il est dérivé du test bactérie phase liquide ISO/FDIS 11348-3 -1998, Qualité de l'eau – Détermination de l'effet inhibiteur d'échantillons d'eau sur la bioluminescence de *Vibrio fischeri* (essai de bactéries luminescentes).

Les résultats sont exprimés en pourcentages d'inhibition ou d'activation de la luminescence par rapport au témoin pour les faibles effets ou en CE50 : Concentration Efficace entraînant une diminution de la bioluminescence de 50% par rapport à la valeur des témoins. Ces CE50 sont calculées (au seuil de 95%) par le logiciel d'exploitation fourni par Microbics corp et exprimés en gramme de sédiment sec par litre.

Les notes de risque ci-après sont basées, d'une part sur les résultats obtenus sur un échantillonnage (10) représentatif de sédiments de différents niveaux de contamination des zones portuaires françaises, d'autre part sur des données relatives à des sédiments littoraux (Quiniou et al., 1997).

Note	Toxicité	CE50, mn (g/l) sédiments sec
0	Négligeable	>10
1	Faible	0.5 à 10
2	Moyenne	0.2 à 0.5
3	Très forte	<0.2

Tableau 13. Notes de risque des zones portuaires françaises CE50, mn.

Corophium sp.

L'essai consiste à mettre en contact, pendant 10 jours, des amphipodes adultes de *Corophium volutator* ou *C. arenarium* avec les sédiments à tester, tels quels ou dilués avec celui d'où proviennent les animaux. Au cours des 10 jours de contact, les amphipodes morts sont dénombrés et retirés, en fin d'expérience. Les résultats sont exprimés en CL20 calculée sur la base du sédiment sec (g/l). Les notes de risque ci-après sont basées sur les résultats obtenus à partir d'un échantillonnage (10) représentatif de sédiments de différents niveaux de contamination des zones portuaires françaises. Les notes de risque sont établies en fonction des valeurs de la CL20, 10 jours ; elles pourront être révisées lors de l'adoption de la norme

ISO TC147/SC5/WG2 « Water Quality-Determination of acute toxicity of marine sediments to amphipods ».

Note	Toxicité	CL20, 10 jours (g/l) sédiment sec
0	négligeable	>100
1	faible	50 à 100
2	moyenne	10 à 50
3	forte	<10

Tableau 14. Notes de risque des zones portuaires françaises CL20 ; 10 jours.

Copéode marin Tigriopus brevicornis

Cette méthode de détermination, de la toxicité aiguë des sédiments portuaires vis à vis du copéode marin *Tigriopus brevicornis*, dérive du protocole normalisé ISO / DIS.14 669 pour les copépodes marins *Acartia tonsa*, *Tisbe battagliai* et *Nitocra spinipes*. Cette norme est destinée à déterminer la toxicité des substances chimiques solubles, des effluents et des eaux de mer ou d'estuaire. Ce protocole est applicable à l'espèce *Tigriopus brevicornis*. Le taux de mortalité de 50 % des copépodites est alors exprimé en grammes de sédiment sec par litre.

Note	Toxicité	CL50, 96 heures (g/l) sédiment sec
0	négligeable	>1
1	faible	0,05 à 1
2	moyenne	0,01 à 0,05
3	forte	<0,01

Tableau 15. Notes de risque des zones portuaires françaises CL50, 96 heures.

Chapitre 6

Modélisation du Transport des Sédiments par RMA2 et SED2D

1. Bases théoriques

1.1. Le modèle hydrodynamique RMA2

Le logiciel RMA2 calcule une solution par la méthode des éléments finis des équations de Navier Stokes pour l'état turbulent. Le frottement est calculé à partir de la formule de Manning ou par l'équation de Chézy, les coefficients de la viscosité sont utilisés pour déterminer les caractéristiques de la turbulence. Ce logiciel est en mesure d'analyser les états stationnaires et non stationnaires. Il a été développé par Norton, King et Orlob (1973) travaillant dans Water resources engineers from the Walla Walla district corps of engineers.

Le modèle hydrodynamique RMA2 est conçu pour le calcul des hauteurs d'eau et les champs des vitesses pour le cas des écoulements bidimensionnelles dans les ports. Il servira donc comme base pour le calcul du transport des sédiments. Le fluide est supposé verticalement homogène, le modèle permet la prise en considération de l'influence du vent et la rotation de la terre (Force de Coriolis). Les équations de Navier Stokes correspondantes à un écoulement turbulent (35) à (37) sont résolues itérativement sur une maille pour des conditions limites initialement données.

$$h \frac{\partial v_x}{\partial t} + h \cdot v_x \frac{\partial v_x}{\partial x} + h \cdot v_y \frac{\partial v_y}{\partial y} - \frac{h}{\rho} \left(E_{xx} \frac{\partial^2 v_x}{\partial x^2} + E_{xy} \frac{\partial^2 v_x}{\partial y^2} \right) + g \cdot h \left(\frac{\partial \alpha}{\partial x} + \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{g \cdot v_x \cdot n^2}{h^{2/3}} + (v_x^2 + v_y^2)^{1/2} - \xi \cdot v_a^2 \cos \psi - 2 \cdot h \cdot \omega \cdot v \cdot \sin \phi = 0 \quad (35)$$

$$h \frac{\partial v_y}{\partial t} + h \cdot v_x \frac{\partial v_y}{\partial x} + h \cdot v_y \frac{\partial v_y}{\partial y} - \frac{h}{\rho} \left(E_{yx} \frac{\partial^2 v_y}{\partial x^2} + E_{yy} \frac{\partial^2 v_y}{\partial y^2} \right) + g \cdot h \left(\frac{\partial \alpha}{\partial y} + \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{g \cdot v_y \cdot n^2}{h^{2/3}} + (v_x^2 + v_y^2)^{1/2} - \xi \cdot v_a^2 \sin \psi + 2 \cdot h \cdot \omega \cdot v \cdot \sin \phi = 0 \quad (36)$$

$$\frac{\partial h}{\partial t} + h \left(\frac{\partial v_x}{\partial x} + \frac{\partial v_y}{\partial y} \right) + v_x \frac{\partial h}{\partial x} + v_y \frac{\partial h}{\partial y} = 0 \quad (37)$$

v_x, v_y : composantes de la vitesse en [m/s] ;

x,y : coordonnées cartésiennes [-] ;
 t : temps en [s] ;
 ρ : densité en [kg/m³] ;
 E : coefficient de viscosité [-] ;
 G : accélération de la pesanteur en [m/s²] ;
 α : position du fond en [m] ;
 N : coefficient de Mannig [s/m^{1/3}];
 ζ : coefficient empirique du frottement du au vent [-] ;
 V_a vitesse du vent en [m/s] ;
 ψ : direction du vent en [°] ;
 ϕ : largeur géographique [°] .

Le frottement au voisinage du fond sera pris en considération par les formulations de Manning et Chézy et sera utilisé alternativement pour la détermination des paramètres de turbulences. Le frottement au fond peut être donc pris en considération par l'utilisation du nombre de Manning (38). En générale ce dernier se situe entre 20 et 40 m^{1/3}/s.

$$n = \frac{r_{hy}^{2/3} \cdot I^{1/2}}{v} \quad (38)$$

$$v = \sqrt{v_x^2 + v_y^2} \quad (39)$$

r_{hy} : le rayon hydraulique moyen en [m]

I : pente énergétique [%_o]

v : vitesse d'écoulement [m/s].

A partir de la relation donnant la contrainte au fond en se basant sur l'hypothèse que pour le cas d'un canal large le rayon hydraulique peut être confondue avec la profondeur on peut obtenir les composantes des équations des contraintes au fond par les relations suivantes :

$$\tau_x = \rho \cdot g \cdot n^2 \frac{v_x \sqrt{v_x^2 + v_y^2}}{h^{1/3}} \quad (40)$$

$$\tau_y = \rho \cdot g \cdot n^2 \frac{v_y \sqrt{v_x^2 + v_y^2}}{h^{1/3}} \quad (41)$$

Pour la description des vitesses de fluctuation de turbulence cette dernière est prise en considération par un terme de viscosité donnée par la relation suivante :

$$-\overline{v_i v_j} = \nu_T \left(\frac{\partial v_i}{\partial x_j} + \frac{\partial v_j}{\partial x_i} \right) - \frac{2}{3} k \delta_{i,j} \quad (42)$$

ν_T : la viscosité du vortex [m^2/s]

K : énergie cinétique de turbulence [m^2/s^2]

$\delta_{i,j}$: opérateur de Kroniker, $\delta_{i,j}=1$ pour $i=j$, $\delta_{i,j}=0$ pour $i \neq j$ [-]

Le facteur ν_T contrairement à la viscosité cinématique n'est pas une grandeur caractéristique du fluide mais il dépend de l'état de l'écoulement et donc fonction de l'espace et du temps dans RMA2, tient compte de la turbulence par l'équation de la conservation de l'énergie tout en introduisant un terme d'échange E. Ce dernier peut être définie par l'intermédiaire du nombre de Peclet donné par la relation suivante :

$$P = \frac{\rho \cdot v \cdot dx}{E} \quad (43)$$

V : vitesse moyenne d'écoulement dans la maille en [m/s]

dx : longueur de l'élément dans la maille en [m]

P : nombre de Peclet [-]

Il est à noter que le nombre de Peclet sera choisi dans l'intervalle 15 et 40.

1.2. Le model de transport de sédiments SED2D

Les travaux préliminaires d'établissement du logiciel SED2D ont été réalisés par le docteur Ariathurai ,1974 dans le cadre de sa thèse de doctorat à l'université de California, Davis. Préalablement le modèle à été conçu pour le plan horizontal puis il a été élargi par Ariathurai,

Mac Arthur et Crone ,1977 en collaboration avec USA Army Corps of Engineering afin d'inclure le plan vertical. La première version modernisée a vu le jour en 1993 et 1995 donnant naissance au programme SED2D.

SED2D a été conçu pour la simulation des transports des sédiments dans les canaux à surface libre. Il calcule la sédimentation, l'érosion et le transport des matériaux comme les sables et les argiles à l'aide d'un champ de vitesses issu des résultats de RMA2. Les paramètres d'entrée sont la grandeur des particules, la densité, l'épaisseur de la couche des sédiments la vitesse de chute, les concentrations initiales, les coefficients de diffusion ainsi que les contraintes (tensions) critiques au sol et ce pour l'érosion et la déposition. Lors du choix des paramètres d'entrée il faut distinguer entre matériau cohésif et non cohésif. Pour les matériaux cohésifs on donne les grandeurs des particules et le facteur de forme. Pour un fond composé de matériaux non cohésifs ayant plusieurs couches de différentes épaisseurs et différentes caractéristiques il faut connaître le coefficient de consolidation, l'âge de la couche (en année), la densité sèche et les contraintes critiques pour la déposition et l'érosion.

La concentration des sédiments en suspension sera donnée par l'équation de diffusion-confusion dans un espace bidimensionnel (Ariathurai, et al.1977).

$$\frac{\partial C}{\partial t} + v_x \frac{\partial C}{\partial x} + v_y \frac{\partial C}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x} \left(D_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(D_y \frac{\partial C}{\partial y} \right) + \alpha_1 C + \alpha_2 \quad (44)$$

Avec :

C : concentration des sédiments en $[\text{kg}/\text{m}^3]$;

v_x, v_y : composante de la vitesse en $[\text{m}/\text{s}]$;

D_x : Coefficient de diffusion dans la direction x en $[\text{m}^2/\text{s}]$;

D_y : coefficient de diffusion dans la direction y en $[\text{m}^2 / \text{s}]$;

α_1 : coefficient du terme de source $[\text{l}/\text{s}]$;

α_2 : partie de concentration d'équilibre de la source $[\text{kg}/\text{m}^3/\text{s}]$;

t : le temps en $[\text{s}]$;

x : direction de l'écoulement $[\text{m}]$;

y : direction perpendiculaire à x $[\text{m}]$;

Cette équation est mise sous forme d'élément finis moyennant les fonctions quadratiques de forme, N .

$$\sum_{ne=1}^{NE} \iint_{D_{ne}} \left[N_j \left\{ Q + u \frac{\partial \hat{C}}{\partial x} + v \frac{\partial \hat{C}}{\partial y} - \alpha_1 \hat{C} \right\} + \frac{\partial N_j}{\partial x} D_x \frac{\partial \hat{C}}{\partial x} + \frac{\partial N_j}{\partial y} D_y \frac{\partial \hat{C}}{\partial y} \right] dx dy + \sum_{i=1}^{NL} \int_{\zeta} N_j q_i^s d\zeta = 0 \quad (45)$$

NE : nombre total d'élément;

N : nombre total des fonctions quadratiques ;

Q : $(\partial \hat{C} / \partial t) + \alpha_2$ valable pour le problème de transition

\hat{C} : la concentration approximative dans un élément évaluée à partir des fonctions de forme et de la valeur nodale de C ;

NL : nombre total des segments limites ;

ζ : coordonnée locale ;

Q_i^s : flux de source de l'élément i .

L'équation dynamique est exprimée par la relation :

$$[T] \frac{\partial \{C\}}{\partial t} + [K] \{C\} - \{F\} = 0 \quad (46)$$

où chaque élément de la maille contribue avec les termes suivants dans la matrice globale.

$$[T] = \iint_D [N]^T [N] dx dy; \quad (47)$$

(La matrice des fonctions de forme) ;

$$[K] = \iint_D \left[K_j \left\{ u \frac{\partial \hat{C}}{\partial x} + v \frac{\partial \hat{C}}{\partial y} - \alpha_1 \hat{C} \right\} + \frac{\partial N_j}{\partial x} D_x \frac{\partial \hat{C}}{\partial x} + \frac{\partial N_j}{\partial y} D_y \frac{\partial \hat{C}}{\partial y} \right] dx dy \quad (48)$$

(La matrice de l'état stationnaire);

$$\{F\} = - \iint_D [N]^T \{ \alpha_2 \} dx dy + \int_{\zeta} [N]^T \{ q \} d\zeta \quad (49)$$

(Le vecteur de charge aux limites);

En appliquant le schéma implicite de Crank-Nicholson, on obtient l'équation suivante, où n représente le pas de temps actuel, et $(n+1)$ le pas de temps future; et Δt l'incrément de temps.

$$\left\{ \frac{[T]}{\Delta t} + \theta[K]^{n+1} \right\} \{C\}^{n+1} = \left\{ \frac{[T]}{\Delta t} - (1-\theta)[K]^n \right\} \{C\}^n + \theta\{F\}^{n+1} + (1-\theta)\{F\}^n \quad (50)$$

Pour la tension du fond :

$$\tau = \rho \cdot (u^*)^2 \quad (51)$$

où ρ est la densité de l'eau u^* est la vitesse de cisaillement, il existe différentes formulations

a) *Tension aux parois lisses*

$$\frac{\bar{v}}{v^*} = 5,75 \cdot \log \left(3,32 \frac{u^* H}{v} \right) \quad (52)$$

\bar{v} : vitesse d'écoulement moyenne [m/s]

H : profondeur de l'eau en [m]

v : Viscosité cinématique de l'eau en [m²/s]

u^* : vitesse de cisaillement en [m/s]

b) *Tension au niveau du fond*

$$u^* = \frac{\sqrt{g \cdot \bar{v} \cdot n}}{CME H^{1/6}} \quad (53)$$

g : accélération terrestre en [m/s²];

n : coefficient de Manning [s/m^{1/3}];

CME : coefficient numérique égale à 1 pour les unités métriques du SI et 1.486 pour les unités anglaises.

