

Direction de l'environnement Littoral et de l'Aménagement
Laboratoire DEL/ST
Départements : DEL/PC, DEL/EC, DEL/CR

Coordonnateur : Claude Alzieu- Ifremer BP 171 34203 Sète cedex

Auteurs :

Bruno Andral Ifremer DEL/TL – Toulon.
Philippe Bassoullet Ifremer DEL/EC - Brest.
Bernard Boutier ifremer DEL/PC - Nantes.
Jean-Louis Gonzalez ifremer DEL/PC – Toulon.
Martial Huet UBO-IUEM - Brest
Hervé Jestin Ifremer DEL/EC - Brest.
Jacky L'Yavanc Ifremer DEL/CR - Brest.
Pierre Michel Ifremer DEL/PC - Nantes.
Yves-Marie Paulet UBO-IUEM – Brest.
Françoise Quiniou DEL/PC – Brest.
Ricardo Silva Jacinto Ifremer DEL/EC - Brest.

Réalisation d'un modèle de dispersion d'un rejet de dragage et des contaminants associés

Rapport définitif : contrat « LITEAU » 2^{ème} phase



Drague aspiratrice en marche « Cap Croisette »

Juin 2003

Réalisation d'un modèle de dispersion d'un rejet de dragage
et des contaminants associés

Rapport définitif : contrat « LITEAU » 2^{ème} phase.

1.	Résumé	7
2.	Rappel des objectifs.....	9
3.	Stratégie d'étude	9
4.	Etudes expérimentales préliminaires	10
4.1.	Etude expérimentale des processus de solubilisation des contaminants métalliques	10
4.1.1.	Matériel et méthodes	11
4.1.2.	Résultats et discussion.....	15
4.2.	Etude préliminaire de l'évolution de l'imposex chez des individus d' <i>Hexaplex trunculus</i> , immergés dans des cages.....	24
4.2.1.	Introduction.....	24
4.2.2.	Matériel et méthode	24
4.2.3.	Résultats.....	26
4.2.4.	Discussion	28
4.2.5.	Conclusion.....	31
4.2.6.	Bibliographie.....	32
4.3.	Modélisation	33
4.3.1.	Introduction.....	33
4.3.2.	Modélisation du devenir à court terme des boues de dragage rejetées par clapage	34
4.3.3.	Modélisation des rejets de dragages de la campagne Fos 2001.....	37
4.4.	Tests écotoxicologiques.....	46

5.	Campagne de mesure.....	50
5.1.	Le
site de Fos.....	50
5.1.1.	situation géographique (cf. Carte en annexe)	50
5.1.2.	▪Milieu physique.....	50
5.1.3.	▪Courants	51
5.1.4.	▪Sédiments.....	51
5.1.5.	▪
Hydrologie le plancton.....	51
5.1.6.	▪Qualité du milieu.....	52
5.1.7.	▪Benthos	52
5.2.	Stratégie et dispositif de mesure.....	54
6.	Suivi de la contamination chimique	56
6.1.	Matériels et méthodes	56
6.1.1.	Prélèvements des matériaux dragués (tab 5-1)	56
6.1.2.	Prélèvements de sédiment (tab 5-2.....)	56
6.1.3.	Prélèvements dans la colonne d'eau.....	57
6.1.4.	Analyses : sédiments, matières en suspension, boues.....	59
6.2.	Etat de référence	59
6.2.1.	Colonne d'eau.....	59
6.2.2.	Sédiments.....	60
6.2.3.	Boues de dragage.	61
6.3.	Résultats du suivi.	63
6.3.1.	Sédiment.....	63
6.3.2.	Colonne d'eau.....	64
6.4.	Discussion : contamination métallique	79
6.4.1.	Travaux antérieurs.....	79

6.4.2.	Drague excavatrice.....	80
6.4.3.	Drague aspiratrice en marche	80
6.5.	Conclusion contamination métallique.....	81
6.6.	Contamination par le tributylétain.....	82
6.6.1.	Etat de référence	82
6.6.2.	Evolution des concentrations en phase dissoute après clapage	82
6.6.3.	Equilibre TBT dissous / TBT particulaire	84
6.6.4.	Conclusion	85
6.7.	Références	85
7.	Suivi hydrosédimentaire	87
7.1.	Moyens et instrumentation	87
7.1.1.	Instrumentation hydrosédimentaire	87
7.1.2.	Etalonnage des sondes turbidimétriques	89
7.2.	Conditions des suivis.....	92
7.2.1.	Reconnaissance du site (02/05/2001).....	92
7.2.2.	Suivi du 1 ^{er} clapage par benne (03/05/2001)	94
7.2.3.	Suivi du 2 ^{ème} clapage par benne (05/05/2001).....	95
7.2.4.	Suivi du 3 ^{ème} clapage - DAM "Cap Croisette" (09/05/2001).....	99
7.3.	Suivis bathymétriques	101
7.3.1.	Carottages	102
7.4.	Instrumentation du site.....	103
8.	Suivi écotoxicologique	104
8.1.	Echantillonnage.....	104
8.2.	Sélection des bio essais utilisés.....	105

8.3.	Paramètres physico-chimiques des échantillons testés	105
8.3.1.	Poids sec des sédiments	105
8.3.2.	Salinité et pH des eaux destinées aux bio-essais	106
8.4.	Résultats des tests de toxicité	106
8.4.1.	Microtox	Test
8.4.2.	Bivalve, <i>Crassostrea gigas</i> , sur eaux et sédiments	Test
8.4.3.	amphipode : <i>Corophium arenarium</i>	Test
8.5.	Conclusion	110
9.	Suivi des apports en contaminants des zones d'immersion par des bioindicateurs d'exposition	112
9.1.	Le contexte	112
9.2.	La biosurveillance des apports	113
9.2.1.	Par les niveaux de contamination	113
9.2.2.	Par les effets biologiques spécifiques	114
9.3.	Application des bioindicateurs aux zones d'immersion	115
9.3.1.	Protocoles expérimentaux de la biosurveillance active	115
9.4.	suivi de la zone de Fos	121
9.4.1.	Caractéristiques de la zone d'immersion	121
9.4.2.	Stratégie du suivi	123
9.4.3.	Résultats et conclusions	125
9.5.	Conclusion	130
9.6.	Bibliographie	131
10.	Conclusion	133
10.1.	Travaux expérimentaux	133
10.2.	Suivi des immersions	134
10.2.1.	Contaminants chimiques	134
10.2.2.	Evolution hydrosédimentaire du panache	135

10.2.3.	Toxicités.....	135
10.2.4.	Apports contaminants.....	136
11.	Valorisation	137
11.1.	Publications.....	137
11.2.	Présentation à des colloques et posters.....	137
11.3.	Autres.....	137
12.	Collaborations et contributions	138
13.	Annexes	139
13.1.	Carte de présentation du site de la campagne Fos 2001.....	140
13.2.	Cartes des évolutions temporelles des matières en suspension dans le panache des clapages	141
13.3.	Levés bathymétriques.....	148
13.4.	Etalonnage des sondes turbidimétriques.....	152
13.5.	Copies d'écran du sonar à imagerie Trittech.....	153
13.6.	Carotte après clapage.....	158
13.7.	Résultats d'analyse des sédiments de la zone de clapage.....	159

1. Résumé

Le projet a pour but de modéliser la dispersion des immersions des boues de dragage, à partir de modèles numériques de manière à pouvoir évaluer le devenir de la charge particulaire et des contaminants associés.

Les résultats des expérimentations en laboratoire montrent, qu'à l'échelle représentative du temps de séjour des particules dans la colonne d'eau du champ proche (quelques heures), on ne constate pas de solubilisation des métaux. La libération de la fraction associée aux eaux interstitielles et les flux à l'interface eau-sédiment (diagenèse précoce) après dépôt des sédiments rejetés, sont les processus qui pourraient être la cause d'un apport important de Cd (ou autre contaminant) dissous dans le milieu.

Les hypothèses retenues pour l'élaboration du modèle de chute considéraient que le rejet des sédiments se faisait de manière instantanée, le nuage de particules était de forme hémisphérique et la répartition des matériaux dans le nuage était de forme gaussienne. Les résultats montrent que le modèle permet une bonne évaluation de la vitesse de chute, est capable d'évaluer les processus et présente une sensibilité importante au critère de relargage (mélange). Une campagne multidisciplinaire d'immersions de boues portuaires, destinée à valider le modèle et à acquérir des connaissances sur le comportement des contaminants a été réalisée dans le Golfe de Fos en mai 2001. Les principaux résultats montrent que :

1 - le dépouillement des enregistrements du sonar imagerie Tritech a permis de visualiser la chute du matériau clapé et l'instant de l'impact sur le fond. Pour le rejet de la DAM notamment, une vitesse de chute globale de ce matériau a été estimée de l'ordre de 1,2 m/s. Dans le cas des rejets par benne, cette vitesse, toujours selon les données sonar, serait à multiplier par un facteur 2,9. Une couche très turbide et d'épaisseur supérieure à 4 m se remarque au voisinage du fond au cours des minutes suivantes (variable selon les types de rejets) et évolue rapidement dans le temps en se "tassant". Le dépouillement des données des sondes turbidimétriques est en accord avec ce constat ; la sonde "fond" ayant effectivement enregistré des valeurs supérieures à 2000 mg/l durant cette période.

2 - les résultats des survey réalisés par les vedettes, en terme de concentration (mg/l) en MES (dans le temps et sur la tranche d'eau) pour les 3 clapages, permettent des comparaisons avec les sorties du modèle numérique. Cependant le fait de ne pouvoir disposer de l'extension géométrique globale des suspensions au sein de la colonne d'eau ne permet pas de valider, en pourcentages, la part de matériel fin ou peu dense restant et suspension et soumis à l'action des courants.

3 - les carottages réalisés 24 h après le dernier clapage à proximité du point de rejet ont mis en évidence une très faible épaisseur (quelques mm) de sédiment déposé, en accord avec les constatations des plongeurs, les différentiels bathymétriques et les premières simulations du modèle.

4 - on observe une bonne cohérence entre les résultats du suivi de la contamination chimique et ceux obtenus par les expérimentations en laboratoire. Le clapage a peu d'effet sur la contamination dissoute de la zone d'immersion et la contamination des particules immergées augmente avant de décroître rapidement (DAM) ou reste stable (bennes). Dans les particules, on observe une corrélation significative entre les teneurs en métaux (excepté Ti) et celles en soufre.

5 - les eaux de surverse de la DAM sont peu contaminées et que dans les carottes la contamination reste localisée dans le cm superficiel.

6 - les échantillons d'eau de mer prélevés sur zone, avant et après clapages, ne sont pas toxiques vis à vis de la bactérie marine *Vibrio fisheri*. Les effets sur le développement embryonnaire de bivalve (test huître) sont identiques avant ou après clapage, à l'exception d'un prélèvement contenant plus de particulaire : ce qui correspond aux faibles contaminations dissoutes observées par l'analyse chimique.

7 - l'eau de surverse de la DAM, présente une toxicité forte vis à vis des tests « bactérie » et « bivalve » : ceci correspond vraisemblablement à la présence d'une contamination organique (HAP..) puisque la contamination métallique est faible. Les résultats des tests de toxicité des sédiments sont beaucoup plus tranchés : ces observations confirment la validité de ces bio-essais pour suivre l'impact des immersions de boues de dragage.

8 - des effets d'exposition au TBT n'ont pas été mis en évidence (à comparer avec les teneurs très faibles mesurées dans les eaux de la zone après immersion).

9 - La fiabilité confirmée de la méthode de transplantation de moules pour évaluer les apports à moyen terme.

2. Rappel des objectifs

Le projet a pour but de modéliser la dispersion des immersions des boues de dragage, à partir de modèles numériques existants, de manière à pouvoir évaluer le devenir de la charge particulaire et des contaminants associés. La validation *in situ* de la méthodologie développée est incluse dans le projet dont les objectifs principaux sont :

- la réalisation d'une méthode prédictive d'évaluation du devenir d'un rejet de dragage en mer dans le champ proche prenant en compte : la dispersion des contaminants associés, les conditions de remaniement de l'auréole de dépôt sur le fond,
- l'étude des effets biologiques imputables à la remise en solution des contaminants adsorbés et particulièrement du tributylétain (TBT).

3. Stratégie d'étude

Les sédiments dragués par les grands ports français représentent un tonnage annuel compris entre 25 et 30 millions de m³, dont la quasi-totalité est rejetée en mer. Le choix de ces sites de rejets, géographiquement délimités, tient compte à la fois des conditions hydrodynamiques et de la proximité de secteurs sensibles : frayères, cultures marines, plages, etc. Malgré les études sur site, l'impact des immersions, potentiel ou réel, est mal évalué faute de disposer d'outils adaptés et éprouvés. Ceci conduit les Services à admettre que les effets de recouvrement des fonds par la charge solide et les contaminants associés (polluants, micro-organismes pathogènes) n'excèdent pas le champ proche. Le projet de recherche proposé dans le cadre de l'appel d'offre Liteau deuxième phase consistait donc à étudier ce domaine. Dans une opération de rejets de boues de dragage en mer, trois phases de dissémination des matériaux dans le milieu peuvent être distinguées : la chute convective des matériaux, associée aux rejets par clapage, une dispersion initiale des matériaux plus fins dans la colonne d'eau, la formation d'un dépôt en masse sur le fond et une éventuelle remise en suspension, partielle ou totale, de ce dépôt par l'hydrodynamisme local.

Ainsi, les orientations proposées ont pour objectif de mieux connaître les conditions de transfert et le devenir des particules et des contaminants associés au cours d'une opération d'immersion.

Les investigations ont été réalisées selon les étapes suivantes :

- 1 - Modélisation de la chute convective, de la dispersion initiale et de la formation de l'auréole de dépôt.

Le modèle est de type semi-empirique et basé sur les pratiques de modélisation en cours à l'*United States Army Corps of Engineers* (Usace).

2 - Etude du devenir des contaminants chimiques

Les sédiments des ports contaminés par les métaux sont généralement anoxiques et les métaux sont associés aux sulfures et donc peu disponibles pour l'écosystème. Les opérations de dragage peuvent modifier cet état. La connaissance de la fraction des métaux mobilisables associés au sédiment dragué, de même que la vitesse à laquelle cette mobilisation intervient est donc un point clé de l'évaluation de l'impact d'un rejet de dragage sur les zones contiguës. Ces données ont été acquises *in vitro*, en exposant des échantillons de sédiments portuaires à des conditions oxygènes, à pH contrôlé et en mesurant l'évolution des concentrations dans la fraction solide et lors de campagnes de terrain,

3 – Une campagne de mesure à la mer lors d'une immersion expérimentale en condition contrôlée.

4. Etudes expérimentales préliminaires

4.1. Etude expérimentale des processus de solubilisation des contaminants métalliques

Jean Louis Gonzalez, Corinne Tomasino, Bernard Boutier, Dominique Auger, Emmanuelle Chartier, Isabelle Truquet (Ifremer).

Au cours du mois d'octobre 2000, des expérimentations ont été réalisées au laboratoire Ifremer DEL/PC de La Seyne/mer. Ces expérimentations ont été effectuées à partir de sédiments contaminés prélevés dans le bassin Mirabeau (port de Marseille) avec l'aide du Port Autonome de Marseille (vedette « LARGADO »).

Les objectifs étaient de :

- déterminer la quantité de contaminants métalliques pouvant être solubilisés lors des opérations de rejets de dragages,
- évaluer la cinétique de la solubilisation et identifier le type de réactions responsables (désorption, dissolution..) dans le but d'une éventuelle modélisation du processus.

Le sédiment prélevé a été mis en suspension en réacteur (à l'abri de la lumière, température régulée, agitation et aération continues) contenant de l'eau de mer de Méditerranée filtrée à 0,2 µm.

Des prélèvements ont été effectués au cours du temps (après : 1 ; 2 ; 4 ; 6 ; 24 heures, 4 et 8 jours de mise en suspension) pour suivre l'évolution des concentrations en contaminants (Cd, Hg, Cu, Ni, Zn, Pb) dans la phase dissoute et particulaire, ainsi que les paramètres associés (MES, COP, Fe, Mn, sels nutritifs, sulfates). Ces analyses ont été réalisées par le laboratoire DEL/PC de Nantes. La température, le pH et la conductivité ont été mesurés tout au long de l'expérience afin de contrôler la stabilité du système.

4.1.1. Matériel et méthodes

4.1.1.1. Conditionnement du matériel

Tout le matériel utilisé pour :

- le prélèvement et la centrifugation du sédiment (spatules en plastique, bombes à centrifuger en Téflon, coupelles en plastique de pesée),
- le prélèvement de l'eau de mer (bidons en polyéthylène) ayant servi pour le remplissage des réacteurs et la mise en suspension des sédiments, sa filtration (filtres polycarbonate 0,2 μm , supports de filtre en polypropylène Millipore, tuyaux Téflon, bidons de stockage en polyéthylène),
- le prélèvement des échantillons dans les réacteurs (tuyaux en Téflon), leur filtration (ampoules de filtration en Téflon, supports de filtre en polypropylène Millipore) et leur stockage (flacons en Téflon pour Hg et en polyéthylène pour les autres métaux),

a subi les opérations de lavage (détergent, rinçage à l'eau MilliQ), de décontamination (séjour de plusieurs jours dans bains HNO_3 à 10% et à 30%), rinçage (à l'eau MilliQ sous plastique) et de séchage (étuve 50°C sous plastique) nécessaires dans le domaine de la chimie des éléments traces.

Les opérations de filtration de l'eau de mer, son transfert dans les réacteurs, ainsi que les échantillonnages dans les réacteurs ont été réalisées grâce à une pompe doseuse à piston dont toutes les parties en contact avec le liquide sont en Téflon. La pompe a été préalablement nettoyée en faisant circuler de l'eau acidifiée (HNO_3 à 10% et à 30%) pendant plusieurs jours, puis elle a été rincée à l'eau MilliQ.

Les filtres en polycarbonate (Nuclepore) utilisés pour la filtration de l'eau de mer (0,2 μm) et pour la filtration des échantillons (0,4 μm) en vue de l'analyse des métaux traces (sauf Hg) ont séjourné (24h) dans de l'eau MilliQ légèrement acidifiée par HNO_3 suprapur. Ils sont ensuite rincés abondamment à l'eau MilliQ, mis individuellement dans des boîtes à filtre en plastique et séchés à l'étuve. Dans le cas du mercure (filtration à 0,4

µm) ce sont des filtres en Téflon (traités pour être hydrophiles) qui sont utilisés.

Les échantillons destinés à l'analyse du COP, sels nutritifs et sulfates sont filtrés sur filtre en fibre Whatman GF/F préalablement lavés à l'eau MilliQ et pyrolysés. Ils sont ensuite mis individuellement en boîtes de Pétri en verre (lavées à l'eau MilliQ et pyrolysées) et séchés à l'étuve.

Tous les filtres utilisés ont été, après séchage, pré-pesés en vue de déterminer avant les analyses sur les particules, la quantité de matière recueillie sur le filtre.

Les flacons destinés au stockage des échantillons (après filtration) en vue de l'analyse des métaux sont, après la phase de nettoyage décrite précédemment, remplis d'eau MilliQ acidifiée par HCl suprapur (flacons Hg) ou HNO₃ suprapur (autres métaux). Après cette opération, réalisée en salle blanche, les flacons ainsi conditionnés sont placés sous double sac plastique. Juste avant chaque échantillonnage (eau filtrée) ces flacons sont vidés, rincés à l'eau MilliQ et avec quelques millilitres de l'échantillon.

Le stockage des échantillons destinés à l'analyse des sels nutritifs et des sulfates est réalisé dans des flacons en plastique lavés à l'eau MilliQ et séchés à l'étuve.

Le système réservé à la filtration des échantillons en vue de l'analyse du COP, sels nutritifs et sulfates est un dispositif de filtration sous vide en Pyrex qui a été lavé à l'eau MilliQ et pyrolysé après emballage dans du papier aluminium.

4.1.1.2. Prélèvement et traitement du sédiment

Les différents prélèvements effectués (le 16/10/00) à la benne (Orange Peel) sur le site « Mirabeau » (point 30) indiquent la présence de dépôts très hétérogènes : graviers, sables, nombreuses coquilles et beaucoup de débris coquilliers, lentilles de vases (grises et marrons). Un premier tri a donc été effectué lors du prélèvement (loin des bords métalliques de la benne) : nous n'avons échantillonné que les parties les plus vaseuses, qui sont en général les plus riches en contaminants et donc susceptibles de relarguer un maximum d'éléments.

Avant la mise en réacteur, le sédiment a d'abord été centrifugé dans des bombes en Téflon pour séparer la phase particulaire qui sera mise en suspension et les eaux interstitielles. Un deuxième tri « manuel » a été réalisé avant l'ajout du sédiment dans les réacteurs. Les différents contaminants métalliques ont aussi été mesurés dans les deux fractions séparées par centrifugation (particules et eaux interstitielles).

4.1.1.3. Prélèvement et traitement de l'eau utilisée pour l'expérience

Préalablement à l'expérience, de l'eau de Méditerranée prélevée dans la grande Rade de Toulon a été filtrée à 0,2 µm (sous spot à flux laminaire). Cette eau est utilisée pour remplir les réacteurs dans lesquels sont mis en suspension les sédiments de Mirabeau (après centrifugation et tri).

L'eau a été prélevée manuellement (avec des gants en polyéthylène) en subsurface, à partir d'une embarcation en plastique. Les prélèvements ont été effectués à l'avant de l'embarcation, moteur arrêté et face au courant. Avant chaque prélèvement, les bidons ont été rincés plusieurs fois avec l'eau du site. Deux bidons de 20 litres ont été ainsi remplis.

4.1.1.4. Mise en eau des réacteurs et ajouts des sédiments

Après filtration de l'eau de mer, des aliquotes ont été prélevées dans les deux bidons de stockage. Le pH et la conductivité ont été aussi mesurés. Les 4 réacteurs, après remplissage avec 2 litres d'eau filtrée chacun, ont été placés dans l'incubateur thermorégulé à 5°C sous agitation et aération permanente. Après une période de stabilisation de un jour, des échantillons d'eau ont été prélevés dans chacun d'eux pour mesurer les concentrations en métaux, sels nutritifs, sulfates, ainsi que le pH et la conductivité. Ces mesures servent à déterminer les conditions initiales (avant ajout du sédiment) et d'éventuels problèmes de contamination lors des opérations de transfert dans les différents réacteurs. Après la centrifugation, la fraction particulaire est récupérée et homogénéisée. Trois aliquotes sont pesées (environ 1,9 g pesés précisément) dans des cupules en plastiques puis transférées dans les réacteurs « contrôle », « sédiment 1 » et « sédiment 2 ».

Conditions initiales :

Réacteur	Volume d'eau filtré (L)	[MES] mg/L
Témoin	2	0
SD1	2	334
SD2	2	352
Contrôle	2	340

4.1.1.5. Echantillonnage et filtrations

Les échantillons sont prélevés grâce à un tuyau en Téflon plongé dans chaque réacteur et relié à la pompe doseuse.

- Réacteur témoin contenant uniquement de l'eau de mer filtrée : les échantillons sont directement transférés sans filtration dans les flacons d'échantillonnage, acidifiés par HCl suprapur pour Hg et HNO₃ suprapur pour les autres métaux, en vue de l'analyse des métaux traces.

- Réacteur de contrôle contenant de l'eau de mer filtrée et du sédiment : les prélèvements sont filtrés sur filtre GF/F Whatman (système de filtration sous vide en Pyrex). Le filtrat est utilisé pour l'analyse des sels nutritifs et des sulfates, les MES recueillies sur le filtre pour l'analyse du COP. Avant les analyses, les filtres et les filtrats sont conservés au congélateur. Une partie de l'échantillon non filtrée est utilisée pour les mesures de pH et de conductivité.