La déposition et l'érosion seront prises en compte par le terme de source $S = \alpha_1 \cdot C + \alpha_2$ dans l'équation (44). Dans le cas d'un transport de sable le terme de source est fonction de la concentration d'équilibre C_{eq} et de la concentration des sédiments en solution (ACKERS-WHITE, 1973) :

$$S = (C_{eq} - C) / t_c \quad (54)$$

t_c : temps caractéristique en [s].

Il décrit la durée nécessaire pour la compensation de l'égalisation entre concentration en suspension et la concentration en équilibre. Les temps caractéristiques t_{cd} et t_{ce} pour la déposition et l'érosion sont données par les formules suivantes :

$$t_{cd} = \max \left\{ \frac{C_d H}{v_s}; \Delta t \right\} \quad (55)$$

$$t_{ce} = \max \left\{ \frac{C_e H}{\bar{v}}; \Delta t \right\} \quad (56)$$

C_d : coefficient de déposition [-] ;

v_s : vitesse de chute en [m/s] ;

H : profondeur en [m] ;

Δt : pas du temps de l'itération en [s] ;

C_e : coefficient d'érosion [-] ;

\bar{v} : vitesse moyenne d'écoulement [m/s] ;

Pour l'intensité de la déposition lors d'un transport de sédiment cohésif le terme S sera déterminé moyennant par la formule de Krone 1962.

$$S = \begin{cases} \frac{2V_s}{H} C \left(1 - \frac{\tau}{\tau_d} \right) & \text{pour } C < C_c \\ \frac{2V_k}{H} C^{5/3} \left(1 - \frac{\tau}{\tau_d} \right) & \text{pour } C > C_c \end{cases} \quad (57)$$

τ_d : tension critique de déposition en [N/m^2] ;

C_c : concentration critique en [mg/l] ; ($C_c = 300$ mg/l).

Pour l'intensité de l'érosion du sédiment cohésif il sera déterminé par Partheniades (Roig et Al 1998).

$$S = \frac{P}{H} \left(\frac{\tau}{\tau_e} - 1 \right) \quad (58)$$

P : Intensité de l'érosion en [m²/s]

τ_e : tension critique en [N/m²]

Il serait utile de distinguer entre l'érosion à partir du fond et l'érosion d'un ensemble de particules. Ceci est valable lorsque les tensions du fond dépasse une valeur limite dans ce cas le terme S sera donné par la formule suivante :

$$S = \frac{T_L \rho_L}{H \Delta t} \quad \text{pour } \tau > \tau_s \quad (59)$$

T_L : l'épaisseur de la couche érodée en [m]

ρ_L : densité de la couche érodée en [kg/m³]

τ_s : valeur limite de la tension lors de l'érosion d'un ensemble de particules en [N/m]

Le terme S sera introduit dans l'équation (54) avec un signe opposé. Une augmentation de la concentration des sédiments au fond implique une réduction de la concentration des sédiments libres en suspension et vice versa.

c) le modèle du fond

Le terme α dans l'équation (44) nous renseigne sur la position, la composition et le caractère du fond.

Fonds de sable

Les fonds de sable sont considérés comme étant des réservoirs de sédiments ayant une épaisseur finis. Les sédiments déposés et déplacés à partir du fond ont une intensité qui sera déterminée par l'intermédiaire de la valeur α au pas du temps antérieure et futur. Le taux

d'échange massique avec les lits sera converti en un taux d'échange volumétrique par l'intermédiaire du paramètre de porosité du lit.

Fonds d'argile

Ils sont traités comme étant une séquence de couche. Chaque couche a ces propres caractéristiques, et ceux comme suit :

1. l'épaisseur ;
2. densité ;
3. l'âge ;
4. la contrainte de cisaillement totale.

En plus les couches sont spécifiées dans une autre liste des caractéristiques.

- a) La contrainte critique pour l'érosion ;
- b) Le taux d'érosion constant ;
- c) La densité initiale et la densité à l'âge d'une année ;
- d) La contrainte de cisaillement initiale et celle d'une année ;
- e) Le coefficient de consolidation.

Les nouveaux dépôts d'argiles à partir des couches supérieures conduisent à l'augmentation des densités et des contraintes avec l'accroissement de la pression et de l'âge. La variation de la densité avec le temps est exprimée avec les équations suivantes :

$$\rho = \rho_f - (\rho_f - \rho_i)e^{-\beta_c t} \quad (60)$$

ρ : la variable densité : fonction du temps ;

ρ_e : densité à un temps de référence final ;

ρ_f : densité finale ultime égale à 1000 kg/m³ par défaut ;

t_0 : temps de départ = 0 ;

t_e : temps de référence final ;

t : temps ;

β_c : coefficient de consolidation [1/s].

Le coefficient de consolidation est calculé pour une densité initiale et une densité à un temps de référence moyennant l'équation 60 par la relation :

$$\beta_c = -\frac{1}{t_e} \ln \left[1 - \frac{\rho_e - \rho_i}{\rho_f - \rho_i} \right] \quad (61)$$

La force de cisaillement totale QS du dépôt est liée à la densité par la relation suivante :

$$\frac{QS_e}{QS_i} = \left(\frac{\rho_e}{\rho_i} \right)^\alpha \Rightarrow \alpha = \frac{\ln(QS_i) - \ln(QS_e)}{\ln(\rho_i) - \ln(\rho_e)} \quad (62)$$

L'introduction du type de couche est utilisée pour contrôler l'occurrence de l'érosion et la consolidation.

Chapitre 7

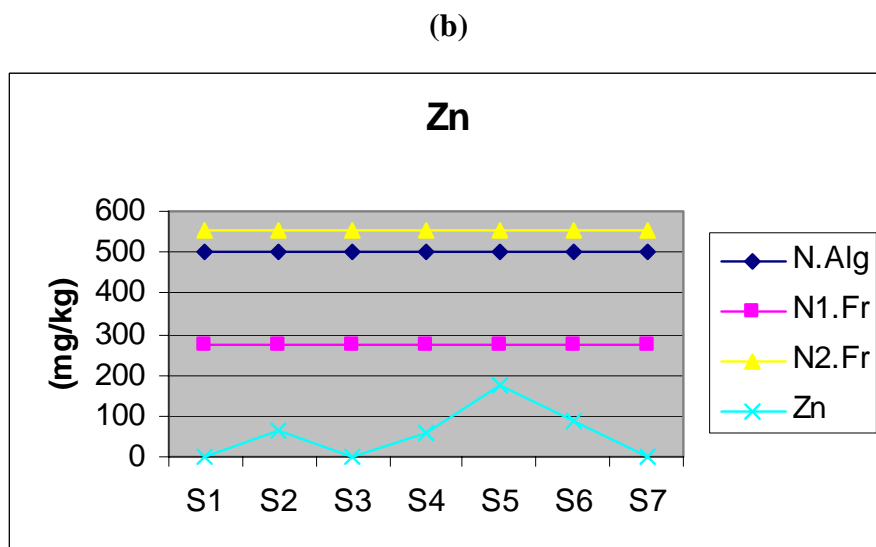
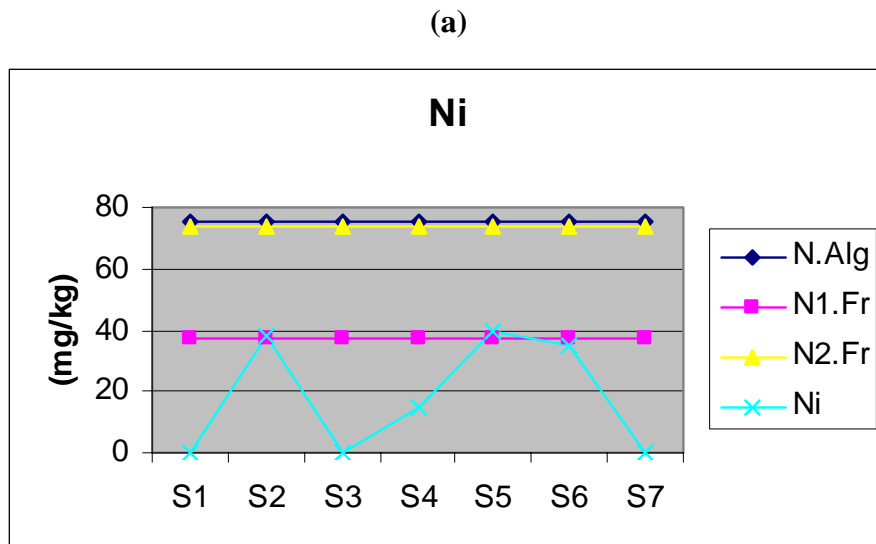
Résultats et Commentaires

1. Pollution métallique

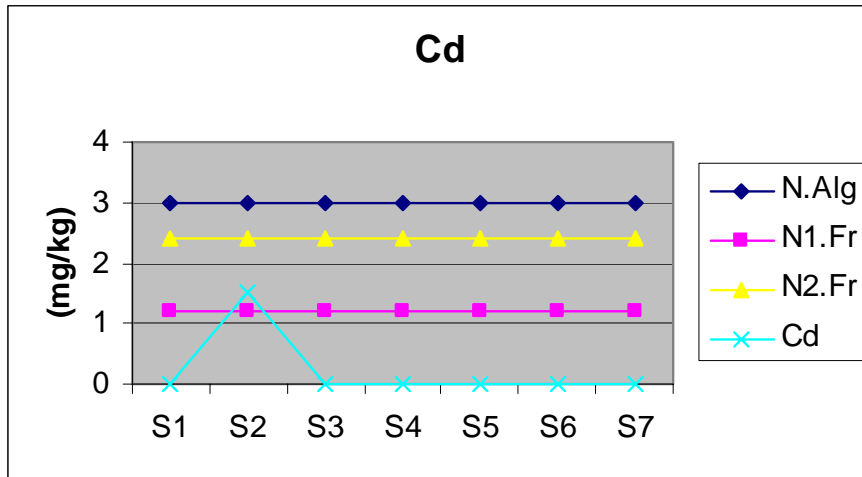
1.1. Les résultats du port de Skikda

A défaut de prélèvement mensuel des sédiments superficiels pour l'analyse des métaux lourds nous avons étudié la variation spatiale de chaque micropolluant analysé.

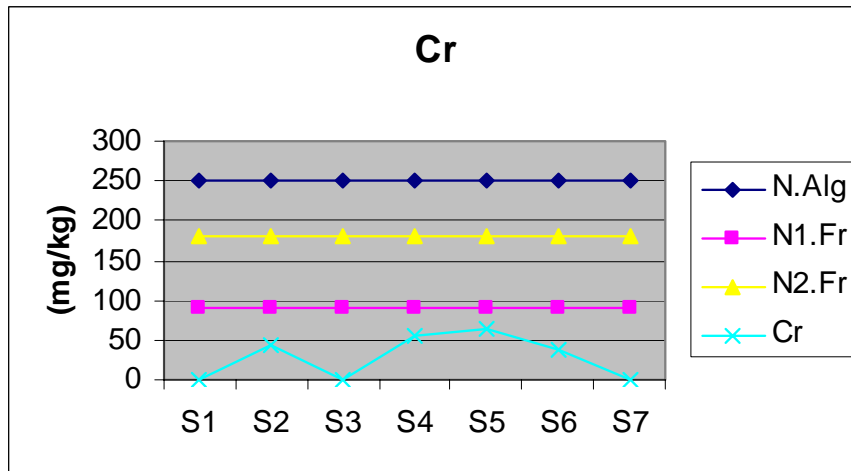
La figure 31 donne la concentration des éléments métaux lourds trouvés dans le port de Skikda pour les stations considérées.



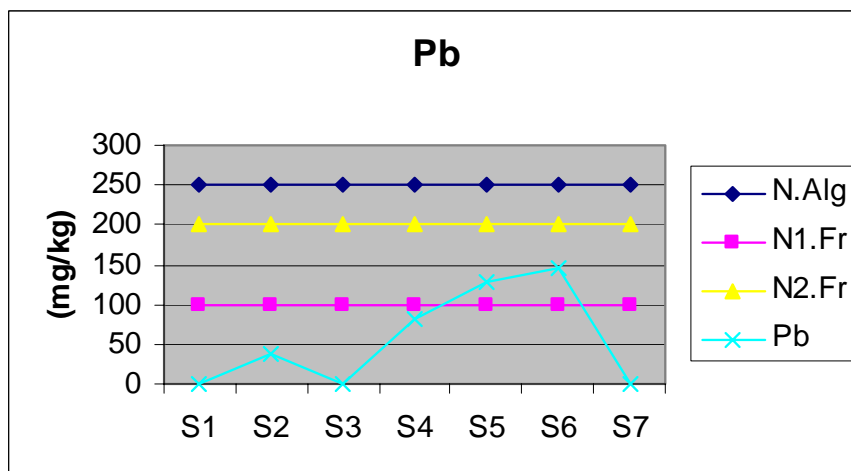
(c)



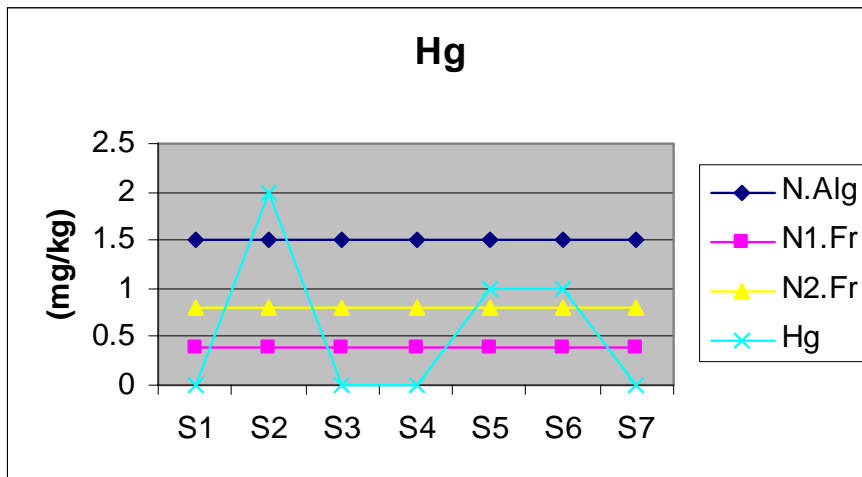
(d)



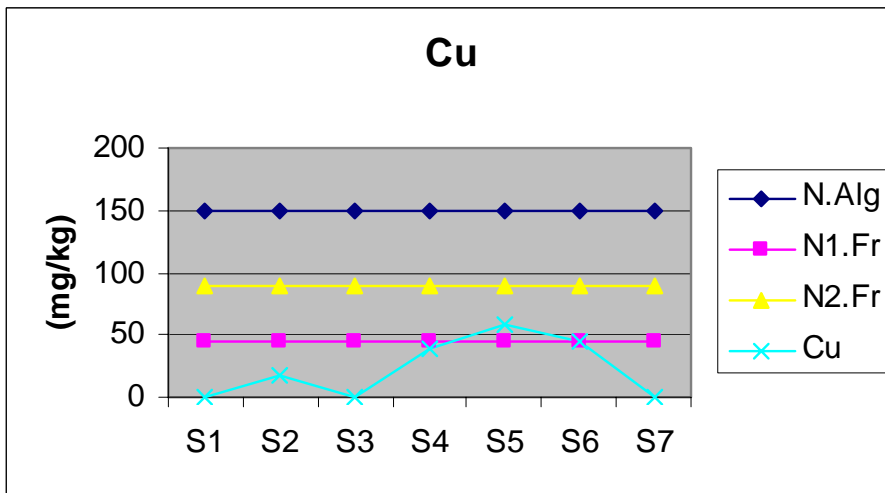
(e)



(f)



(g)



(h)

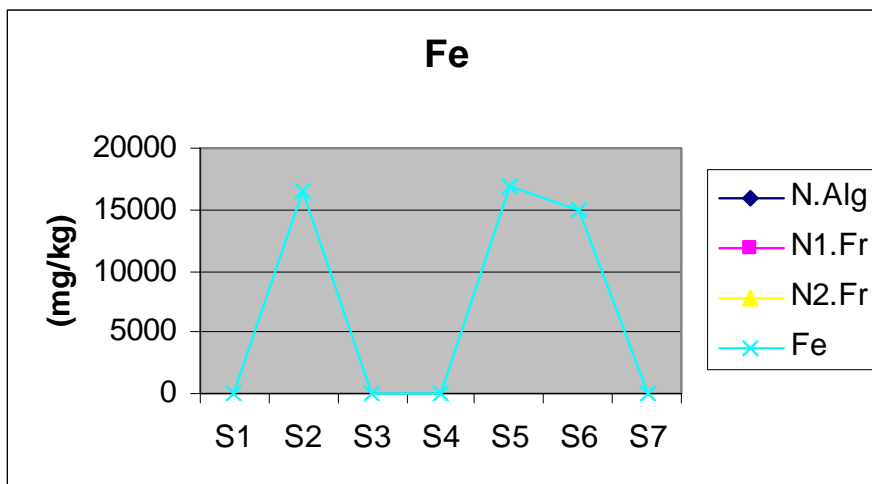
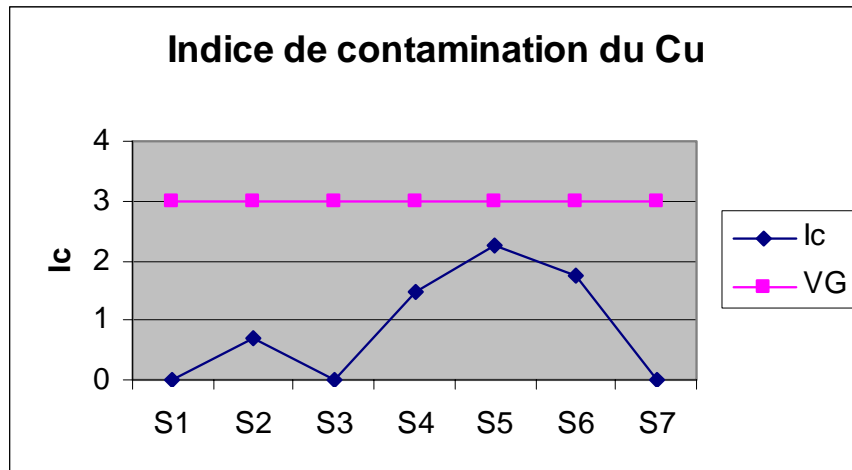


Figure 31. Variation spatiale des métaux lourds : (a) : Ni ;(b) : Zn ; (c) : Cd. (d) : Cr ; (e) : Pb ;(f) : Hg. (g) : Cu ;(h) : Fe.

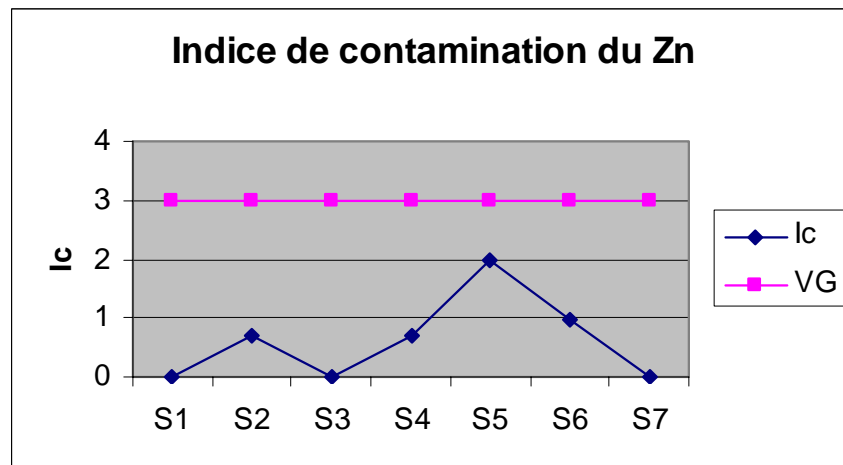
1.2. Indice de contamination du port de Skikda

L'indice de contamination calculé pour le cuivre, le zinc et le manganèse est variable d'un métal à un autre. Cependant les valeurs pour les trois métaux considérés sont en deca de la valeur $I_c = 3$.

(a)



(b)



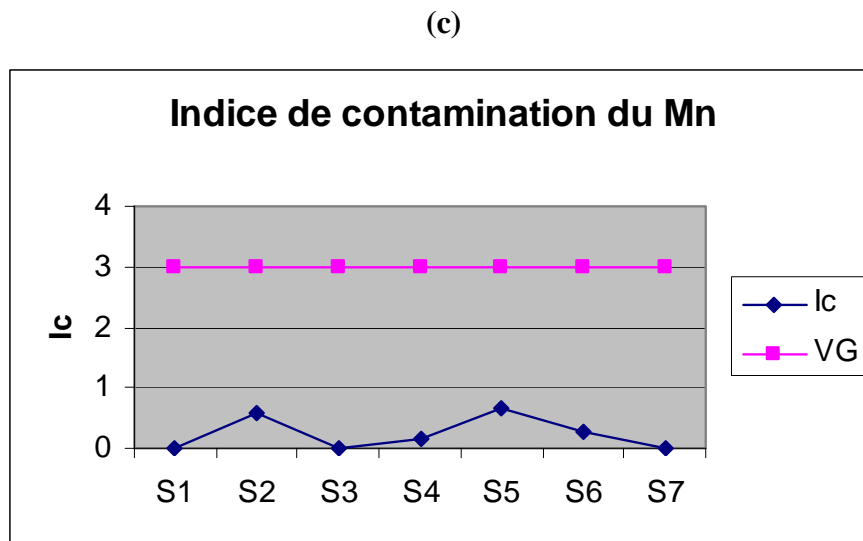


Figure 32. Représentation graphique de l'indice de contamination (a) : Cu ; (b) : Zn ; (c) : Mn.

1.3. Commentaires sur les résultats trouvés

Cadmium : la présence du cadmium est complètement nulle dans ce port.

Chrome : la présence du chrome est significative avec une concentration de 63.5mg/kg de sédiment sec faisant partie ainsi de la classe 1 selon les normes hollandaises

Cuivre : avec une concentration de 85.6 mg/kg le cuivre est très significative et il fait partie de la classe 2 selon les normes hollandaises.

Mercure : la valeur enregistrée à ce port fait partie de la classe 2 selon les normes hollandaises

Plomb : avec la valeur de 129.6 mg/kg le plomb fait parte de la classe 2 selon les normes hollandaises

Zinc : avec une concentration de 175.8 mg/kg elle le situe en classe 2 selon les normes hollandaise

Nickel : avec une concentration de 40mg/kg représentant ainsi une valeur en deçà du normes algérienne

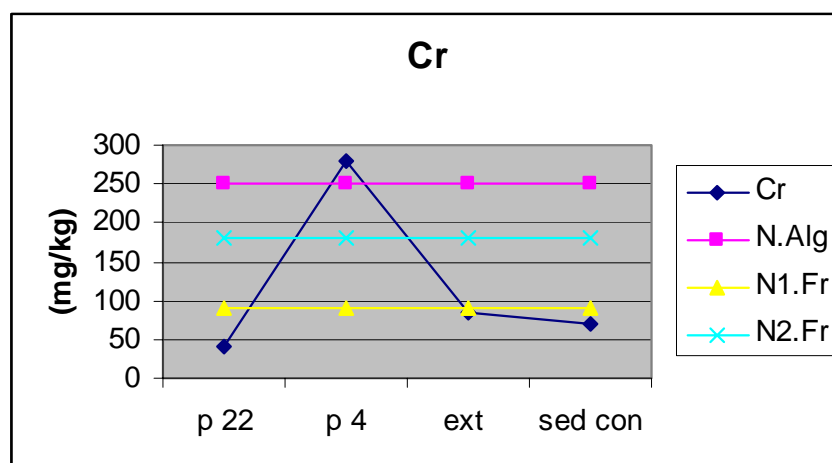
Fer : la présence du fer dans ce port est très significative car avec une valeur de 1684.6 mg/kg car c'est l'élément le plus prédominant parmi tous les polluants.

Manganèse : avec la valeur de 260.5 mg/kg ce polluant se trouve en deuxième position juste après le fer.

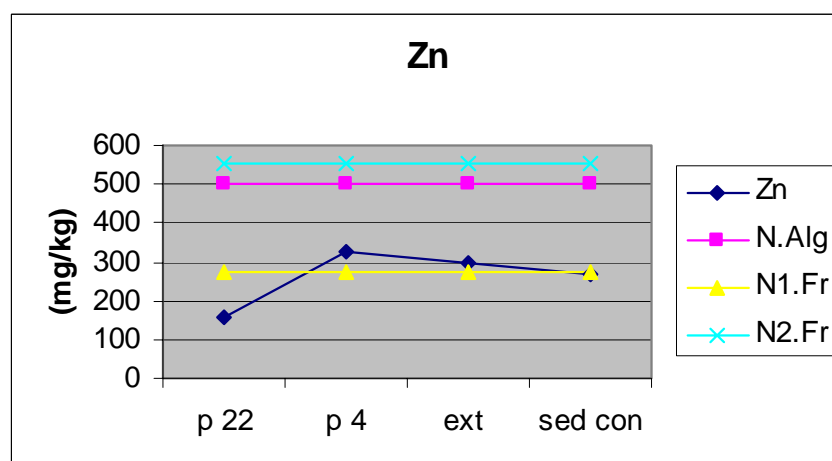
2. Les résultats du port de Annaba

A défaut de réactif chimique l'étude de la pollution des métaux lourds s'est réalisée sur le chrome, le plomb et le zinc ainsi que le cuivre. Pour ce qui est du mercure nous avons traité ce métal par analyse chromatographique mercurochrome effectué à l'hôpital de Constantine et le résultat s'avère négatif. Les figures suivantes donnent la concentration des éléments métaux lourds trouvés dans le port de Annaba pour les stations considérées.