- Réacteurs S1 et S2 ,duplicats : eau de mer filtrée + sédiment : les échantillons sont collectés directement dans une ampoule à décanter en Téflon et filtrés à 0,45 µm. Les filtrats après acidification et les filtres sont destinés à l'analyse des métaux traces.

Le premier échantillon a été prélevé dans chaque réacteur une heure après l'ajout des sédiments. Pour des raisons de volume de réacteur disponible, certains prélèvements n'ont pas pu être réalisés.

	1H	2H	4H	6H	24H	4J	8J
TEMOIN	P	P	P	NF	NF	P	P
SED1	P	P	P	P	P	P	P sauf Hg
SED2	P	P	P	P	P	P	NF
Contrôle	P	P	P	P	P	P	NF

Pas d'échantillonnage (P = prélèvement, NF = non fait).

4.1.1.6. Techniques analytiques

La conductivité et le pH sont mesurés sur les échantillons dès leur prélèvement. Avant chaque mesure les sondes sont calibrées. La salinité a été calculée à partir des mesures de conductivité (Tables UNESCO, 1981).

Dosage des métaux autres que le mercure :

Les particules (sédiments ou recueillies sur filtre) sont minéralisées en suivant la procédure décrite par Sturgeon *et al.* (1982) et adaptée par Chiffolleau et Truquet (1990). Dans les minéralisats, Cd, Cu et Pb sont dosés par adsorption atomique au four sans flamme avec correction par effet Zeeman (Perkin Elmer modèle 3030). Al, Mn, Fe et Zn sont dosés par adsorption atomique à la flamme. Les métaux dissous ont été dosés

comme les métaux particuliers, après une phase d'extraction et de concentration (Danielsson *et al.* 1982).

Dosage du mercure particulaire :

Après une phase de minéralisation totale, par fluorescence atomique, le mercure total dissous est dosé, après oxydation des échantillons par du brome puis réduction en milieu acide par SnCl_2 .

Dosage des sels nutritifs :

Les nitrates et les phosphates sont dosés par colorimétrie (auto-analyseur TECHNICON).

Teneur en COP :

Déterminée après décarbonatation (vapeurs de HCl) grâce à un autoanalyseur CHN (Carlo Erba modèle 1106).

4.1.2. Résultats et discussion

4.1.2.1. Principales caractéristiques du sédiment

La teneur en eau a été déterminée par pesée du sédiment brut prélevé avant séchage (étuve 50°C) et après séchage sur 5 aliquotes. La teneur moyenne est de l'ordre de 34 % (en poids). La porosité est calculée à partir de la teneur en eau des sédiments et de leur masse volumique :

Evaluation de la masse volumique = $f_{\text{vase}} \times m_{\text{vase}} + f_{\text{sable}} \times m_{\text{sable}}$ (avec f : fraction et m : masse volumique). Les mesures réalisées par le Port Autonome de Marseille (Mirabeau point 30) indiquent que le sédiment est constitué d'un mélange de vase (f_{vase} de l'ordre de 0,7) et de sable (f_{sable} de l'ordre de 0,3). En prenant $m_{\text{vase}} = 2,6 \text{ g/cm}^3$ et $m_{\text{sable}} = 2,7 \text{ g/cm}^3$, on obtient une masse volumique pour le mélange de l'ordre de $2,63 \text{ g/cm}^3$.

La porosité ainsi évaluée est en moyenne de 0,6 (en volume).

Concentration en Cd particulaire et en Cd dissous (eaux interstitielles) :

Mesures réalisées sur les particules et les eaux interstitielles après centrifugation du sédiment brut :

Cd particulaire $0,28 \mu\text{g/g}$; Cd dissous (eaux interstitielles) 75 ng/l .

Les mesures réalisées dans les eaux interstitielles pourront permettre d'évaluer l'impact de la remise en suspension des dépôts lors des opérations de dragage dans ce site. Une meilleure évaluation des quantités de contaminants libérés dans la colonne d'eau lors des dragages peut être réalisée en ayant une bonne estimation des volumes dragués (surface et

épaisseur de sédiments mobilisés) ainsi que des mesures de concentration dans les eaux interstitielles en différents points des sites et à différentes profondeurs de la colonne sédimentaire.

Il est à noter qu'en ce qui concerne Cd, les teneurs mesurées dans les eaux interstitielles sont jusqu'à 6 fois plus élevées que dans l'eau prélevée dans la grande rade de Toulon.

En négligeant les probables variations spatiales (horizontales et verticales) de la porosité des sédiments (0,6) et de la concentration en Cd dissous dans les eaux interstitielles (75 ng.l⁻¹), une estimation de la quantité de Cd pouvant rester en solution dans la colonne d'eau lors d'une opération de dragage peut être faite pour le site étudié :

Quantité de Cd dissous associé aux eaux interstitielles = 600 l x 75 ng.l⁻¹ = 45 µg par m³ de sédiment dragué.

4.1.2.2. Caractéristiques de l'eau utilisée pour l'expérience :

Mesures réalisées lors des prélèvements (eau non filtrée) :

T°C	Salinité	pH
20,3	37,1	8,1

Mesures réalisées après la filtration :

T°C	Salinité	pH	Cd dissous ng/l
19	36,6	8,07	9-13 ^(*)

(*) L'eau filtrée a été récupérée dans deux bidons de stockage, une aliquote prélevée dans chacun des bidons a été analysée.

Mesures réalisées après le remplissage des réacteurs (avant l'ajout des sédiments) et une période de stabilisation dans l'incubateur (thermorégulation, agitation et aération permanentes) :

T°C	Salinité	pH	Cd dissous ng/l
5	37,1	7,85	10-10-10 ^(*)

(*) 3 aliquotes ont été prélevées dans les réacteurs « Témoin », « S1 » et « S2 ».

Les mesures de Cd indiquent qu'il ne semble pas y avoir eu de problèmes de contamination lors des opérations de prélèvement, de filtration de l'eau

de mer, de mise en eau des réacteurs et d'échantillonnage et que l'expérience a démarré avec des conditions initiales identiques.

4.1.2.3. Evolution des différentes variables au cours de l'expérience :

Les mesures de salinité et de pH réalisées dans le réacteur de contrôle indiquent des variations importantes de ces deux variables (Fig. 3-1). Au cours des 24 premières heures de l'expérience, la salinité reste de l'ordre de celle qui a été mesurée dans l'eau de mer filtrée avant l'ajout des particules (environ 37). Au bout de 4 jours et jusqu'à la fin de l'expérience (8 jours), la salinité augmente de façon très importante. Cette augmentation pourrait être expliquée par de l'évaporation d'eau dans le réacteur. Cette hypothèse est étayée par les résultats obtenus pour Cd et présentés par la suite. La forte valeur mesurée au bout de 4 jours, située très au-dessus de la droite de régression, est peut aussi le fait d'une mauvaise mesure de la conductivité. C'est à partir de cette droite que sera estimé grossièrement le volume d'eau évaporé au cours des 7 derniers jours de l'expérience en posant :

$$V_{t+1} = V_t \times C_t / C_{t+1}$$

et le pourcentage d'eau évaporé est égal à : $100 \times C_t / C_{t+1}$

Avec V_{t+1} = volume d'eau évaporé à t+1

V_t = volume d'eau dans le réacteur à l'instant t

C_t et C_{t+1} = concentrations à l'instant t et t+1

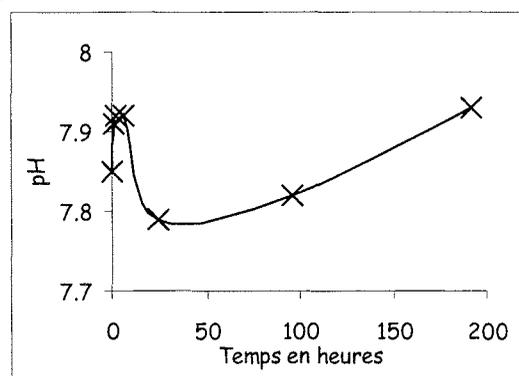


Figure 3-1. Evolution de la salinité et du pH dans le réacteur de contrôle.

Cette estimation indique que, dans le réacteur de contrôle, entre la fin du premier jour et le 4^{ème} jour, environ 91% d'eau sont évaporés et que entre le 4^{ème} et le dernier jour le pourcentage est de l'ordre de 89 %. Le pH augmente au cours des 6 premières heures (de 7,85 à 7,92) puis atteint sa valeur minimale au bout de 24 h (7,79). Il augmente ensuite de façon relativement constante jusqu'à la fin de l'expérience (7,93).

L'augmentation initiale du pH pourrait être liée à l'ajout des particules qui joue sur l'équilibre des carbonates, avec une première phase d'augmentation du pH due à la mise en solution d'une partie des correspondant à la remise l'équilibre du système. La très forte augmentation du pH dans les derniers jours de l'expérience est plus difficile à expliquer et pourrait provenir d'une modification de l'équilibre des carbonates, d'origine chimique ou biologique. La mesure de Cd dissous dans le réacteur témoin (Fig. 3-2) montre que, au cours des premières heures de l'expérience, les concentrations restent comprises entre 9 et 10 ng.l^{-1} . Cette constance indique qu'il n'y a pas eu de problèmes de contamination, lors du prélèvement des échantillons et de leur filtration, ou d'adsorption sur les parois du réacteur (en polycarbonate). Par contre, l'augmentation importante mesurée au bout de 4 et de 8 jours pourrait être le fait de la contamination de ces deux derniers échantillons ou de l'évaporation constatée par la mesure de la salinité. La même évaluation que pour la salinité indique que 71 % d'eau sont évaporés entre 1 et 4 jours (très inférieur au taux déterminé à partir de la salinité) et 88 % entre 4 et 8 jours (du même ordre que celui déterminé à partir de la salinité). Ce sont ces valeurs qui seront utilisées pour le calcul des bilans de masse dans les réacteurs S1 et S2.

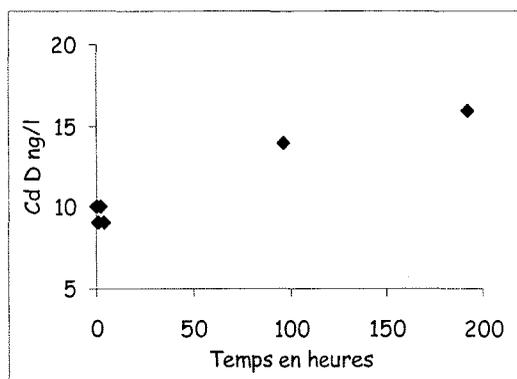


Figure 3-2. Evolution de la concentration en Cd dissous dans le réacteur témoin (eau de mer filtrée sans particules).

Dans les réacteurs S1 et S2, pour Cd les résultats montrent une bonne concordance des phénomènes dans les deux réacteurs (Fig. 3-3 et 3-4). Au cours des premières heures de l'expérience, les concentrations en Cd dissous diminuent et augmentent en particulier, tandis qu'à partir de 24h et jusqu'à la fin de l'incubation, les teneurs en Cd dissous augmentent fortement.

La première phase indique qu'à l'échelle de quelques heures, ordre de grandeur des processus pouvant avoir lieu dans la colonne d'eau lors d'une opération de rejet de dragage, la mise en suspension de sédiments « contaminés » dans de l'eau de mer en conditions aérobies n'aboutit pas à une solubilisation d'une fraction du cadmium associé aux particules. Deux processus pourraient conduire à une solubilisation de Cd : la désorption en milieu de salinité élevée du cadmium adsorbé et la dissolution en milieu oxygène du cadmium associé aux sulfures. Le premier doit être très réduit car la fraction de Cd désorbable doit être très faible, voire nulle, du fait que les particules après leur (long ?) séjour dans la colonne d'eau, et surtout dans les sédiments, ont dû perdre la majorité de cette fraction. Le second processus pourrait être limité par la cinétique de dissolution qui peut être plus ou moins longue en fonction de la phase réduite à laquelle Cd peut être associé (Fe, Mn).

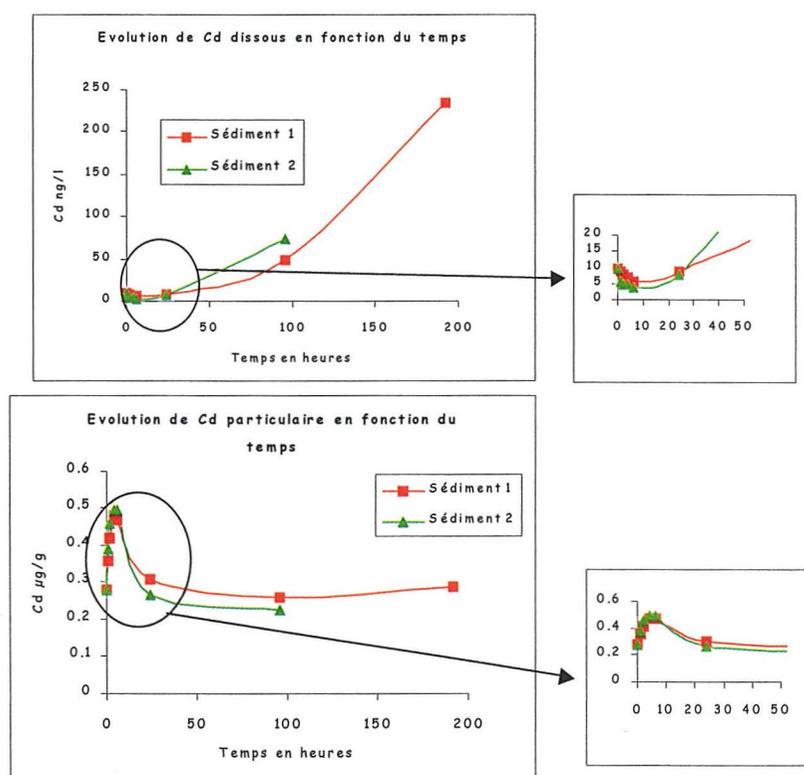


Figure 3-3. Evolution des concentrations en Cd dissous et particulaire dans les réacteurs S1 et S2.

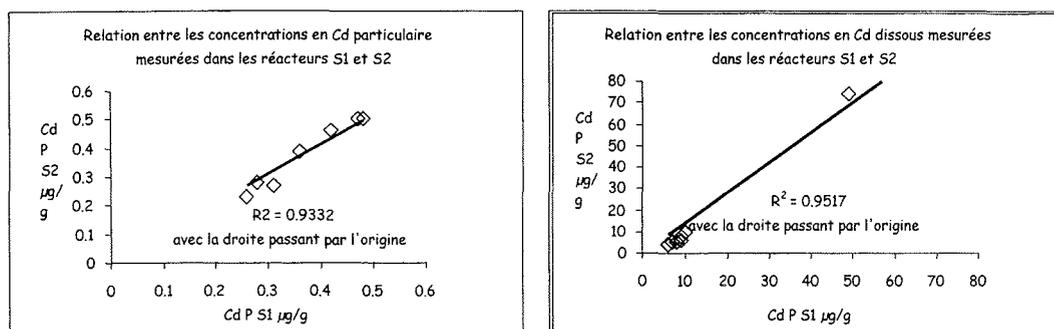


Figure 3-4. Relation entre les variations de concentrations en Cd mesurées dans les deux réacteurs.

Par contre, un tel enrichissement en Cd particulaire est très étonnant. Avant de s'intéresser aux possibilités qui pourraient expliquer ce phénomène nous avons fait, grâce au bilan de masse dans chaque réacteur, une estimation des variations des concentrations en Cd particulaire à partir de celles mesurées pour Cd dissous (Fig. 3-5).

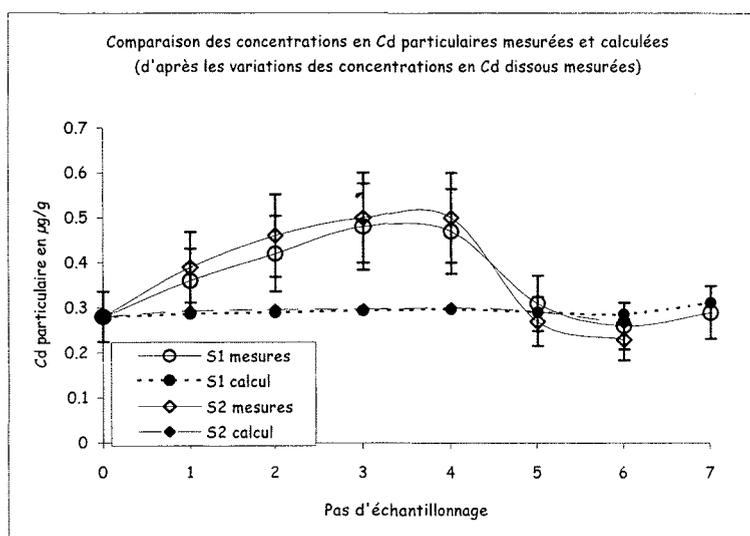


Figure 3-5. Comparaison des concentrations en Cd particulaire mesurées et calculées (d'après les variations des concentrations en Cd dissous mesurées).

Cette estimation indique que la forte augmentation des concentrations en Cd particulaire mesurée entre 1 et 6 heures (pas d'échantillonnage de 1 à 4) ne peut être le fait d'un passage de la phase dissoute à la phase solide (par adsorption et/ou précipitation). Cette évolution peut être due à une contamination des particules lors des opérations de prélèvement et de

filtration, mais il y a peu de chances qu'il y ait eu une contamination simultanée et du même ordre pour les deux réacteurs. De plus, les analyses sur la phase dissoute correspondant à ces échantillons ne montrent pas de contamination. Une autre hypothèse serait la faible quantité de MES recueillie sur les filtres lors des échantillonnages (Fig. 3-6). Ce poids faible pourrait être la cause d'une incertitude importante sur les pesées qui servent au calcul des concentrations en Cd particulaire ramenées au poids sec des particules ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$).

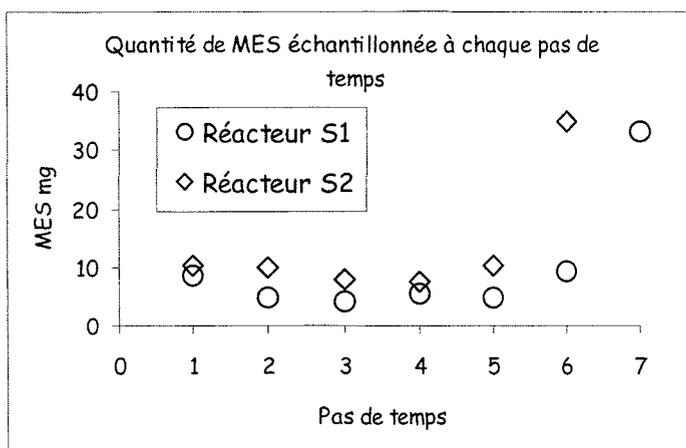


Figure 3-6. Quantité de MES échantillonnée à chaque pas de temps (mesurée par pesée des filtres) dans les réacteurs S1 et S2.

Une sous-estimation du poids des particules recueillies sur le filtre peut entraîner une forte surestimation de la concentration en Cd particulaire. La figure 3-7 montre que c'est pratiquement toujours les échantillons caractérisés par une faible quantité de MES recueillie sur le filtre qui présentent le plus fort écart entre les concentrations mesurées et calculées (sauf pour 3 échantillons). Cet écart est d'autant plus grand que le poids de MES est faible.

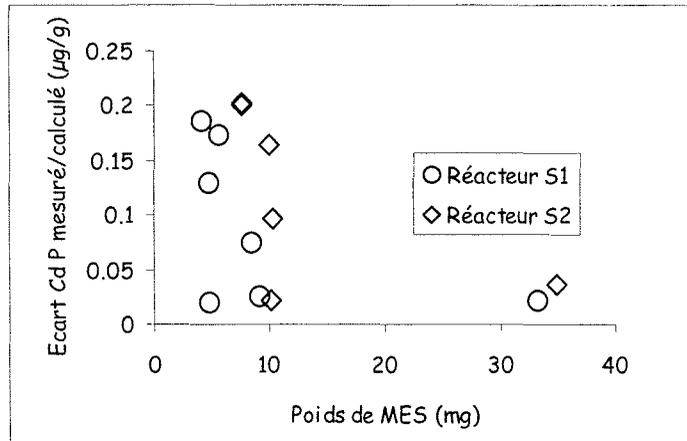


Figure 3-7 : Relation entre l'écart entre les concentrations en Cd particulaire (mesurées et calculées voir Fig. 3-6) et le poids de MES recueilli sur le filtre à chaque échantillonnage.

La phase d'augmentation des concentrations en Cd dissous de 6h à la fin de l'expérience (Fig. 3-3), pourrait être expliquée par l'évaporation constatée d'après les mesures de salinité et les mesures de Cd dissous dans le réacteur témoin. Cette hypothèse reste à confirmer. Il est à noter le bon accord entre les mesures de Cd particulaire et les teneurs calculées en tenant compte (dans le bilan de masse) de l'évaporation dans les réacteurs S1 et S2 (Fig. 3-5).

4.1.2.4. Conclusion

L'expérience de mise en suspension de sédiments susceptibles d'être dragués montre, qu'à l'échelle représentative du temps que vont passer les particules dans la colonne d'eau (quelques heures), on ne constate pas de solubilisation de Cd. De plus, ce type d'expérience aurait tendance à surestimer, s'il existait, le phénomène car les concentrations en MES restent élevées et constantes, de l'ordre de 300 mg/l, pendant toute l'expérimentation alors qu'elles diminueraient (sur le terrain) rapidement dans la colonne d'eau après rejet.

Les processus qui pourraient être la cause d'un apport important de Cd, ou autre contaminant, dissous dans le milieu sont : la libération de la fraction associée aux eaux interstitielles et les flux à l'interface eau-sédiments (diagenèse précoce) après dépôt des sédiments rejetés.

Il convient donc d'évaluer les concentrations dans les eaux interstitielles :

- avant rejet (carottes dans la barge),
- et de les suivre, dans l'espace et le temps, dans les dépôts après immersion.

Les améliorations à apporter à ce type d'approche sont :

- de travailler avec un sédiment plus fin, homogène et plus « contaminé »,
- d'utiliser des volumes de réacteur plus importants afin de pouvoir prélever de plus grands volumes d'échantillon ce qui permettrait d'augmenter la fréquence d'échantillonnage et de réduire les incertitudes liées aux pesées de petites quantités de MES recueillies sur filtre par filtration de plus grands volumes,
- de ne pas prolonger l'expérience plusieurs jours afin de limiter des processus comme l'évaporation, la croissance bactérienne ou autre. Dans le cadre des réponses attendues et à l'échelle des processus étudiés, quelques heures suffisent.

Dans l'optique de l'évaluation des apports de contaminants sous forme dissoute liés aux activités de dragages, les recommandations à faire sont :

- avant dragage
 - d'évaluer, par mise en suspension des sédiments à draguer dans de l'eau salée et en conditions aérobies, la fraction particulaire mise en solution au bout de quelques heures,
 - de mesurer les concentrations en contaminants dans les eaux interstitielles en fonction de la profondeur et en différents points de la zone à draguer,
 - de quantifier la fraction particulaire de contaminants associée aux sulfures volatiles (AVS) susceptible d'être mobilisée en conditions oxiques.
- avant immersion : d'estimer la quantité de contaminants associés aux eaux interstitielles dans le puits de drague.
- après immersion : de suivre dans l'espace et le temps les concentrations en contaminants des eaux interstitielles des dépôts.