(a)



(b)



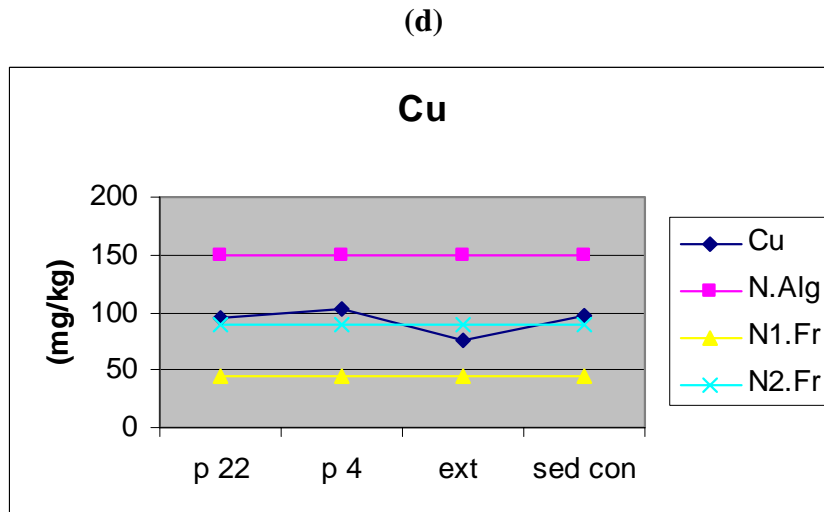
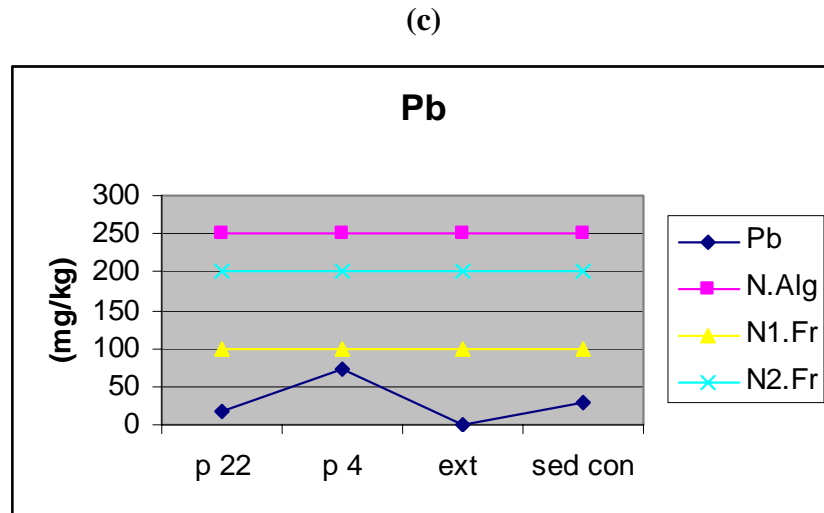
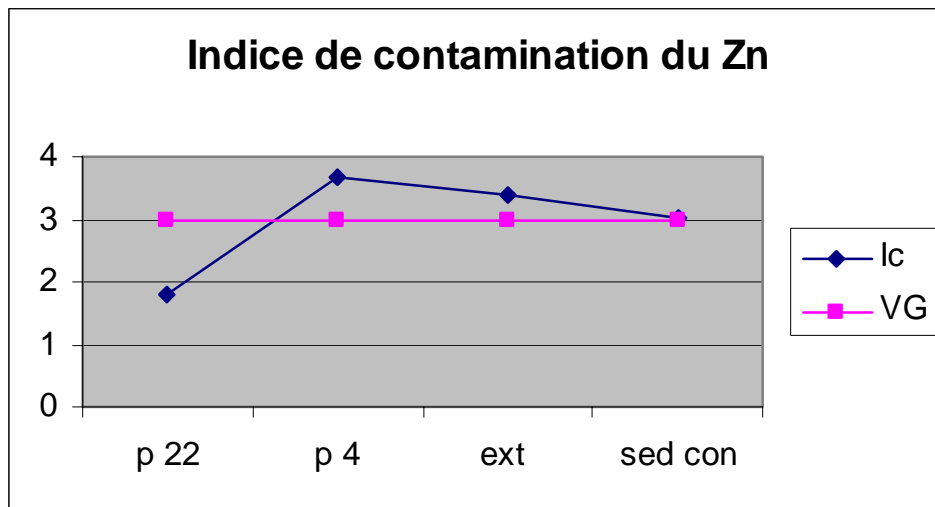


Figure 33. Variation graphique des métaux lourds : (a) : Cr ;(b) :Zn ; (c) :Pb ;(d) : Cu.

2.1. Indice de contamination pour le port de Annaba

L'indice de contamination pour le port de Annaba est supérieur à la valeur normalisée pour les deux métaux zinc et cuivre d'où nous pouvons confirmer la source de pollution pour ces deux polluants.

(a)



(b)

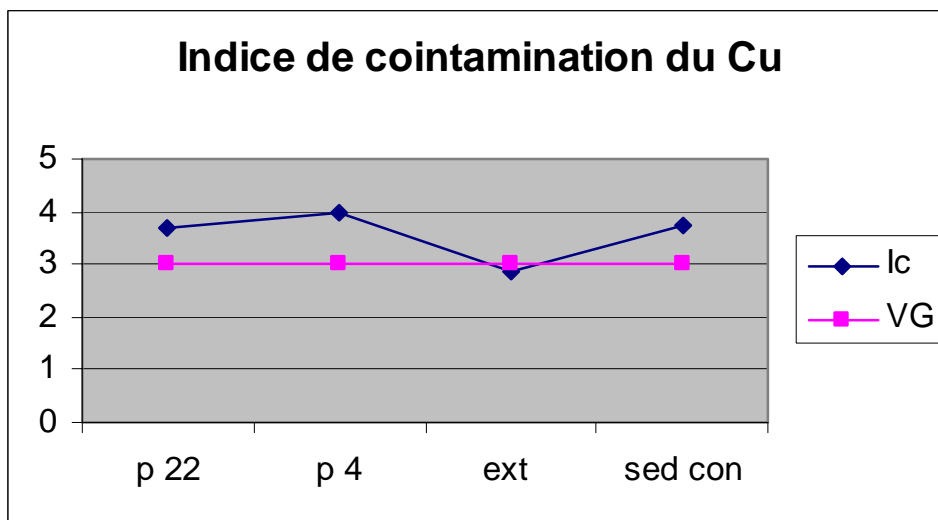


Figure 34. Représentation graphique des indices de contamination du : (a) : Cu et (b) : Zn.

2.3. Commentaires sur les résultats trouvés

Chrome : la présence du chrome est très significative pour le port de Annaba avec un maximum de 280mg/kg au poste 4 dépassant ainsi les normes algériennes.

Zinc : la présence du zinc pour ce port est assez significative avec un maximum de 325 mg/kg au poste 4. Cette valeur est en dessous des normes et ne donne pas un grand risque de pollution.

Plomb : avec une valeur maximale de l'ordre de 71.6 mg/kg ml se situe en dessous de la classe 1 selon les normes françaises et aussi selon les normes algériennes et par conséquent il ne présente pas de risque de pollution pour ce port.

Cuivre : avec la concentration de 103 mg/l, le cuivre dépasse les le niveau 2 des normes françaises mais il est toujours en dessous des normes algériennes.

Dans le tableau 16 nous résumons les résultats trouvés avec d'autres études précédentes. Il ressort de cette étude que :

Les sites les plus pollués par les métaux lourds sont les trois ports de Skikda et l'indice de contamination pour le cuivre et le manganèse ainsi que la zinc indique une absence de pollution par ces métaux et ceci selon les normes françaises.

Nous constatons que la concentration du plomb au niveau de l'ancien port de Skikda comparable à celle du L.E.M est en augmentation ce qui confirme bien la présence d'une sources potentielle. Pour le zinc nous constatons une augmentation des concentrations mais tout en restant inférieur aux normes algériennes. Les résultats du manganèse et le nickel obtenu restent aussi inférieurs aux recommandations algériennes. Pour ce qui est du fer, nous constatons une augmentation des concentrations comparées a celle trouvées par Gharsallah 2002 pour le port de Annaba.

Métaux (mg /kg)	Hg	Cr	Cu	Pb	Zn	Cd	Mn	Ni	Fe	Références
Ports										
Skikda (ancien port)	0.92	67.89	59.64	118.7	166.5	<10	-	-	-	LEM 1998
Annaba	-	-	116.7	-	427.6	-	279.3	-	-	Hariti 2000
Annaba	-	295	208	-	401	-	203	-	1548	Gharsallah 2002
Skikda (nouveau port)	0.9	63.5	58.5	129.5	175.5	0	260.5	40	16840	Cette étude
Skikda (ancien port)	2.0	44.5	18	36.5	62.5	1.5	236.5	38	16457	Cette étude
Port de Annaba	-	280	103	71.6	325	-	-	-	-	Cette étude
Recommandations algériennes	1.5	250	150	250	500	3	-	75	-	Ministère Algérien

Tableau 16. Comparaison des résultats obtenus pour les métaux lourds pour les ports de Skikda et Annaba.

3. Calcul du score du risque (Nouveau port de Skikda)

Analyse des contaminants :

Le tableau 17 résume l'analyse des contaminants pour le port de Skikda

<i>Contaminants</i>	<i>Valeurs mesurées</i>	<i>Comparaison</i>	<i>Normes</i>
Arsenic As	0	Non mesuré	N1=25 ; N2=50
Cadmium Cd	1,5	N1<Cd<N2	N1=1,2 ; N2=2,4
Chrome Cr	44, 5	Cr<N1	N1=90 ; N2=180
Cuivre Cu	18,00	Cu<N1	N1=45 ; N2=90
Mercure Hg	2	Hg<N2	N1=0,4 N2=0,8
Nickel Ni	38	N1<Ni>N2	N1=37 ; N2=74
Plomb Pb	36,50	Pb<N1	N1=100 ; N2=200
Zinc Zn	62,25	Zn<N1	N1=276 ; N2=552

Tableau 17. Analyse des contaminants (nouveau port de Skikda).

Score de risque :

Le score de risque est de 1,2. Il est calculé sur 7 éléments.

3.1. Calcul du score du risque (Port de pêche de Skikda)

Analyse des contaminants :

<i>Contaminants</i>	<i>Valeurs mesurées</i>	<i>Comparaison</i>	<i>Normes</i>
Arsenic As	0	Non mesuré	N1=25 ; N2=50
Cadmium Cd	0	Non mesuré	N1=1,2 ; N2=2,4
Chrome Cr	38,5	Cr<N1	N1=90 ; N2=180
Cuivre Cu	45	Cu<N1	N1=45 ; N2=90
Mercure Hg	1	Hg>N2	N1=0,4 N2=0,8
Nickel Ni	35	Ni<N1	N1=37 ; N2=74
Plomb Pb	145,00	N1<Pb<N2	N1=100 ; N2=200
Zinc Zn	85,00	Zn<N1	N1=276 ; N2=552

Tableau 18. Analyse des contaminants (port de pêche de Skikda).

Score de risque

Une étude écotoxicologique est nécessaire le mercure et le cadmium dépassent le niveau 2. Le score de risque est de 1,3.

3.2. Valeur élémentaire du risque (Port de pêche de Skikda)

La valeur élémentaire du risque est un score risque variant entre 0 et 3 il est calculé à titre informatif sur un des contaminants pour lesquels des niveau de références ont été fixés.

Contaminant	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Concentration (mg/kg sec)	38	45	1	35	145	85
Affinité phase dissoute	3	2	1	3	3	2
Bioaccumulation	2	2	3	1	1	2
Capacité de transfert	2	2	2	2	2	2
Toxicité potentielle	2	2	3	1	1	2
Valeur élémentaire du risque	0,4	1,0	2,6	0,9	3,0	0,3

Tableau 19. Valeur élémentaire du risque du port de pêche de Skikda.

3.3. Valeur élémentaire du risque (Port de Skikda)

Contaminant	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	Cr	Cu	Zn
Concentration (mg/kg sec)	1,5	44,25	18	2,01	38	36,50	62,25	295	208	401
Affinité phase dissoute	3	3	2	1	3	1	2	3	2	2
Bioaccumulation	2	2	2	3	1	2	2	2	2	2
Capacité de transfert	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Toxicité potentielle	3	2	2	3	1	2	2	2	2	2
Valeur élémentaire du risque	1,2	0,4	0,4	3,0	1,0	0,3	0,2	3,0	3,0	1,4

Tableau 20. Valeur élémentaire du risque du port de Skikda.

3.4. Score de risque port de Annaba

Le tableau 21 résume le score risque du port de Annaba.

<i>Contaminants</i>	<i>Valeurs mesurées (mg/kg)</i>	<i>Comparaison</i>	<i>Normes (mg/kg)</i>
Arsenic As	0	Non mesuré	N1=25 ; N2=50
Cadmium Cd	0	Non mesuré	N1=1,2 ; N2=2,4
Chrome Cr	280	Cr>N2	N1=90 ; N2=180
Cuivre Cu	103	Cu>N2	N1=45 ; N2=90
Mercure Hg	0	Non mesuré	N1=0,4 N2=0,8
Nickel Ni	0	Non mesuré	N1=37 ; N2=74
Plomb Pb	71.6	Pb<N1	N1=100 ; N2=200
Zinc Zn	325	N1<Zn<N2	N1=276 ; N2=552

Tableau 21. Score de risque du port de Annaba.

Le score de risque ne peut pas être calculé car les éléments critiques (Cd, Hg) n'ont pas été mesurés.

3.5. Valeur élémentaire du risque pour le port de Annaba

Contaminant	Cr	Cu	Pb	Zn
Concentration (mg/kg sec)	250	103	71.6	325
Affinité phase dissoute	3	2	1	2
Bioaccumulation	2	2	2	2
Capacité de transfert	2	2	2	2
Toxicité potentielle	2	2	2	2
Valeur élémentaire du risque	3	2.2	0.7	1.1

Tableau 22. Valeur élémentaire du risque du port de Annaba

4. Interprétation des scores de risques

- Si le score de risque contaminant est inférieur à 1, il est souhaitable de connaître la toxicité du sédiment, en particulier pour prendre en considération les effets des contaminants qui dépassent le niveau 1 de l'arrêté. Dans ce cas un seul test de toxicité peut être considéré comme suffisant ; il est alors recommandé de pratiquer de préférence le test sur le développement embryonnaire des bivalves, ou à défaut le test sur copépode marin *Tigriopus brevicornis*. Si le résultat du test indique une note d'effet négligeable (zéro) ou faible (un), le

rejet ou l'immersion peuvent être envisagés. Pour les sédiments dont la note d'effet sera égale à deux ou trois on prendra alors en compte la sensibilité de la zone d'immersion (proximité de zones conchylicoles ou de baignades, nurseries de poissons, présence d'espèces protégées etc.) avant de proposer soit le rejet/immersion, soit une étude locale d'impact.

- *Si le score de risque contaminant est compris entre 1 et 2*, l'évaluation de la toxicité sera réalisée à partir de trois tests, dont obligatoirement les tests « développement embryonnaire de bivalve » et copépode marin *Tigriopus brevicornis* ; le troisième test étant choisi entre *Corophium* sp. et Microtox® (*Vibrio fischeri*) phase solide. Les notes d'effet seront établies pour chacun des tests, mais seule la note la plus défavorable (effet toxique le plus marqué) sera prise en considération. Si la note retenue correspond à un effet négligeable (zéro) ou faible (un) on prend alors en considération la sensibilité de la zone d'immersion, comme dans le cas ci-dessus. Si la note retenue correspond à un effet moyen (deux) on procède alors directement à l'étude locale d'impact. Si la note retenue correspond à un effet fort (trois) l'immersion ne peut être autorisée sans une étude d'impact approfondie « apportant la preuve qu'elle constitue la solution la moins préjudiciable pour l'environnement » (c.f. interprétation du niveau 2).

-*Si le score de risque contaminant est supérieur à deux*, l'immersion ne peut être autorisée sans une étude d'impact approfondie apportant la preuve qu'elle constitue la solution la moins préjudiciable pour l'environnement.

5. Interprétation des résultats et commentaires

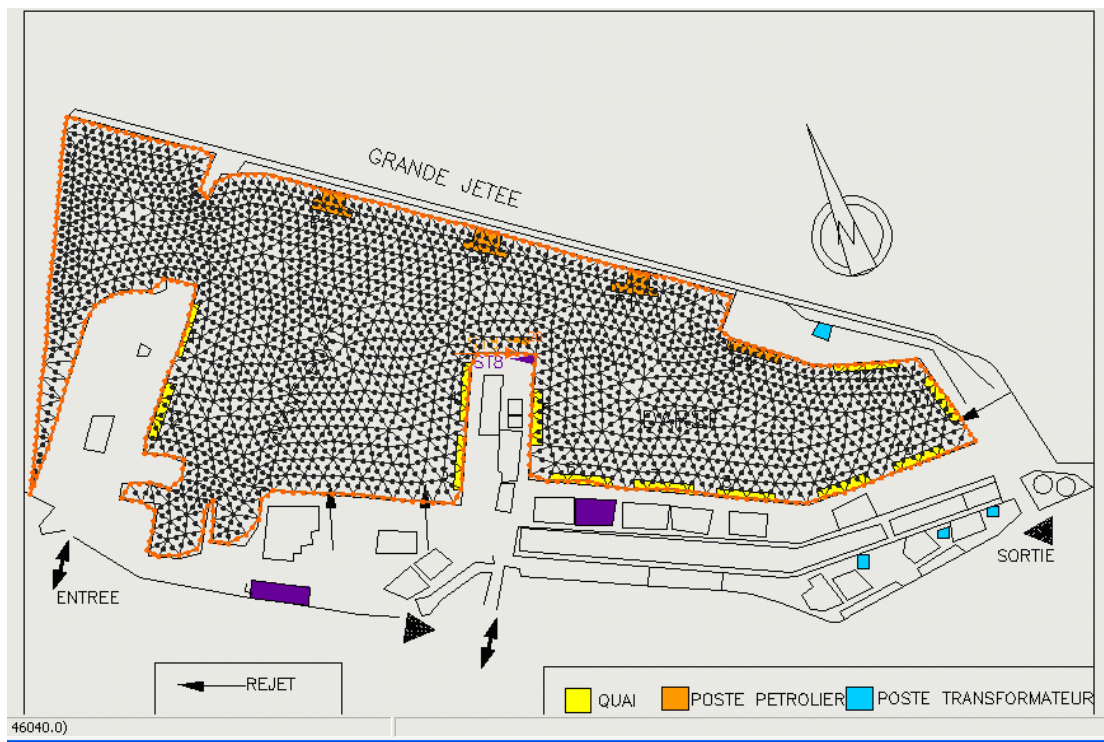
Pour les éléments mercure et plomb le score de risque élémentaire est supérieur à 2 dans le port de pêche de Skikda. Autrement dit l'immersion dans ce port doit tenir compte d'une étude d'impact approfondie. Ce ci restera valable pour l'élément mercure dans le port de Skikda. Pour ce qui est du port de Annaba la valeur du score de risque n'est pas déterminée vu que la valeur des éléments critique comme le cadmium et le mercure n'a pas été mesuré.

Du point de vue de l'hydrodynamique sédimentaire, la modélisation des rejets de dragage doit traiter des processus qui, en partie, ne sont pas spécifiques au problème des dragages. Le traitement de l'advection dispersion, de la consolidation, de l'érosion, entre autre, dépend de l'état de l'art de la dynamique sédimentaire. Les problèmes spécifiques à la modélisation des rejets de dragage sont essentiellement au nombre de trois : la descente convective, le conflit des échelles et la caractérisation statistique des agents hydrodynamiques

6. Résultats de la simulation par RMA2 et SED2D

6.1 Port de Skikda

La situation hydrodynamique a été simulée en utilisant le modèle RMA2. L'état de sédimentation a été vérifié à l'aide du module de sédimentation SED2D. Pour la zone d'étude le choix d'un maillage d'élément triangulaire a été adopté. Le nombre d'éléments est de 1041 triangles élémentaires (voir figure 35).



L'analyse du champ des vitesses a montré que la rive droite du port est le stade d'une sédimentation intense. Le résultat de cette analyse est donné par le tableau suivant :

Zone	Orientation	Volume des sédiments de sable en (m ³ /an)	Volume des sédiments d'argile en (m ³ /an)
1	Nord	2156	10002
	Centre	3250	19214
	Sud	1550	20136
2	Nord	580	23540
	Centre	1233	32130
	Sud	325	17580
Total		9094	122602

Tableau 23. *Quantité des sédiments dragués dans le bassin du port Skikda.*

Les résultats montrent qu'un total de 122 602m³ de dépôt d'argile et 9094 m³ de sable induit dans le bassin du port par an et que la sédimentation la plus intense se réalise dans la partie centrale du port avec des valeurs annuelles allant de 1233 à 3250m³.

6.2. Port de Annaba

Le nombre d'éléments est de 622 triangles élémentaires

L'analyse par le logiciel a montré que le rive de droite est le sujet de sédimentation accentuée par rapport au rive de gauche. Le résultat trouvé se résume au tableau suivant :

Zone	Orientation	Volume des sédiments de sable en (m ³ /an)	Volume des sédiments d'argile en (m ³ /an)
1	Nord	2802.8	13002.6
	Centre	4225	24978.2
	Sud	2015	26176.8
2	Nord	754	30602
	Centre	1602.9	41769
	Sud	422.5	22854
Total		11822.2	159382.6

Tableau 24. *Quantité des sédiments dragués du bassin du port de Annaba.*

Avec une quantité total de 171204.8 m³/an de sédiment par an pour les deux types de sédiment que soit le sable ou l'argile et que la seconde zone du port est le siège d'une sédimentation importante par rapport à la première zone. D'autre part la zone centrale est siège de la sédimentation intense représentant une variation annuelle allant de l'ordre de 1602.9 à 41769 m³/an.

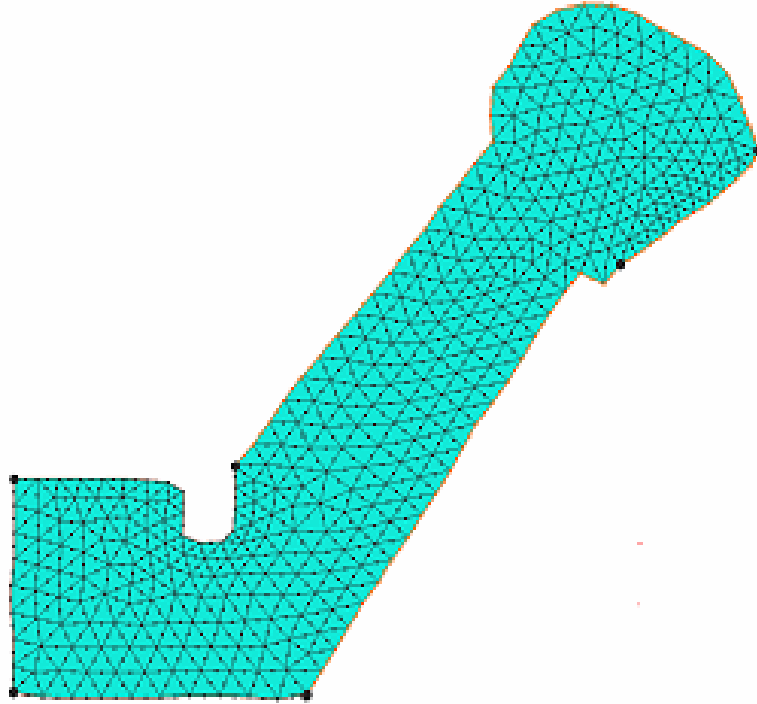


Figure 36. Résultat du maillage du port de Annaba.

Conclusions et Recommandations

L'hydrodynamisme intense entraîne l'envasement des ports ou les substances polluantes s'accumulent dans les vases. Ces sédiments sont donc dragués pour être ensuite relâchés en mer, au niveau des zones officielles créant ainsi un flux de polluants élevés vers le large. L'envasement oblige à faire des dragages réguliers afin de garantir une profondeur d'eau suffisante. Or la mise en décharge ou le dévasement en mer des déchets de dragage, pose de gros problèmes écologiques. Des préoccupations nouvelles, vis à vis des opérations de dragage et d'immersion, se sont faites de nos jours à partir du moment où il a été établi que les sédiments constituaient un moyen de transfert important pour les polluants de nature chimiques, à la fois organiques et anorganiques .

L'émotion légitime suscitée par les conséquences d'une pollution accidentelle en milieu marin ne doit pas masquer la situation de fond constituée par les apports de pollution chronique d'origine multiple, qu'ils soient ponctuels (rejets industriels, rejets urbains), diffus (apports agricoles, retombées atmosphériques) ou intégrés (apports par des fleuves), sans oublier les contaminations liées à l'usage du milieu (rejet des sédiments de dragage) et de la navigation maritime (déballastages frauduleux des navires, apports diffus des biocides incorporés dans les peintures antisalissures).

A l'échelle mondiale, on estime (avec toute l'incertitude qui accompagne de tels chiffres) à 2,4 Mt/an les apports d'hydrocarbures vers le milieu marin dont 1,5 Mt/an correspondant aux apports chroniques d'origine tellurique et à 0,3 Mt/an les apports consécutifs à des accidents de navires, englobant cargaisons (pétroles bruts et produits raffinés pour 0,2 Mt/an) et fuels de propulsion (pour 0,1 Mt/an)

Nous retiendrons que le risque de déversement de produits chimiques est aussi grand que celui des hydrocarbures. Une étude réalisée par le commission européenne portant sur la description de 1 776 accidents maritimes montre que la quantité de produits chimiques déversée en moyenne par accident est 5 fois plus faible que s'il s'agit d'un déversement de produits pétroliers et 25 fois plus faible que s'il s'agit de pétroles bruts.

Le mouvement des sédiments est d'une part commandé par l'écoulement et d'autre part l'écoulement lui-même est influencé par certaines propriétés des sédiments. La taille des granulats, à titre d'exemple influence la rugosité est par conséquent la répartition de la vitesses qui est le facteur déterminant dans la déposition et le mouvement des sédiments. Les formules de transport ne sont représentatives que d'une petite partie du processus de

sédimentation. Il est donc important d'utiliser beaucoup de précautions et les cantonner aux environnements spécifiques pour les lesquelles elles ont été établies. Certaines formules ont été établies pour le domaine fluvial puis adoptées aux environnements côtiers alors que d'autres expriment d'avantage l'action des houles. Grâce à la modélisation de l'hydrodynamique couplée aux données du transport sédimentaire, il devient possible d'établir les sens de directions de ce transport. La modélisation est le plus souvent utilisée pour quantifier le transport sédimentaire. Dans le cadre de ce travail, et dans un premier temps, une évaluation du risque de contamination des sédiments a été effectuée, et ce en particulier pour le cas des métaux lourds. Pour ce faire, des échantillonnages ont été prélevés, et soumis à une analyse chimique. Les résultats de cette dernière ont été introduits dans le logiciel d'évaluation des risques. Ainsi la présence du cadmium dans le site 2 (ancien port de Skikda) avec la concentration qui l'introduit dans la classe 2 selon les normes hollandaises nous permet de dire qu'à cet endroit le sédiment est pollué d'où l'existence d'une source de pollution. Pour le chrome, les teneurs enregistrées indiquent l'apparence du sédiment de classe 1 ce qui nous permet de dire que le sédiment est non pollué par ce métal. Une contamination par le cuivre est constatée au niveau des sites 4 et 5 ainsi que le site 6 du port de Skikda indiquant que le sédiment est pollué par ce métal.

Une forte contamination en mercure est enregistrée au niveau du port de Skikda confirmant ainsi que le sédiment est fortement pollué par ce métal dépassant les normes algériennes. Par contre pour le port de Annaba on observe une absence totale de ce métal. Ceci est bien confirmé par des études antérieures par le laboratoire d'études maritimes : L.E.M ; 1998.

Les valeurs du nickel enregistrées indiquent que le sédiment est naturel et non pollué. Alors que pour le fer des valeurs très élevées sont enregistrées notamment au niveau du site 4. C'est ce qui est également en conformité avec d'autres études notamment celle du L.E.M ; 1998.

Les sites les plus pollués par les métaux lourds sont les trois ports de Skikda et l'indice de contamination pour le cuivre et le manganèse ainsi que la zinc indique une absence de pollution par ces métaux et ceci selon les normes françaises.

Une étude comparative entre les résultats obtenus dans le cadre de ce travail et d'autres résultats obtenus d'autres auteurs en l'occurrence (L.E.M ; 1998, Hariti ; 2000 et Gharsallah 2002). Il en ressort que pour le mercure, la valeur la plus élevée est enregistrée au niveau du nouveau port de Skikda et la valeur minimum est au niveau de l'ancien port de Skikda. Ces résultats sont en conformité avec les résultats obtenus par le L.E.M ; 1998.

Pour le chrome, les résultats obtenues sont comparables à ceux du L.E.M ; 1998 et sont inférieurs aux normes hollandaises et aux recommandations algériennes comparées aux

résultats obtenue par Gharsallah ; 2002 pour le port de Annaba qui sont largement en dépassement par rapport à nos valeurs. Idem pour le cuivre.

Nous constatons que la concentration du plomb au niveau de l'ancien port de Skikda comparable à celle du L.E.M est en augmentation ce qui confirme bien la présence d'une sources potentielle. Ces valeurs restent inférieures aux recommandations algériennes, mais dépassent largement les normes hollandaises. Pour le zinc nous constatons une augmentation des concentrations tout en restant inférieures aux normes algériennes. Aussi le résultat du manganèse et le nickel donnent des valeurs qui restent inférieures aux recommandations algériennes. Pour ce qui est du fer, nous constatons une augmentation des concentrations comparées a celle trouvées par Gharsallah ; 2002 pour le port de Annaba.

En outre l'introduction des ces résultats dans le logiciel d'évaluation des risques liés à l'immersion montre que :

Pour les éléments mercure et plomb le score de risque élémentaire est supérieur à 2 dans le port de pêche de Skikda. Autrement dit l'immersion dans ce port doit tenir compte d'une étude d'impact approfondie « apportant la preuve qu'elle constitue la solution la moins préjudiciable pour l'environnement » (c.f. interprétation du niveau 2).