4.2. Etude préliminaire de l'évolution de l'imposex chez des individus d'*Hexaplex trunculus*, immergés dans des cages

Martial Huet, Yves-Marie Paulet, Bruno Andral.

4.2.1. Introduction

Le tributylétain (TBT) est une molécule hautement toxique entrant dans la composition de certaines peintures marines antisalissures, appliquées sur les carènes des bateaux. De nombreuses espèces végétales et animales y sont sensibles (cf. Huet, 1996). Le TBT est fortement concentré dans les sédiments vaseux des zones d'activités nautiques. Il semble donc important de connaître quelle est la dispersion de ce toxique lors d'opérations de dragage et de clapage en mer de sédiments portuaires.

Des données sur la contamination par le TBT lors des dragages sédimentaires des ports de Binic et de Port-Louis (Bretagne) ont été recueillies en 2000 (Huet et Paulet, 2000a et b). Elles montrent que ces opérations d'étendues limitées, n'ont pas occasionné de dommages environnementaux significatifs, du point de vue de la pollution par le TBT. Cependant, ce suivi biologique de l'évolution de l'imposex chez *Nucella lapillus*, mis en cage sur les sites d'action, n'a pas pu être mené avec succès sur une zone de clapage. C'est la raison pour laquelle une nouvelle expérimentation a été envisagée en Méditerranée, au printemps 2001. Afin d'aboutir à cet objectif, une étude préliminaire de faisabilité avec une autre espèce de gastéropode méditerranéen, sujet à l'imposex, a été jugée nécessaire puisque *N. Lapillus* ne vit pas naturellement dans cette mer.

Hexaplex trunculus est un gastéropode commun en Méditerranée, exploité commercialement. Axiak *et al.* (1995) puis Terlizzi *et al.* (1998 et 1999) ont décrit les différents stades de l'imposex chez cette espèce. C'est donc sur *H. trunculus* qu'a porté l'étude avec pour objectifs : la prospection de l'imposex chez ce mollusque et la mise au point d'un protocole permettant de discriminer divers niveaux de contamination par le TBT.

4.2.2. Matériel et méthode

4.2.2.1. Analyse de l'imposex

Terlizzi *et al.* (1999) montrent les différents stades de VDS (*Vas Deferens Sequence*) chez *H. trunculus*, par des schémas et des photographies, en complétant l'échelle élaborée par Axiak *et al.* (1995). Ce travail sert de référence. Contrairement à ces auteurs, aucune anesthésie à l'aide de chlorure de magnésium n'est pratiquée. Les individus sont achetés à des

pêcheurs qui indiquent la provenance de leurs pêches ; ils sont alors amenés au laboratoire où la hauteur de leur coquille est mesurée au 10^{ème} de millimètre à l'aide d'un pied à coulisse. La coquille est broyée dans un étai et l'observation des différents éléments du tractus génital permet de distinguer les mâles des femelles. Une incision longitudinale du plafond palléal des femelles est nécessaire pour suivre le prolongement du *vas deferens* entre la base du pénis et la glande à capsule. A l'aide d'une loupe binoculaire équipée d'un micromètre inséré dans l'un des optiques, la mesure au 10^{ème} de millimètre du pénis est réalisée ainsi que la détermination des stades de VDS des femelles.

Les données (hauteur de la coquille, sexe, longueur du pénis, stades de VDS) sont saisies et traitées sur le logiciel Excel 97. L'analyse statistique est menée à l'aide du logiciel Statgraphics Plus (version 4.1). La moyenne des stades de VDS, pour un échantillon donné, fournit la valeur du premier indice qui est le VDSI (*VDS Index*). Le deuxième indice défini par Gibbs *et al.* (1987) est le RPSI (*Relative Penis Size Index*). Il est calculé comme suit :

$$\text{RPSI} = \frac{(\text{longueur moyenne du pénis des femelles})^3}{(\text{longueur moyenne du pénis des mâles})^3} \times 100$$

4.2.2.2. Mise en place et relevé des cages

Les cages, en PVC, ajourées, renferment environ 60 gastéropodes et des moules. Deux sites d'immersion ont été définis. Le premier est situé en face de la rade militaire de Toulon, dans la baie du Lazaret. Deux cages y sont suspendues à 4 mètres sous des tables conchyliques. Le deuxième point d'immersion est situé dans la Grand Rade de Toulon, sur des fonds de 40 mètres. Les cages sont placées à 5 mètres sous la surface, sur un mouillage tel que défini par Andral et Stanisière (1999). Leur mise à l'eau est effectuée à l'aide d'un canot et la récupération est réalisée en plongée, après positionnement par GPS et repérage par sonar. Les individus sont placés dans une boîte en polystyrène avec deux blocs de glace et expédiés à Brest où ils sont analysés dans les 72 heures après leur prélèvement.

4.2.2.3. Dates de prélèvements et provenances des lots de gastéropodes

Un premier échantillon de *H. trunculus* est récolté dans le golfe de Fos sur Mer, le 3 octobre 2000. Le lot servant à l'immersion sur les deux sites d'expérience provient de l'étang de Thau. Son prélèvement a eu lieu le 23

novembre 2000. Les moules servant de nourriture dans les cages ont été élevées dans le parc conchylicole de la baie du Lazaret.

4.2.2.4. Durées d'immersion

En chacun des deux sites d'expérience, deux cages sont immergées. L'une d'entre elles est relevée au bout de trois semaines, l'autre après 6 semaines.

4.2.3. Résultats

Les données obtenues après analyse des différents échantillons sont présentées dans les annexes et synthétisées dans le tableau 3-1 :

Echantillon	Date	Pénis des femelles	Taille des femelles	VDSI	RPSI
Fos sur Mer	03/10/00	9,56 mm	55,7 mm	4,14	19,88
Thau	23/11/00	3,28 mm		4,00	1,17
Grand Rade 3 semaines	18/12/00	3,51 mm	52,5 mm	4,00	2,16
Grand Rade 6 semaines	09/01/01	3,69 mm	53,4 mm	4,00	2,34
Lazaret 3 semaines	19/12/00	3,90 mm	54,1 mm	4,00	3,18
Lazaret 6 semaines	09/01/01	4,42 mm	54,8 mm	4,00	5,04

Tableau 3-1. Données d'imposex des six échantillons de *H. trunculus*

En ce qui concerne les stades de VDS, toutes les femelles sont au stade 4 (le *vas deferens* est continu de la papille génitale au pénis), à l'exception de deux femelles de Fos sur Mer. La première d'entre elles a le *vas deferens* qui se poursuit au-delà de la papille (stade 4,3). La glande à capsule de la seconde est ouverte longitudinalement. Il s'agit donc d'un stade 5 (femelle stérile). En conséquence, seule la population de Fos sur Mer se distingue des autres échantillons, au niveau du VDSI. Afin de comparer les hauteurs de coquilles et les longueurs de pénis, le test de

Kolmogorov-Smirnov est appliqué. En effet, une analyse de variance n'est pas possible, le test de normalité nous indiquant que les répartitions ne sont pas gaussiennes. La comparaison des tailles des femelles indique qu'aucune différence significative n'existe entre les échantillons. Pour les longueurs péniales des femelles, des différences statistiquement significatives existent, comme l'indique le tableau 3-2. L'échantillon provenant de Fos sur Mer montre une longueur du pénis des femelles statistiquement supérieure aux autres. Concernant les échantillons de l'étang de Thau et des individus immergés dans les cages, un seul montre une différence significative par rapport aux autres. Il s'agit de celui de la cage ayant stationné 6 semaines dans la baie du Lazaret. Pour cette cage, les pénis des femelles sont significativement plus longs que dans les autres échantillons.

Echantillon	Nombre de femelles	Moyenne (mm)	Rang		
Thau	13	3,28	X		
Grand Rade 3 semaines	29	3,51	X		
Grand Rade 6 semaines	23	3,69	X		
Lazaret 3 semaines	24	3,90	X		
Lazaret 6 semaines	22	4,42		X	
Fos sur Mer	9	9,56			X

Tableau 3-2. Comparaison des longueurs péniales des femelles.

Chez *N. lapillus*, la comparaison de l'évolution de l'imposex de différents échantillons ne peut être réalisée à partir de la longueur pénière des femelles car cette variable est corrélée positivement à la hauteur des coquilles (Paulet et Huet, 1992). Les différences de tailles des individus entre stations biaisent donc l'interprétation de l'intensité de l'imposex lorsque l'on compare seulement la longueur du pénis des femelles. C'est la raison pour laquelle, Gibbs *et al.* (1987) introduisent le RPSI. Dans cet indice, la longueur moyenne du pénis des femelles est divisée par celle des mâles. Le calcul de ce rapport permet de comparer différentes populations.

En ce qui concerne *H. trunculus* aucune donnée sur une relation entre la hauteur de la coquille et la taille du pénis n'a été évoquée par Axiak *et al.* (1995) ni par Terlizzi *et al.* (1998 et 1999). Une corrélation positive, hautement significative, est mise en évidence entre la taille du mâle et sa longueur de pénis, en considérant la totalité des données à notre disposition. Etant donné que les hauteurs de coquilles n'ont pas été mesurées pour l'échantillon de l'étang de Thau, cette population n'est pas considérée dans les analyses statistiques suivantes. La comparaison des droites de régressions entre les différents échantillons montre qu'aucune pente n'est significativement différente des autres. Par contre, les écarts par rapport à l'origine sont différents. Si toutes les régressions linéaires entre taille et longueur du pénis sont significatives pour les mâles, dans le cas des femelles, une exception est trouvée pour celles de la cage ayant séjourné six semaines dans la Grande rade de Toulon. Ceci étant et malgré des coefficients de régressions plus faibles pour les femelles, toutes les pentes calculées sont positives. Il existe donc bien une nette tendance de corrélation positive entre la taille et la longueur du pénis chez les mâles et chez les femelles de *H. trunculus*. Du fait de l'absence de différence significative de la taille des femelles entre les différents lots d'individus, la comparaison des longueurs péniales des femelles permet de comparer l'intensité de l'imposex entre les échantillons. Ainsi, parmi les populations naturelles, celle de Fos sur mer se révèle plus contaminée par le TBT que celle de l'étang de Thau. Dans les cages, une évolution croissante significative de l'imposex par rapport à l'état de la population initiale de Thau, n'est enregistrée qu'au bout de six semaines dans la baie du Lazaret.

4.2.4. Discussion

H. trunculus se révèle être un gastéropode pour lequel l'analyse de l'imposex est aisée. En effet, cette espèce est de plus grande taille que la majorité des autres gastéropodes communément étudiés. De plus, les organes du tractus génital sont facilement détectés et identifiés. Tout comme pour *N. lapillus*, il existe une corrélation positive entre la hauteur de la coquille de l'individu et la longueur de son pénis, que ce soit chez les mâles ou chez les femelles. Ainsi la comparaison des longueurs péniales moyennes des femelles n'est possible entre deux échantillons que si les tailles moyennes des individus ne sont pas différentes.

Seules deux populations naturelles ont été analysées. Leurs indices sont significativement différents. Le prélèvement effectué à Fos sur Mer montre un développement de l'imposex supérieur à celui de l'étang de Thau. Aucun dosage de TBT n'a été réalisé en parallèle, que ce soit dans les tissus, dans l'eau ou les sédiments. Cependant Michel et Averty (1998) ont trouvé en 1997 des concentrations en TBT dans l'eau, de l'ordre de 5

ng.l⁻¹ à Fos sur Mer et de 1 ng.l⁻¹ au centre de l'étang de Thau. Ces résultats sont en adéquation avec les valeurs des indices d'imposex. Si on compare les concentrations en TBT dans l'eau et les indices d'imposex chez *N. lapillus* et *H. trunculus*, à partir de nos données présentes et de celles de la littérature (par exemple Gibbs *et al.*, 1987 et Huet *et al.*, 1995), l'espèce méditerranéenne apparaît moins sensible que *N. lapillus*.

La mise au point d'une expérience de caging avec *H. trunculus*, en Méditerranée, est basée sur des travaux précédents (Le Nilot *et al.*, 1994, Huet et Paulet, 2000a et b) avec *N. lapillus*. Quintela *et al.* (2000) mènent une expérience identique. Ils détectent des différences significatives des longueurs de pénis des femelles de *N. lapillus*, au bout d'un mois d'immersion. Le VDSI de leur population initiale est de l'ordre de 3, le RPSI de l'ordre de 9 (valeurs indiquées dans un article précédent : Ruiz *et al.*, 1998). La réponse des individus immergés en zone polluée est fonction de la réactivité des animaux (fonction de la sensibilité de l'espèce et de l'état initial des gastéropodes) et de l'intensité de la contamination subie. Ainsi, un accroissement significatif du VDSI ne pourra aucunement avoir lieu si toutes les femelles sont, au départ, déjà au stade ultime. De même, la persistance de chacun des stades de VDS est probablement différente d'un stade à l'autre. Le stade 4 est souvent décrit comme majoritaire dans de nombreuses populations (par exemple, Bailey, 1991 et Huet *et al.*, 1996a). Il est donc fort probable que ce stade soit très stable et que le passage au stade supérieur requiert non seulement un accroissement sensible de la contamination mais également un laps de temps de plusieurs mois. De même, si on considère les femelles stériles, la grande majorité d'entre elles est au stade 5. La différence avec le stade 6 réside dans la présence au sein de la glande à capsules de pontes non expulsées du fait de l'obstruction de la papille génitale. Or des pontes ont lieu toute l'année, au moins en certaines zones géographiques (Huet, 1996). Il semble donc que les femelles qui ont atteint le stade 5 ne produisent que rarement des capsules. Le passage du stade 5 au stade 6 est donc exceptionnel. Chez ces femelles stériles, le changement de l'ovaire en testicule est un événement rarissime (par exemple, Oehlmann *et al.*, 1991 et Huet, 1996). Il semble que le passage des stades 5 et 6 au stade 7 nécessite une sensibilité individuelle anormale ou un gros écart de contamination (longue exposition ou forte intensité). Concernant les stades inférieurs à 4, ils ne sont trouvés, à l'exception des populations affectées par le syndrome de Dumpton (Huet *et al.* 1996b, Barreiro *et al.*, 1999), que dans les zones faiblement polluées. Dans de telles populations, on observe toujours plusieurs stades entre 0 et 4 (voir par exemple, Huet et Paulet, 2000b). Il semble donc que ces stades soient moins stables que le stade 4, la femelle pouvant passer au stade supérieur en fonction d'une faible variation des conditions. Il apparaît donc plus probable d'observer un accroissement du

VDSI sur une courte période d'exposition à une forte contamination par le TBT si les femelles sont à des stades inférieurs à 4.

Concernant l'observation d'un allongement du pénis des femelles, plusieurs cas sont possibles. Dans le cas extrême, toutes les femelles sont au stade 0. Il leur faudra alors passer par les stades 1 et 2 avant de développer un pénis. Il faudra alors attendre plusieurs mois avant d'observer une évolution sensible. De même, si toutes les femelles sont aux stades ultimes de l'imposex, leur pénis a atteint une longueur comparable à celle des mâles et un allongement est peu probable. Il faut donc utiliser des individus provenant d'une population où les conditions sont intermédiaires, c'est-à-dire que les femelles sont aux stades 2, 3 et 4, avec un pénis proportionnellement petit. Une augmentation de la longueur des pénis des femelles peut alors s'opérer rapidement dès lors que les gastéropodes sont placés dans des zones contaminées par le TBT. C'est une telle population qu'ont utilisée Ruiz *et al.* (1998). Ils ont obtenu un accroissement significatif de la longueur du pénis des femelles de *N. lapillus* au bout d'un mois. Par contre, ils n'ont pas observé d'accroissement sensible du VDSI, ce qui n'est pas surprenant puisque le VDSI étant légèrement inférieur à 4, la quasi totalité des femelles devait être au stade 4 et quelques unes au stade 3.

Dans notre recherche de population de *H. trunculus* pour mener une expérience de caging dans des conditions optimales de sensibilité, nous n'avons pas retenu celle de Fos sur Mer car toutes les femelles y sont au moins au stade 4 et leurs pénis sont relativement longs (RPSI = 20). Par contre la population de Thau nous a semblé satisfaire partiellement aux critères définis ci-dessus : les pénis des femelles sont proportionnellement courts (RPSI = 1) mais toutes les femelles étant au stade 4, l'éventualité d'observer rapidement un accroissement significatif du VDS semble très peu probable. En effet, dans aucune des cages nous n'observons de stades supérieurs à 4, au bout de 6 semaines d'immersion en zone contaminée. Les deux sites d'immersions ont été choisis de façon à avoir un site de contrôle (site peu contaminé) et une station polluée. Le site de référence est situé à la sortie de la rade de Toulon où les mesures effectuées par Michel et Averty (1998), en 1997, donnent une concentration en TBT dans l'eau de l'ordre du nanogramme par litre. Dans la baie du Lazaret, les données de 1997, fournies par ces mêmes auteurs, sont aux environs de 4 ng.l⁻¹. Au bout de 3 semaines d'immersion sur ces deux sites, une faible augmentation de la longueur du pénis des femelles est observée. Cependant, celle-ci n'est pas significative. Au bout de 6 semaines, les femelles de la cage immergée dans la baie du Lazaret possèdent des pénis dont la longueur est significativement supérieure, ce qui n'est pas le cas de celles maintenues à la sortie de la rade. En conséquence, une exposition de 6 semaines, d'individus provenant de Thau, en milieu pollué par le TBT

(concentration en TBT de l'ordre de 4 ng.l^{-1}), engendre une augmentation des indices d'imposex de façon sensible. Nous ignorons à partir de quelle concentration les femelles de Thau réagissent significativement au bout de 6 semaines. De même, nous ne savons pas quels sont les écarts de contaminations qui peuvent ainsi être détectés. Cependant, cette méthode paraît satisfaisante pour estimer la perturbation engendrée par un clapage en mer de sédiments portuaires fortement contaminés par le TBT. La profondeur à laquelle se situeront les cages est à définir, en tenant compte de la proximité de la source de polluant (au fond) et la difficulté de récupérer les cages à grande profondeur.

4.2.5. Conclusion

Notre étude confirme les résultats obtenus par Axiak *et al.* (1995) et Terlizzi *et al.* (1998 et 1999), qui montrent que *H. trunculus* est un bon indicateur de la pollution par le TBT. Cette espèce peut être utilisée pour estimer et suivre la contamination par le TBT en Méditerranée. Elle peut également servir pour des expérimentations en cages sur des sites d'études choisis. En effet, si on utilise des individus provenant de Thau, où le RPSI est de 1 et le VDSI de 4, on observe un accroissement significatif de la longueur du pénis des femelles, au bout de 6 semaines d'exposition à une contamination en TBT de l'ordre de 4 ng.l^{-1} . Le seuil de discrimination entre deux contaminations supérieures au seuil de sensibilité n'est pas connu, tout comme le seuil à partir duquel une réponse maximale pourrait être observée. Du fait du peu de données à notre disposition, d'autres limites à ces résultats sont à considérer. L'expérience de caging n'a été effectuée qu'une seule fois. Nous ignorons donc si les résultats sont reproductibles. Une évolution saisonnière de la longueur péniale est possible comme chez *N. Lapillus* en certaines régions (Oehlmann *et al.*, 1991 ; Huet et Paulet, 2000b). Celle-ci pourrait alors entraîner un biais non seulement dans les expériences de caging, mais également dans le suivi de l'imposex sur des populations en place. Il serait également préférable de réaliser de telles observations en parallèle avec des analyses chimiques. Ceci a été programmé dans le suivi de l'impact des clapages en mer de sédiments portuaires contaminés par le TBT, prévu au printemps de 2001, dans le Golfe de Fos et pour lequel cette étude préliminaire a été menée. Pour une éventuelle utilisation de *H. trunculus* dans le suivi de la pollution par le TBT en Méditerranée, il serait intéressant, de la même façon, de coupler le suivi de l'imposex avec des analyses chimiques.

4.2.6. Bibliographie

- Andral B. et Stanisière J.-Y., 1999. Réseau intégrateur biologique. Evaluation de la qualité des eaux basée sur l'utilisation de stations artificielles de moules en Méditerranée. Campagne 1998. Rapport de la convention 991452 Ifremer / Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse (décembre 1999) : 67p.
- Axiak V., Vella A.J., Micaleff D. et Chircop P., 1995. Imposex in *Hexaplex trunculus* (Gastropoda : Muricidae): first results from biomonitoring of tributyltin contamination in the Mediterranean. *Mar. Biol.*, 20 : 290-292.
- Bailey S.K., 1991. Tributyltin (TBT) contamination in Scottish coastal waters. Ph. D. Thesis, Napier Polytechnic of Edinburgh.
- Barreiro R., Quintela M. et Ruiz J.M., 1999. Aphally and imposex in *Nucella lapillus* from Galicia (NW Spain): incidence, geographical distribution and consequences for the biomonitoring of TBT contamination. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 185 : 229-238.
- Gibbs P.E., Bryan G.W., Pascoe P.L. et Burt G.R., 1987. The use of the dog-whelk, *Nucella lapillus*, as an indicator of tributyltin (TBT) contamination. *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.*, 67 : 507-523.
- Huet M., 1996. Estimation de la pollution par le tributylétain (TBT) en Bretagne occidentale à l'aide du bioindicateur imposex chez *Nucella lapillus* (L.). Thèse de doctorat de l'Université de Bretagne Occidentale. 106 p.
- Huet M., Fioroni P., Oehlmann J. et Stroben E., 1995. Comparison of imposex response in three prosobranch species. *Hydrobiologia*, 309 : 29-35.
- Huet M. et Paulet Y.-M., 2000a. TBT-Boues de dragages. Effets biologiques d'une remise en suspension du TBT lors d'opérations de dragages portuaires et de clapage. Rapport intermédiaire du contrat universitaire N°003581211 (octobre 2000) : 17 p.
- Huet M. et Paulet Y.-M., 2000a. TBT-Boues de dragages. Effets biologiques d'une remise en suspension du TBT lors d'opérations de dragages portuaires et de clapage. Rapport final du contrat universitaire N°003581211 (décembre 2000) : 30 p.
- Huet M., Paulet Y.-M. et Glémarec M., 1996a. Tributyltin (TBT) pollution in the coastal waters of West Brittany as indicated by imposex in *Nucella lapillus*. *Mar. Environ. Res.*, 41 (2) : 157-167.

- Huet M., Paulet Y.M. et Le Penneec M., 1996b. Survival of *Nucella lapillus* in a tributyltin-polluted area in West Brittany: a further example of a male genital defect (Dumpton syndrome) favouring survival. *Mar. Biol.*, 125 : 543-549.
- Michel P. et Averty B., 1998. Bilan 1997 de la contamination des eaux côtières françaises par les composés organostanniques. Rapport interne Ifremer DEL/98.05/Nantes : 39 p.
- Le Niliot P., Huet M., Johnson M. et Paulet Y.M., 1994. Transplants d'indicateurs biologiques dans la zone portuaire brestoise (hiver 1994). Rapport Expérience Pilote TBT du Contrat de Baie "Rade de Brest" : 13 p.
- Oehlmann J., Stroben E. and Fioroni P., 1991. The morphological expression of Imposex in *Nucella lapillus* (Linnaeus) (Gastropoda : Muricidae). *J. Molluscan Stud.*, 57 : 375-390.
- Paulet Y.M. et Huet M., 1992. Surveillance du niveau de TBT sur le littoral français de la Manche, par l'utilisation des gastéropodes comme indicateurs biologiques. Rapport du Contrat Ifremer 91 2 43 043 4 DEL : 28 p.
- Quintela M., Bareiro R. et Ruiz J.M., 2000. The use of *Nucella lapillus* (L.) transplanted in cages to monitor tributyltin (TBT) pollution. *Sci. Tot. Environ.*, 247 : 227-237.
- Ruiz J.M., Quintela M. et Bareiro R., 1998. Ubiquitous imposex and organotin bioaccumulation in gastropods *Nucella lapillus* (L.) from Galicia (NW Spain): a possible effect of nearshore shipping. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 164 : 237-244.
- Terlizzi A., Geraci S. et Gibbs P.E., 1999. Tributyltin (TBT)-induced imposex in the Neogastropod *Hexaplex trunculus* in Italian coastal waters: morphological aspects and ecological implications. *Ital. J. Zool.*, 66 : 141-146.
- Terlizzi A., Geraci S. et Minganti V., 1998. Tributyltin (TBT) pollution in the coastal waters of Italy as indicated by imposex in *Hexaplex trunculus* (Gastropoda, Muricidae). *Mar. Pollut. Bull.*, 36 (9) : 749-752.