Ce ci restera valable pour l'élément mercure dans le port de Skikda. Pour ce qui est du port de Annaba la valeur du score de risque n'est pas déterminée vu que les valeurs des éléments critiques comme le cadmium et le mercure n'ont pas été mesurées.

Dans un deuxième temps il a été question d'étudier l'hydrodynamisme et la sédimentation dans les ports se Skikda et Annaba et de quantifier le flux sédimentaire. La dynamique de la sédimentation dans les ports est un phénomène régi par le processus hydrodynamique, morphologique, atmosphérique et biologique. Le but de la recherche dans le domaine de la dynamique des sédiments est de décrire l'interaction de ces processus. Vu la complexité des mécanismes, ce but ne peut être atteint que partiellement. Ce travail se veut une contribution dans ce sens. Les exigences quant à l'exactitude des calculs numériques et par voie de conséquence la description du processus physique dans la nature augmentent continuellement. Les progrès réalisés dans le domaine de l'informatique contribuent énormément dans la réalisation de ce but.

La situation hydrodynamique a été simulée en utilisant le modèle RMA2. L'état de sédimentation a été vérifié à l'aide du module de sédimentation SED2D. Pour la zone d'étude

le choix d'une maille d'élément triangulaire a été adoptée. Le logiciel RMA2 calcule une solution par la méthode des éléments finis des équations de Navier Stokes pour l'état turbulent. Il est conçu pour le calcul des hauteurs d'eau et les champs des vitesses pour le cas des écoulements bidimensionnelles dans les ports. Il servira donc comme base pour le calcul du transport des sédiments moyennant le logiciel SED2D. Ce dernier a été conçu pour la simulation des transports des sédiments dans les canaux à surface libre. Il calcule la sédimentation, l'érosion et le transport des matériaux comme les sables et les argiles à l'aide d'un champ de vitesse issu des résultats de RMA2.

Les résultats obtenus par simulation avec ce logiciel montrent que les deux ports en question présentent un envasement significatif allant de 122 602m³ de dépôt d'argile et 9094 m³ de sable induit dans le bassin du port de Skikda par an et de 159382 m³/an de dépôt de sable et 11822 m³/an de dépôt d'argile pour le port de Annaba. Ces résultats comparables avec l'étude réalisée par le Consortium HDI en 2001 pour le port de Skikda montrent que le résultat trouvé par simulation est proche de la réalité car le volume dragué pratiquement était de 1351 077m³ représentant une vase d'une dizaine d'année.

L'impact du dragage sur l'exploitation du port se résume donc comme suit :

- ❖ Amélioration des conditions de navigation et d'accostage ;
- ❖ Augmentation de la capacité des postes à quais ;
- ❖ Amélioration des condition d'évitages des navires (et en particulier dans le cas de consignation du port et retour des navires pour compléter le chargement).

Il est à noter aussi que d'autres simulations hydrodynamiques et sédimentologistes moyennant les logiciels cités ci-dessus sont nécessaires, et ce pour donner un avis définitif sur la localisation de la zone d'envasement. Or ces dernières exigent des essais bathymétriques ciblés. Enfin, l'utilisation du SIG, permettra sans aucun doute la restitution des données est de nature à favoriser la mise en place d'outils innovants de valorisation des données acquises par le laboratoire

Annexe 1.**Conventions ratifiées par l'Algérie**

Les conventions ratifiées par l'Algérie comprennent les noms suivants (le nom entre parenthèses est suivant le titre officiel qui sera utilisé dans le présent rapport) :

- Convention internationale pour la prévention des pollutions marines par hydrocarbures (OILPOL) Londres 1954 Adhésion : Décret 63-344 du 11 septembre 1963. Cette convention, réglementait les rejets par les navires de pétrole et d'autres hydrocarbures, a maintenant été supplanté par la convention MARPOL.
- Convention créant un fond international d'indemnisation des dégâts causés par les pollutions pétrolières-Londres 1971
Ratification : ordonnance 74-55 du 13 Mai 1974.
Les fonds d'indemnisation des dégâts provoqués par les décharges de pétroles, proviennent d'une faible taxe, portée sur les importations de pétrole de pays membres.
- Convention pour la protection de la mer méditerranée contre la pollution (convention de Barcelone) – Barcelone 1976
Adhésion : Décret 80-14 du 26 janvier 1980.

Le but de cette convention est de prévenir, diminuer et combattre la pollution en Méditerranée avec objectif de protéger et d'améliorer l'environnement marin de cette région. La convention prend en compte quatre protocoles (voir ci dessous). Un cinquième protocole, concerne la pollution provenant de l'exploration ou de l'exploitation des ressources pétrolières sous la mer est en cours de constitution.

1. Protocole relatif à la prévention de la pollution de la mer méditerranéenne par des opérations d'immersion, effectuées par les navires et aéronefs-Barcelone 1976-Protocole I de la convention de Barcelone.Adhésion : Décret 81-02 du 17 Janvier 1981
2. Protocole relatif à la coopération en matière de lutte contre la pollution de mer méditerranée par les hydrocarbures et autres substances nuisibles, en cas de situation critique. Barcelone 1976, Protocole II de la convention de Barcelone.
Adoption : Décret 81-03 du 17 Janvier 1982

3. Protocole sur la protection de mer méditerranée contre la pollution des sources terrestres (protocole d'Athènes), Athènes 1980 Protocole III de la convention de Barcelone.

Adoption : décret 82-441 du 11 décembre 1982

4. Convention internationale pour la prévention de la pollution par les navires (1973), telle que modifiée par le protocole de 1978 MARPOL 73/78. Londres 1973 et 1978.

Adhésion : Décret 88-108 du 31 Mai 1988.

MARPOL 73/78 a comme objectifs la complète élimination des pollutions internationales

Annexe2**Tableau de sources de pollution des métaux lourds d'après Baize et Janiec (1994)**

Cadmium	Engrais phosphatés ; industrie de traitement de surface des métaux ; industrie de stabilisation des matières plastiques ; fabrication des accumulateurs et des radiateurs d'automobiles ; fabrication de caoutchouc ; colorant eau de ruissellement des voies de circulation.
Cuivre	Canalisation d'eau ; fils électriques ; radiateurs d'automobiles ; appareils de chauffage ; Traitement de surface.
Zinc	Produits pharmaceutiques ou domestiques ; conduites d'eau ; peintures ; piles ; galvanisation ; traitement de surface.
Nickel	Fabrication d'acier et d'alliages spéciaux ; recouvrement de surface par électrolyse ; hydrogénation des huiles et substances organiques ; fabrication de peintures, de laques et de produits cosmétiques.
Mercure	Produits pharmaceutiques ou domestiques ; production et utilisation d'antifongiques ; appareils électriques ; produits électrolytiques du chlore et de la soude ; peintures pâte à papier ; fabrication de chlorure de vinyle et d'uréthane.
Chrome	Tannerie ; fabrication d'alliages spéciaux ; industrie de traitement de surface.
Plomb	Canalisation d'eau ; bacs de batteries ; peintures ; additifs pour l'essence ; eau de ruissellement des voies de circulation ; industrie pharmaceutiques et sidérurgiques ; atelier photographiques ; télévisions.
Sélénium	Fabrication de peintures et colorants, verre, semi-conducteurs, insecticides, alliages.
Arsenic	Pesticides, herbicides, fongicides, insecticides, raticides, défoliants, conservateur de bois, cellules solaires, semi conducteur, electrophotographie, catalyse, pyrotechnique céramique ; produits pharmaceutiques ; épilage des peaux en tannerie et mégisserie ; durcissement du cuivre et du plomb, fabrication de batteries.

Annexe3

**Valeurs maximales des paramètres de rejet des installations de déversement
industrielles** (Extrait du décret exécutif N° 93-160 du 10/07/1993 règlement des rejets
d'effluents liquides industriels. J.O : N°46)

Paramètres	Unités	Valeurs maximales
Température	°C	30
pH	-	5.5 à 8.5
M.E.S	mg/l	30
DBO5	mg /l	40
DCO	mg/l	120
Azote Kjeldhal	mg/l	40
Phosphates	mg/l	02
Cyanures	mg/l	0.1
Aluminium	mg/l	5
Cadmium	mg/l	0.2
Chrome 3+	mg/l	3
Chrome6+	mg/l	0.1
Fer	mg/l	5
Manganèse	mg/l	1
Mercure	mg/l	0.01
Nickel	mg/l	5
Plomb	mg/l	1
Cuivre	mg/l	3
Zinc	mg/l	5
Huiles et graisses	mg/l	20
Hydrocarbures	mg/l	20
Phénols	mg/l	0.5
Solvants organiques	mg/l	20
Chlore actif	mg/l	1
PCB	mg/l	0.001
Détergeant	mg/l	2
Tensioactifs anioniques	mg/l	10

Annexe4**Normes pour l'évaluation de la pollution métallique Algériennes, Hollandaises et Françaises**

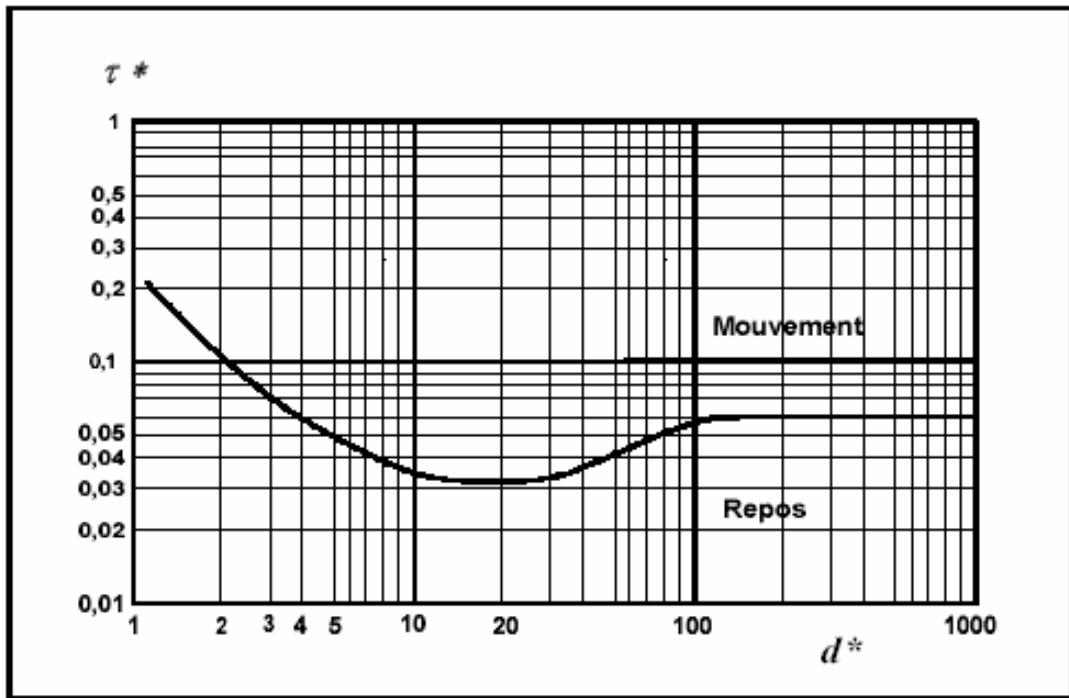
Classes	Normes Hollandaises en (mg/kg)				Normes Algériennes (mg/kg)	Normes Françaises (mg/kg)	
	Références		Test	Alarmes		Niveau (1)	Niveau (2)
	>> 1 <<	>> 2 <<	>> 3 <<	>> 4 <<			
Paramètres	Limites A (Non pollué)	Limites B (Pollué)	Limites C (Très pollué)				
Cd	0.8	7.5	30	3	1,2	2,4	
Cr	100	480	1000	250	90	180	
Cu	36	90	400	150	45	90	
Hg	0.3	1.6	15	1.5	0,4	0,8	
Pb	85	530	1000	250	100	200	
Zn	140	1000	2500	500	276	552	
Ni	-	-	-	75	37	74	
As	-	-	-	-	25	50	

Concentration de référence pour le calcul de l'indice de contamination selon les normes Françaises.

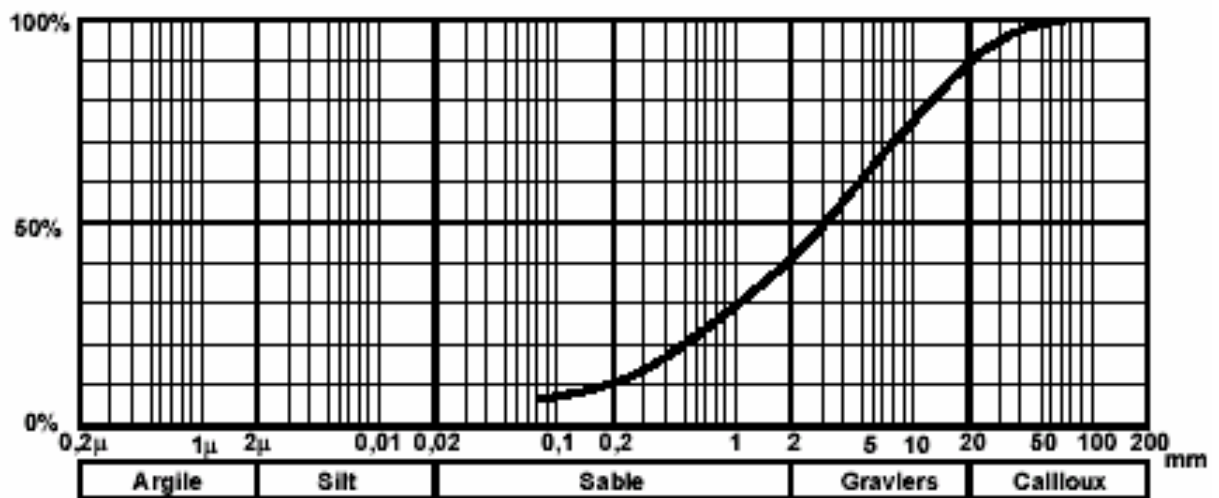
Paramètres	Cu	Mn	Zn
Valeurs en mg/kg	26	400	88

Annexe 5

Diagramme de Shield



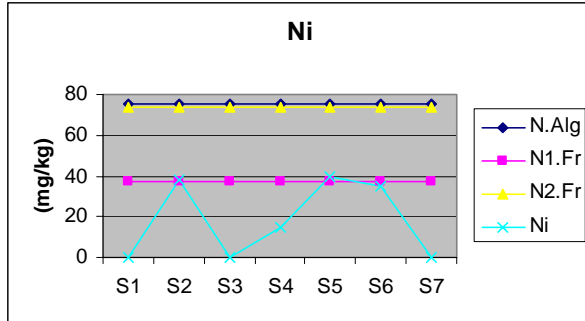
Granulométrie des sédiments



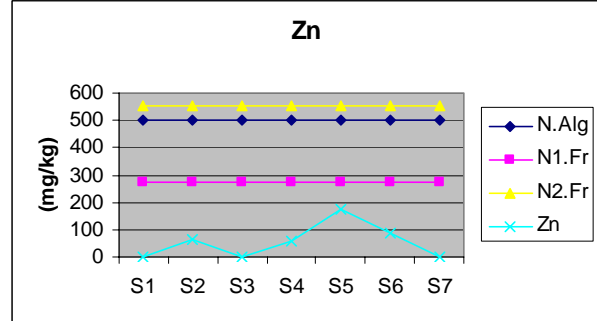
Annexe6

Variation spatiale des métaux lourds dans le port de Skikda: (a) : Ni ;(b) : Zn ; (c) : Cd ; (d) : Cr ; (e) : Pb ;(f) :Hg (g) :Cu ;(h) :Fe.

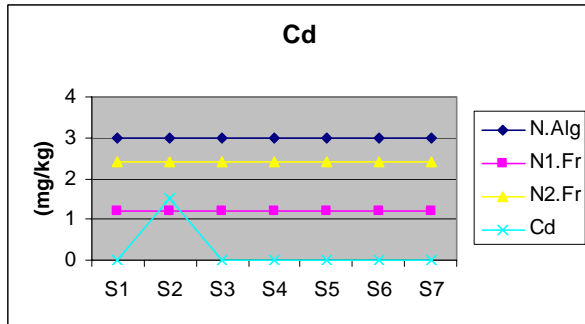
(a)



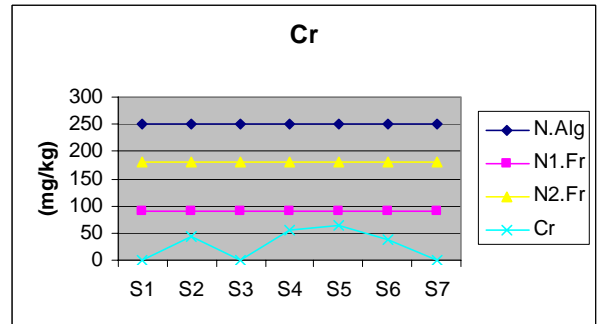
(b)



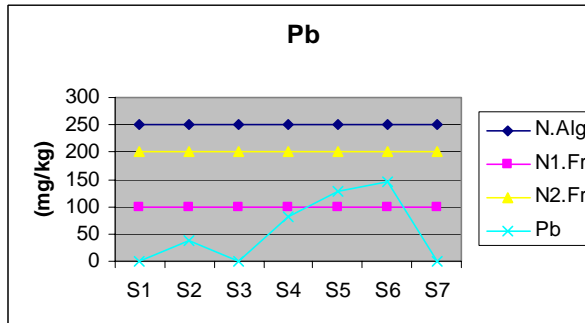
(c)



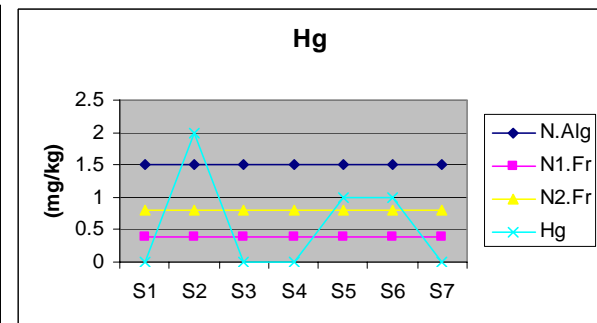
(d)



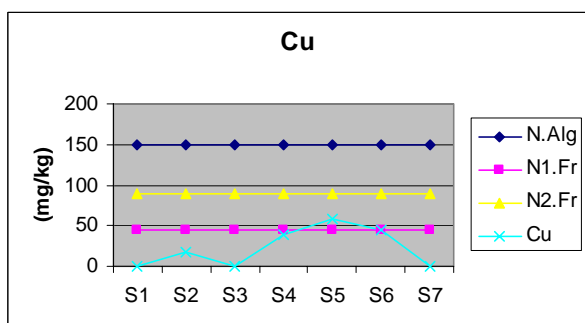
(e)



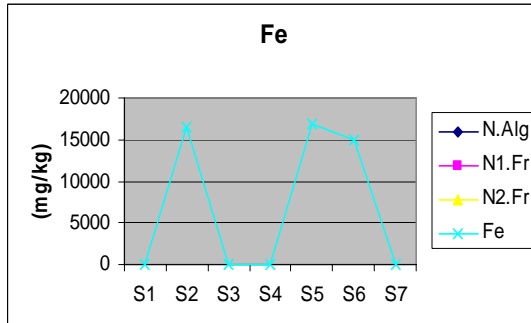
(f)



(g)



(h)

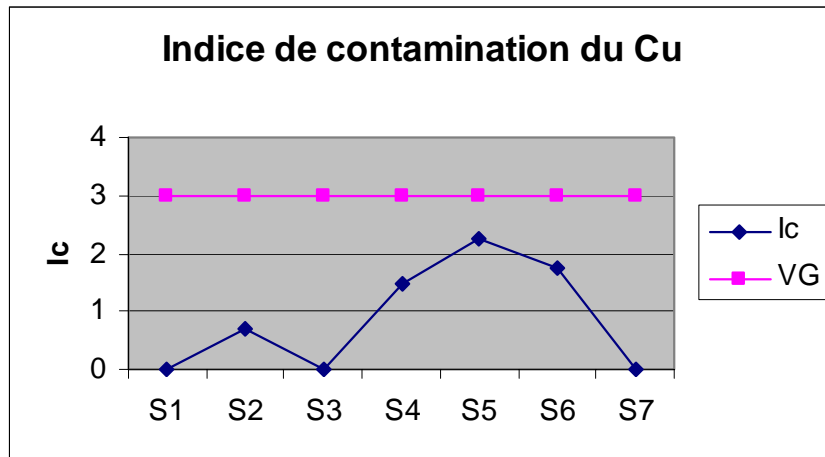


Annexe7

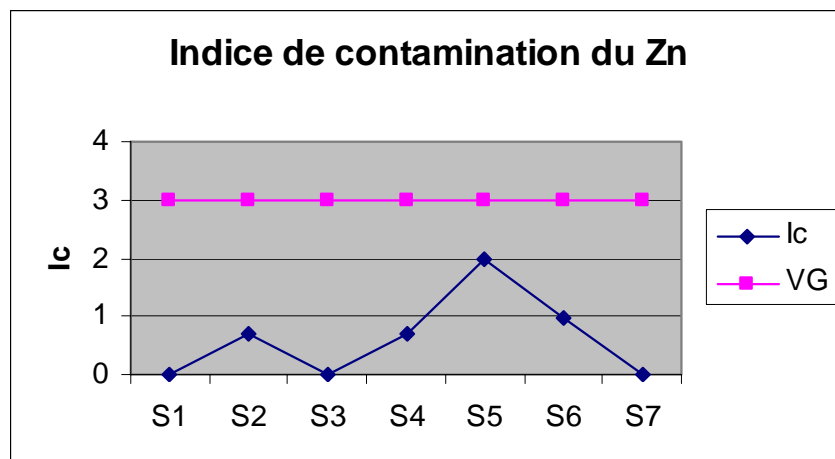
Représentation graphique de l'indice de contamination du port de Skikda

(a) : Cu ; (b) : Zn ; (c) : Mn.

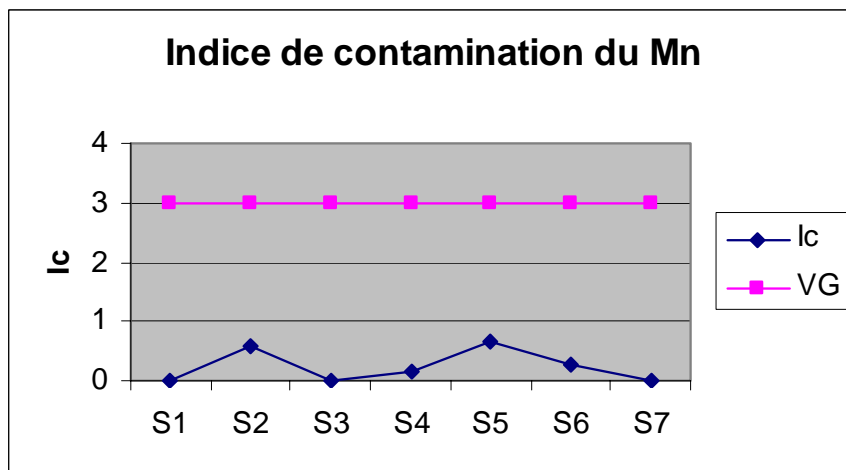
(a)



(b)



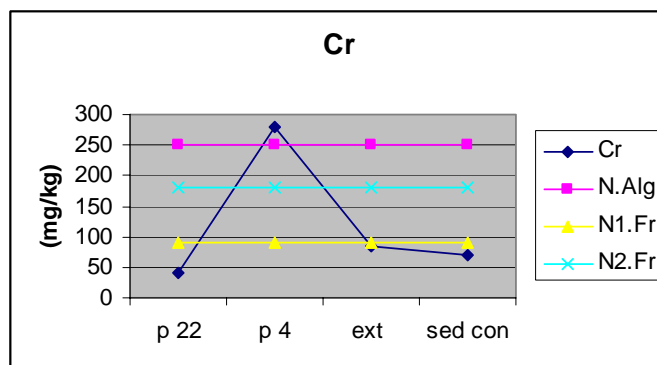
(c)



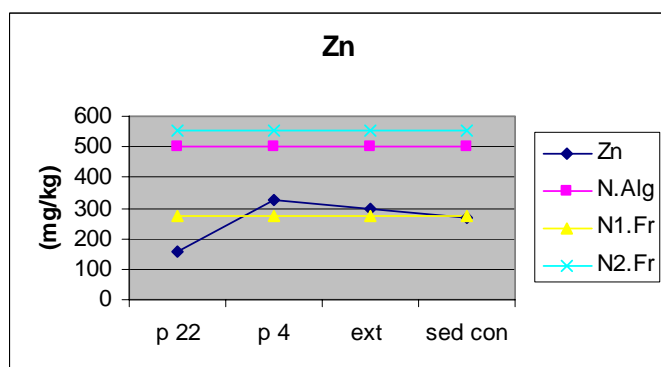
Annexe 8

Variation graphique des métaux lourds dans le port de Annaba

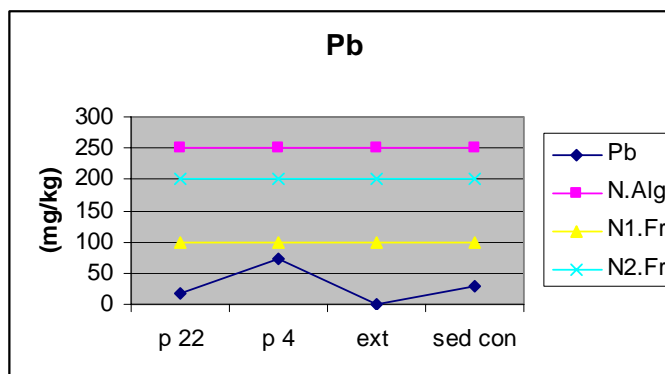
(a) : Cr ;(b) :Zn ; (c) :Pb ;(d) : Cu.



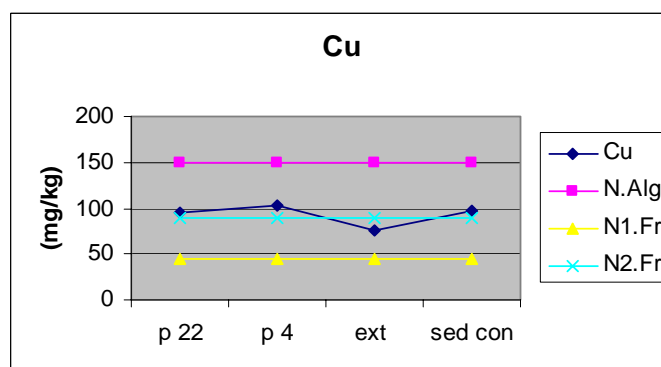
(a)



(b)



(c)

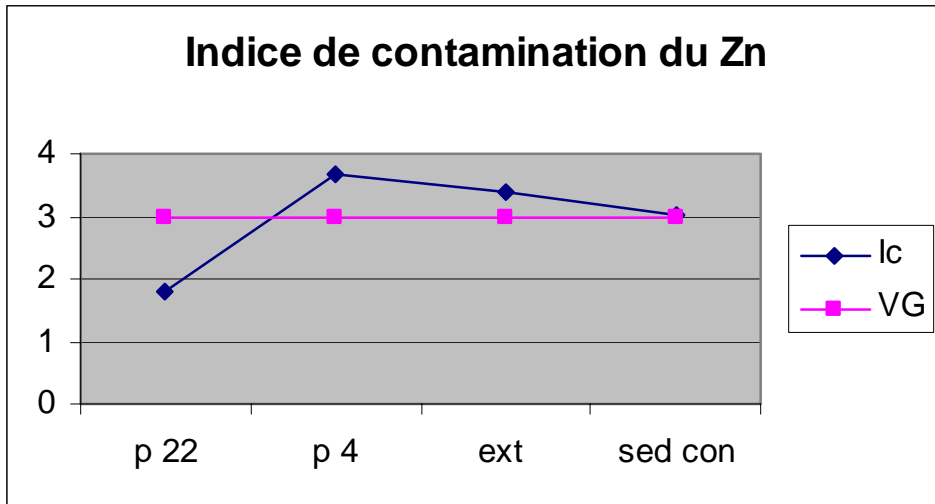


(d)

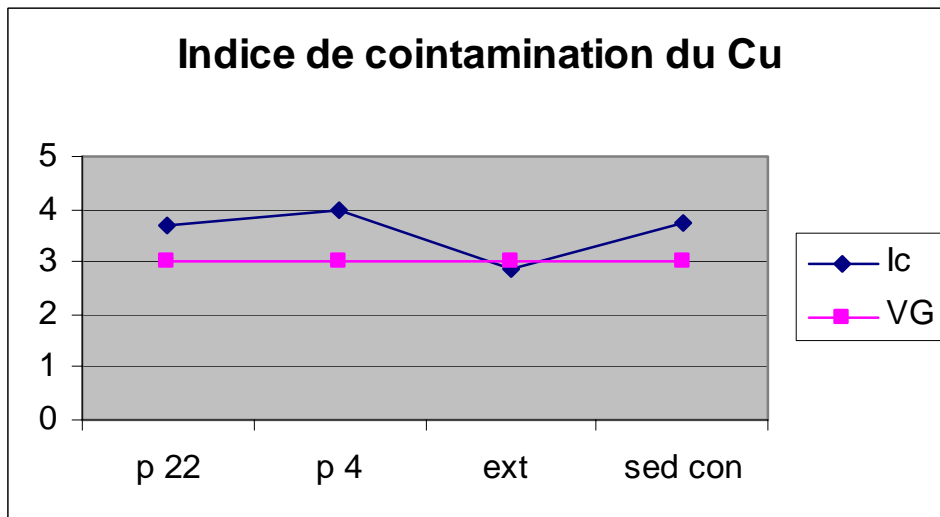
Annexe 9.