4.3. Modélisation

4.3.1. Introduction

La partie « modélisation » du projet de recherche consistait, d'une part à :

- a) développer des outils numériques de modélisation de la dispersion dans le champ proche des sédiments et des contaminants associés, intégrables dans des modèles hydrodynamiques régionaux,
- b) valider expérimentalement ces outils par des mesures *in situ*.

4.3.2. Modélisation du devenir à court terme des boues de dragage rejetées par clapage

Ricardo Silva Jacinto et David Burel.

Les hypothèses retenues pour l'élaboration du modèle de chute considéraient que le rejet des sédiments se faisait de manière instantanée, le nuage de particules était de forme hémisphérique et la répartition des matériaux dans le nuage était de forme gaussienne (Fig. 3-8).

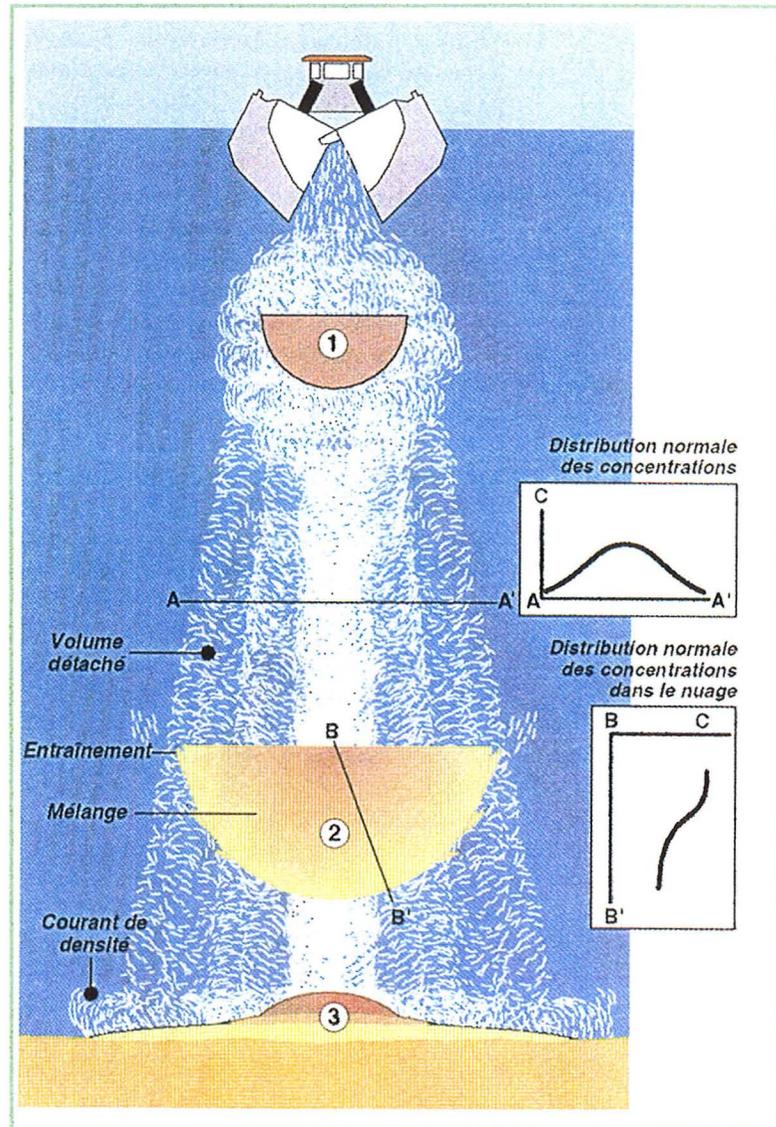


Figure 3-8 : Schéma général et hypothèses retenues par le modèle de chute.

Les résultats ont été présentés lors du colloque LITEAU à Arcachon du 21 au 23 mai 2001. Ces résultats montrent que le modèle de chute permet une bonne évaluation de la vitesse de chute, est capable d'évaluer les processus et présente une sensibilité importante au critère de relargage (mélange). Toutefois, il nécessite une validation par des observations in situ et des comparaisons avec des modèles plus complexes (ex. TELEMAC non hydrostatique du LNHE).

Les recherches en matière de modélisation ont été réalisées en collaboration avec le Laboratoire National d'Hydraulique de Chatou (Mme Catherine Villaret et David Burel), dans le cadre de la coopération sur les contrats LITEAU obtenus par les deux organismes. Les résultats ont été concrétisés sous la forme d'un projet de publication à soumettre à une revue scientifique spécialisée.

◆ Résumé de l'article soumis à publication

« Les boues de dragage présentent souvent une contamination importante en métaux lourds et contaminants organiques. La décision de rejeter ces boues en mer constitue l'option la plus fréquente afin d'éviter les coûts du stockage et du traitement à terre. Cependant, cette décision doit être basée sur une estimation des impacts de tels rejets dans le champ proche (zone d'immersion) et dans les zones avoisinantes (échelle locale à régionale). Il est ainsi pertinent de disposer d'outils d'aide à la décision capables d'estimer le devenir des contaminants associés aux rejets de dragage et d'identifier les zones potentiellement impactées par ces rejets. Dans le cadre de son projet «Rejets de Dragages», l'Ifremer développe un modèle numérique pour l'estimation du devenir des contaminants associés aux rejets de dragage. La présente étude concerne la première étape de ce projet ; elle traite de la modélisation numérique du devenir dans le champ proche des sédiments de dragages rejetés par clapage.

Lors d'un rejet de dragage par clapage, le mouvement complexe, qui tend à projeter, plus ou moins rapidement le matériau vers le fond, est habituellement décrit en deux phases : convection ou descente en masse, et effondrement dynamique (ou étalement) sur le fond. 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 matériau se réalise à long terme et peut être décrite par des modèles classiques d'advection - dispersion et transport sédimentaire. Ainsi, les deux modèles présentés dans ce travail concernent les deux premières phases : la convection ou descente en masse et l'effondrement dynamique sur le fond.

Le modèle de convection simule la descente rapide des matériaux sous l'effet de la gravité. Il résout des équations intégrales, *i.e.* pour l'ensemble du nuage sédimentaire. Ces équations dynamiques conservent des quantités de base : la quantité de mouvement, la masse des sédiments et la masse totale du rejet. Les processus incorporés dans les équations tiennent compte, entre autre, de la dilution du nuage par entraînement durant la chute et de la perte de sédiments vers la colonne d'eau. Il permet ainsi de calculer à chaque instant de la simulation la vitesse du nuage, sa position, son volume et sa masse. Les premières comparaisons avec des mesures réalisées en laboratoire (modèle physique) montrent que le modèle est

capable d'estimer l'évolution d'un rejet durant la chute convective. La phase d'effondrement dynamique correspond à l'interruption du mouvement de convection par un violent étalement horizontal sur le fond. Lors de l'effondrement, il y a formation d'un courant de densité qui s'étale radialement autour du point d'impact. Ce courant de densité, ou turbidité, est simulé à l'aide d'un modèle intégré sur la verticale qui résout par une technique de volumes finis les équations de conservation de la quantité de mouvement, de la masse totale et de la masse sédimentaire. Le modèle tient compte des divers processus en jeu : présence ou pas d'un courant ambiant, l'entraînement d'eau à la surface du courant de densité, la chute des particules, la turbulence, l'érosion et le dépôt des sédiments et l'évolution bathymétrique liée aux échanges avec le fond. Partant d'une condition initiale donnée par le modèle de convection, *i.e.* quantité de mouvement, masse et volume, ce deuxième modèle permet d'obtenir la répartition horizontale des sédiments déposés et en suspension dans le courant de densité ainsi que la modification bathymétrique quand le courant de densité cesse.

L'approche de modélisation développée semble prometteuse pour la simulation du devenir à court terme d'un rejet de dragage par clapage. Le couplage avec des modèles simulant les cinétiques propres aux contaminants associés permettrait dans un futur proche d'estimer les flux de contaminants sortant de la zone de rejet. En outre, les résultats de cette approche de modélisation, permettent d'introduire des conditions initiales dans un modèle classique d'advection - dispersion et transport sédimentaire dans l'objectif d'estimer l'étendue locale ou régionale des zones impactées. »

4.3.3. Modélisation des rejets de dragages de la campagne Fos 2001

Ricardo Silva Jacinto

4.3.3.1. Contexte et objectifs

Suite aux mesures réalisées lors de la campagne FOS 2001 (cf. chapitre 4), il est intéressant d'utiliser l'approche de modélisation développée et de confronter ainsi, dans la mesure du possible, les résultats de la modélisation aux quelques ordres de grandeur déduits des observations. Il est important de mettre l'accent sur le fait que les expériences réalisées ne permettent pas de décrire les processus de chute et d'étalement sur le fond de la masse clapée ; en raison des faibles volumes clapés. D'une part, le processus de chute convective est trop rapide pour être « suivi » sur le terrain. D'autre part, le suivi du panache turbide permet de déduire les échelles de temps et d'espace associées au déplacement sur le fond du

matériau clapé en supposant que le signal de turbidité suivi demeure associé, *i.e.* à son origine, au courant de turbidité sur le fond. Cependant, ce courant de turbidité n'a jamais pu être suivi dû à sa faible épaisseur de l'ordre de la dizaine de centimètres. Le modèle a été utilisé avec la paramétrisation obtenue avec les observations en canal réalisées par Boutin (2000). Cet exercice de confrontation ne peut donc pas avoir pour objectif de valider l'approche de modélisation. Il permet cependant de conforter l'usage d'une telle approche sur la base de la vérification de quelques ordres de grandeur déduits dans des conditions naturelles et difficiles.

4.3.3.2. Synthèse des observations

Les clapages réalisés concernent deux rejets de sédiments denses dragués par benne et un rejet de matériaux dragués par une Drague Aspiratrice en Marche (DAM) et donc naturellement plus dilués.

	Benne 1	Benne 2	DAM
Profondeur	25 m	25 m	25 m
Matériau			
Volume	250 m ³	250 m ³	230 m ³
Masse volumique	-	1360 kg/m ³	1100 kg/m ³
Courant ambiant			
surface	-	-	
mi-profondeur	10 cm/s NE	11 cm/s	
près du fond (cm/s)	Perturbé, 5 cm/s NE	10 cm/s	4.6 cm/s - S
Vent	8 nds - SW	6 nds - W	14 nds - SSE
Chute			
Temps (s)	< 55	< 23	~ 36
Vitesse		~ 3.5 m/s	1.2 m/s

Tableau 3-3 – Synthèse des observations pour les trois clapages réalisés.

Le tableau 3-3 donne les caractéristiques des matériaux rejetés et les observations retenues lors de la chute pour chaque rejet.

4.3.3.3. Descriptif du rejet par Benne

Les matériaux de la première benne étaient très hétérogènes et n'ont pas pu être caractérisés. Supposant que leurs caractéristiques seraient proches de celles de la deuxième benne, nous analyserons l'ensemble des deux rejets avec une seule simulation numérique car les volumes des deux rejets et les conditions environnementales sont semblables.