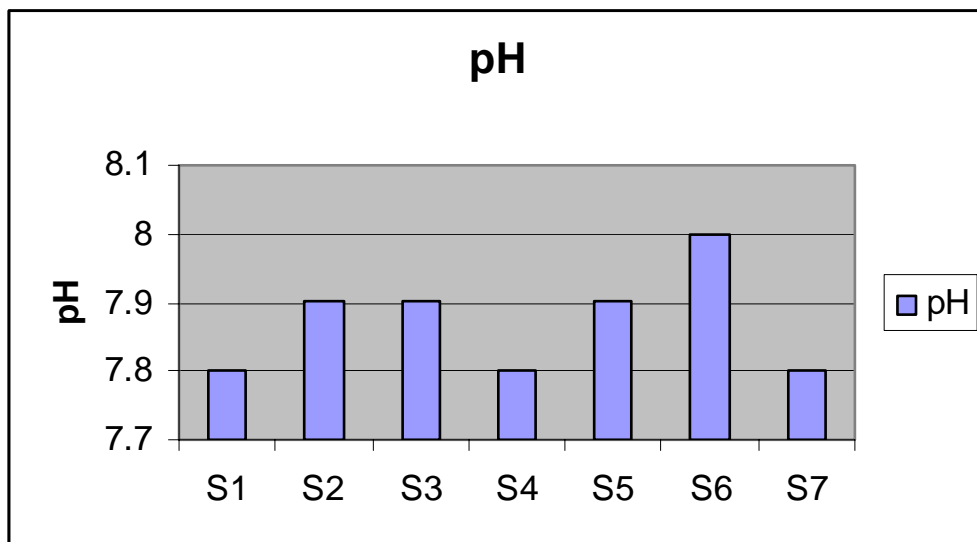
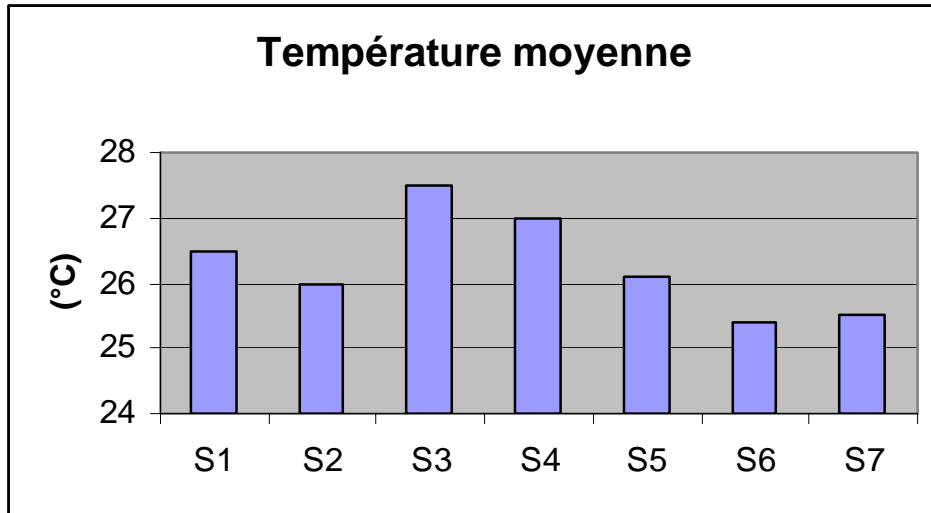
**Représentation graphique des indices de contamination du port de Annaba
(a) : Cu et (b) : Zn.**

(a)



(b)



Annexe 10**Variation de la température et du pH du port de Skikda**

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Abdelrhman M.A., Dettmann E.H., 1993. Dredged material transport at deep-sea disposal sites. Coastal Engineering Considerations in Coastal Zone Management. Proceedings, 8th Symposium on Coastal and Ocean Management, New Orleans, Louisiana, July 19-23, 216-230.

AIPCN, 1997. Manutention et traitement des matériaux de dragage contaminés provenant des ports et des voies navigables intérieures "MDC". Rapport du groupe de travail 17, 60 p.

Abarnou A., Loizeau V., 1994. La bioaccumulation : l'exemple des PCB. Océanis, 20, 3, 29-45.

Ackers, P. and White, W.R., 1973. Sediment transport: new approach on analysis. Journal of hydraulics Division, ASCE, HY 11, USA.

Aminot A. Chaussepied M. ; 1983 Manuel des analyses chimiques en milieu marin. Centre national pour l'exploitation des océans, 396 pages.

Anonyme, 1998. Environmental aspects of dredging : machines, methods and mitigation. Central Dredging Association (CEDA) ed., 80 p.

Ariathurai, R., MacArthur, R.C., Krone, R.B.: Mathematical Model of Estuarial Sediment Transport. Technical Report D-77-12, US Army Corps of Engineers, Waterways Experiment Station, Vicksburg, Miss., 1977.

Bartholdy J., Flemming B.W., Bartholoma A. Ernsten V.B., On the dimensions of depth-independent, simple subaqueous dunes. In Marine Sandwave and River Dune Dynamics II, International Workshop, April 1-2 2004, University of Twente, the Netherlands. Proceeding Hulscher S., Garlan T., Idier D. Ed, 352 p.2004

Bathe X., Castaing P., Etude théorique de l'action des courants de marée et des houles sur les sédiments du plateau continental du Golf de Gascogne. Oceanologica Acta, 12, 4, 325-334.189.

Berné S., Allen G., Auffret J.P., Chamley H., Durand J., Weber O., Essais de synthèse sur les dunes hydrauliques géantes tidales actuelles. Bull.Soc.Geol.France, 6, 1145-1160.1989.

Bijker, E.W., 1971. Longshore transport computations. Journal of the Waterways, Harbours and Coastal Engineering Division, 97, WW4.

Burton G.A., Jr. 1992. Sediment Toxicity Assessment. Lewis publishers, Ed G. A. Burton, Jr., 457 p.

Camenen B., Larroudé P., comparison of sediment transport formulae for the coastal environment. Coastal engineering, 48, 111-132.2003. Coastal bottom boundary layers and sediment transport. Advanced series on Ocean Engineering-Volume 4 Peter Nielsen Davy Wesolowski Julien Nicod Ed. World Scientific

- Davies C.M., Long J.A.H., Donald M., Ashbolt N.J., 1995. Survival of fecal microorganisms in marine and freshwater sediments. *Appl. Environ. Microbiol.*, 61, 1888-1896.
- Dewez S., Clabaut P., Vicaire O., Beck C., Chamley H., Augris C., Trassit sédimentaire résultant aux confins Manche Mer du Nord. *Bull. Soc. Géol. France*, 8, V, 5, 1043-1053. 1989
- Dyer C., Murphy K., Heald G., Pace N., an experimental study of sediment discrimination using 1st and 2nd echoes. Saclant conference Proceedings, Series CP45, 139-146.
- Ehrhold A., Guillou S., Auffret J.P., Garlan T., Dan NGuyen K., Modélisation des flux sédimentaires charriés dans la Baie du Mont-Saint-Michel. *Oceanologica Acta*, 26,5, 443-455. 2003
- Ehrhold. A., Auffret J.P. Natures de fond de la Pointe du Grouin à la Pointe d'Agon-Baie du Mont Saint Michel et Iles Chausey. Carte 7156 G, SHOM Ed., 1/48 800. 2003
- Erard-Le Denn E., Desbruyères E. Olu K., 1993. *Alexandrium minutum*: resting cyst distribution in the sediments collected along the brittany coast, France. In: *Toxic Phytoplankton Blooms in the Sea*. Smayda T.J. and Shimizu Y. (eds). Elsevier Science Publishing, 109-114
- Gadd P.E., Lavelle J.W., Swift D.J.P., Estimate of sand transport on the New York Shelf using near shore current meter observations. *J. Sediment. Petrol.*, 48, 1, 239-252. 1978.
- Garrigues P., Budzinski H., Manitz M.P., Wise S.A., 1995. Pyrolytic and petrogenic inputs in recent sediments: a definitive signature through phenanthrene and chrysene compound distribution. *Pol. Arom. Comp.*, 7, 275-284.
- Gourmelon M., Touati D., Pommeypuy M., Cormier M., 1997. Survival of *Escherichia coli* exposed to visible light in seawater : analysis of rpoS-dependent effects. *Can. J. Microbiol.*, 43, 1036-1043.
- Grimes D.J., 1980. Bacteriological water quality effects of hydraulically dredging contaminated upper Mississippi river bottom sediment. *Appl. Environ. Microbiol.*, 39, 782-789.
- Guarsallah Z. ; 2002. Evaluation de la pollution du littoral d'Annaba : Qualité microbiologique de l'eau et teneur en métaux lourds des sédiments superficiels. Thèse de magister Université de Annaba, 82 p.
- Harriti R. Laroussi A. ; 2000. Contribution à l'étude de la pollution par les métaux lourds dans les sédiments des ports de Annaba et de Mostaganem.
- Idier D., Astruc D. Mechanism of megarripple generation: from dunes to megaripples. In *marine Sandwave and river Dune Dynamics II*, International Workshop, April 1-2 2004, University of Twente, The Netherlands. Proceeding Hulscher S., Garlan T., Idier D. Ed, 352 p. 2004.

Idier D., Dynamique des bancs et dunes de sables du plateau continental: observation in situ et modélisation numérique. Mémoire de thèse INP Toulouse. 2002.

<http://www.ifremer.fr/envlit/documentation/dossiers/dragages>.

Hill, I.R., Matthiessen, P., Heimbach, F. (eds), 1993, Guidance document on Sediment Toxicity Tests and Bioassays for freshwater and Marine Environments, From SETAC-Europe Workshop On sediment Toxicity Assessment, 8-10 nov. 1993 Renesse (NL), ed 105 p.

His E., Budzinski H., Geffard O., Beiras R., 1997, Action d'un sédiment pollué par les hydrocarbures sur la métamorphose de l'huître japonaise, *Crassostrea gigas* (Thunberg). C.R. Acad. Sci. Paris, sciences de la vie, 320, 797-803.

Jorgen Fredsoe - Rolf Deigaard Ed. World Scientific Mechanics of coastal sediment transport. Advanced series on Ocean Engineering-Volume 3

Le Guyader F., Dubois E., Ménard D., Pommepuy M., 1994. Detection of hepatitis A virus, rotavirus, and enterovirus in naturally contaminated shellfish and sediment by reverse transcription-nested PCR. *Appl. Environ. Microbiol.*, 60, 3665-3671.

Le Hir P., Guillaud J.-F., Pommepuy M., Le Guyader F., Salomon J.-C., 1989. Modélisation du transport dissous et particulaire dans l'estuaire de Morlaix. Application au devenir des bactéries entériques. Session n° 139 SHF 15-16 novembre 1989 : les modèles mathématiques pour la gestion de la qualité des eaux superficielles

Malcherek, A. and Piechotta, F. Mathematical Module SediMorph. Technical Report, The Federal Waterways Engineering and Research Institute (BAW), Hamburg, 2004.

Mallet C., Etude de dynamique des sédiments non cohésifs de l'embouchure de la Gironde. Mémoire de Doctorat, Université de Bordeaux 1, 184 p.1998.

Neff J.M., 1979. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment. Sources, fates and biological effects. Applied Science Publishers Ltd. Ripplens road, Barking, Essex, England, 262 p.

Roig, L.C., Donnell, B.P., Thomas, W.A., McAnally, W.H., Adamec, S.A.jr: A Users Manual for SED2D-WES, A Generalized Computer Program for Two Dimensional, Vertically Averaged Sediment Transport. US Army.

Schwarze, H., Müller, K.D.: Some Studies to Reduce Sedimentation in a Port on a Tidal River. *Water Science Technology*, Vol.20, No 6/7, 1988.

Schwarze, H., Zimmermann, C., Streich, G.: Reduction of Sedimentation in Harbour Entrances on Tidal Rivers by Modification of the Entrance Geometry and Installation of Stream Guiding Structures. *Proceedings of COPEDEC IV*, Rio de Janeiro, 1995.

Truitt C.L., 1988. Dredge material behaviour during open water disposal. *J. Coast. Res.*, 4, 3, 389-397.

US Army Corps of Engineers: Users Guide to RMA2 WES Version 4.3. US Army Corps of Engineers, Waterways Experiment Station - Hydraulics Laboratory, Vicksburg, Miss., 1997.

Van Rijn, L.C., 1984. Sediment transport, Part I: Bed load transport. *Journal of hydraulic Engineering*, 110, 10.

Van Rijn, L.C., 1990. Handbook sediment transport by currents and waves, Delf Hydraulics, Second Ed, January 1990. H461.

Van Rijn, L.C., 1993. Principles of sediment transport in rivers, Estuaries and coastal seas. Aqua Publications, Amsterdam, the Netherlands.

Van Rijn, L.C., 1997. Sediment transport and budget of central coastal zone of Holland. *Coastal Engineering*: 32, p. 61-90.

Van Rijn, 1998 Principles of coastal morphology. Aqua Publications, Amsterdam, the Netherlands

Van Rijn, L. C.: Principles of sediment transport in rivers, estuaries and coastal seas. Aqua Publications, Amsterdam, Nederland, 1993.