Pour les deux rejets, le sonar à imagerie Tritech a permis d'estimer que la vitesse moyenne de chute du rejet est de $3,5 \text{ m.s}^{-1}$. L'imagerie a aussi montré que les matériaux formaient dès la première minute une couche dense près du fond. Cette couche peut être de quelques mètres d'épaisseur dans la première minute après clapage (4 m). Le suivi à plus long terme n'a pas permis d'identifier cette couche de fond après quelques dizaines de minutes (10 minutes pour le deuxième). La diminution rapide de l'épaisseur de la couche de fond a été constatée par le suivi du panache. Les sondes de fond ont pu mesurer des turbidités élevées (supérieures au g.l^{-1}) dans les deux premières minutes.

Après les premières minutes, les turbidités relevées étaient inférieures au g.l^{-1} , mais toujours plus importantes près du fond. Ainsi, entre 4 et 20 minutes, les valeurs les plus fortes ont été observées à 100 m du point de clapage dans le sens du courant de fond (1^{er} clapage). Le diamètre du panache (2^{ème} clapage) a été estimé à 100 m. Après les premières 20 minutes, le suivi a montré que le panache progressait toujours près du fond (pas de reprise dans la colonne d'eau) et dans le sens du courant de fond, mais avec des concentrations moindres. Le déplacement du panache près du fond et après environ 20 minutes a été estimé à 180 m et 170 m respectivement pour le 1^{er} et 2^{ème} clapages. Une couverture bathymétrique de contrôle après le deuxième clapage a révélé quelques dômes de dépôts décimétriques.

4.3.3.4. Simulation du rejet par Benne

Les résultats de la simulation numérique concernant la phase de chute convective sont présentés par la figure 3-9.

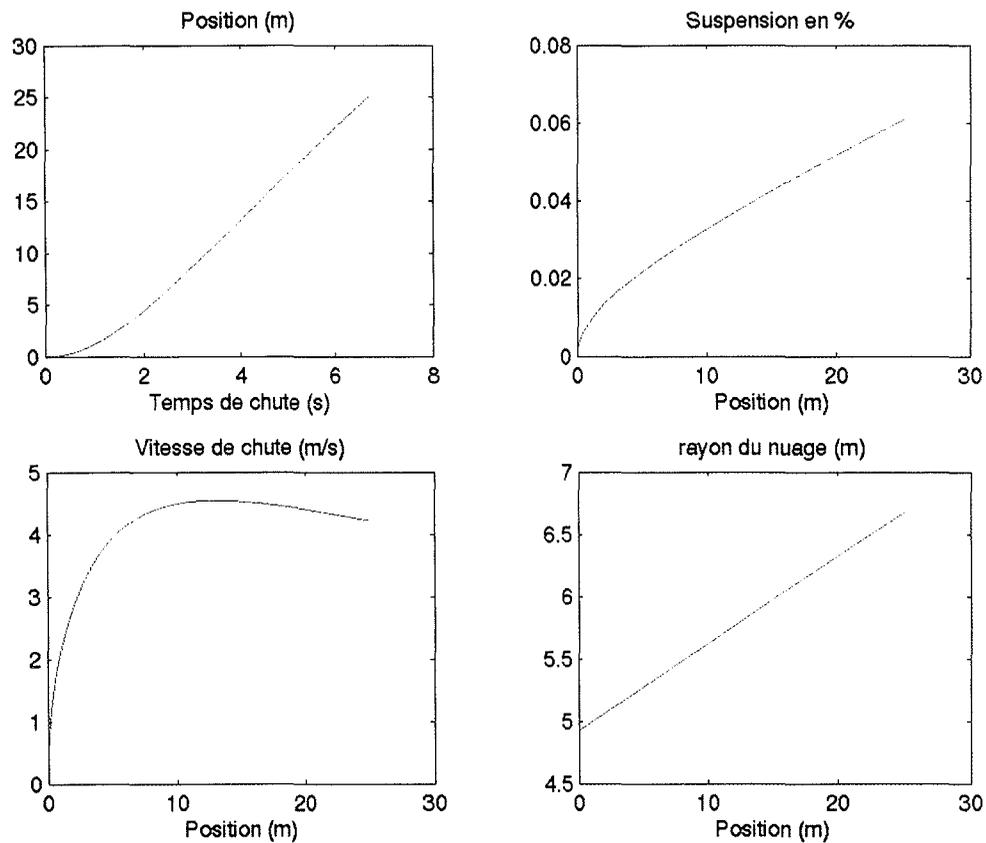


Figure 3-9 – Evolution de la chute convective pour le clapage par Benne.

Ces résultats montrent que la chute des matériaux est réalisée en un peu moins de 7 secondes. La vitesse de chute augmente dans un premier temps dépassant les 4 m.s^{-1} . Dans un deuxième temps la chute est freinée par frottement et par dilution du nuage dont le rayon atteint plus de 6,5 m. La vitesse de chute à proximité du fond est estimée proche de 4 m.s^{-1} , la valeur moyenne de la vitesse de chute étant de $3,7 \text{ m.s}^{-1}$. Ces valeurs semblent en accord avec les observations réalisées avec le sonar d'imagerie Tritech.

La perte des matériaux pendant la chute est estimée à 0,06 % de la masse totale. Une quantité infime resterait donc en suspension. Ceci signifie que la majorité du rejet se dispersera sur le fond sous forme d'un « courant de turbidité ». L'épaisseur de ce courant de turbidité à l'instant d'impact avec le sol est naturellement de l'ordre du rayon du nuage (6,5 m). L'observation par sonar d'une couche très turbide de 4,5 m d'épaisseur, 90 secondes après le clapage, ne semble pas contredire ce résultat.

La propagation sur le fond du courant de densité se réalise à des concentrations relativement homogènes et constantes dans le temps. Ces concentrations sont supérieures à 100 g.l^{-1} . Nous pouvons supposer que les sondes n'ont jamais mesuré dans le courant de turbidité ; seulement dans le panache associé à l'entraînement partiel de ce courant, notamment à proximité du front du courant de propagation.

Le déplacement du courant de turbidité, d'après la simulation numérique, est décrite par la figure 3-10.

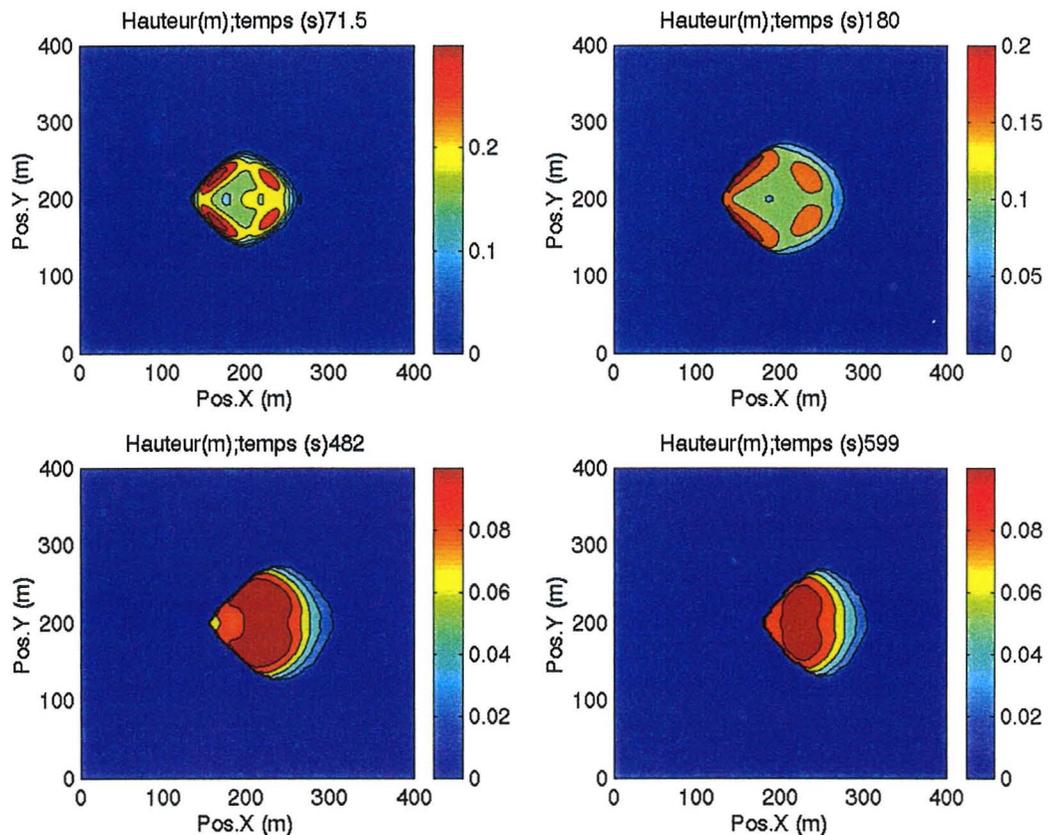


Figure 3-10 – Etalement sur le fond du rejet par Benne : évolution spatiale et temporelle de l'épaisseur du courant de densité.

Ces résultats permettent d'observer que, dans un premier temps, la masse rejetée se distribue de manière radiale autour du point d'impact en même temps que son épaisseur diminue rapidement.

Dans un deuxième temps, l'épaisseur du courant de densité reste proche de la dizaine de centimètres et sous l'influence du courant environnant la masse du rejet se déplace progressivement. L'étalement du courant de

densité se fait sur un diamètre de 100 m après le point d'impact. Le front de propagation après 600 secondes (10 minutes) est placé à 100 m du point d'impact dans le sens du courant. On peut estimer que les turbidités observables seront majoritairement associées à ce front.

La figure 3-11 montre l'évolution dans le temps du pourcentage de matières constituant le courant de turbidité ainsi que le dépôt final.

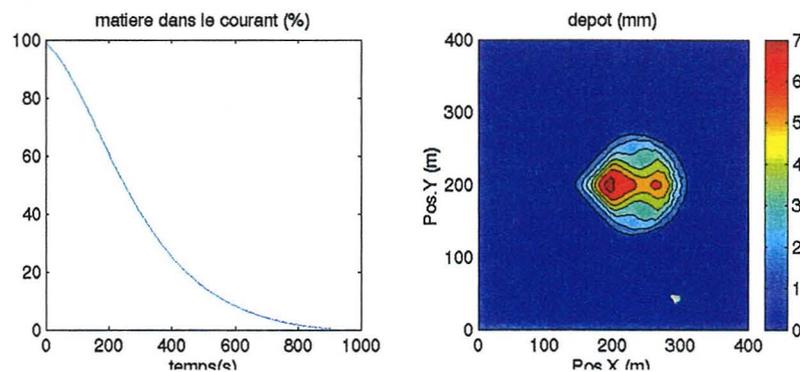


Figure 3-11 – Evolution du dépôt et dépôt final pour le clapage par Benne

On peut observer que 15 minutes après l'impact la totalité du rejet est déposée et que le courant de densité s'arrête. Le dépôt final s'étale sur un diamètre de 200 m et majoritairement en aval du point d'impact, *i.e.* dans le sens du courant environnant. L'épaisseur maximale estimée par le modèle numérique est de 7 mm autour du point d'impact et 5 mm dans une zone distante de 100 m environ du point d'impact.

4.3.3.5. Descriptif du rejet de la DAM

Dû à la technique de dragage par aspiration, les matériaux rejetés de la DAM sont naturellement plus dilués et leur comportement pendant la chute et durant l'étalement au fond est significativement modifié par rapport à celui des rejets plus denses.

Le sonar à imagerie Trittech a montré que les matériaux chutaient avec une vitesse moyenne de $1,2 \text{ m.s}^{-1}$. La chute s'est montrée 2,9 fois plus lente que pour les rejets par la benne. La chute des sédiments est visualisée dès l'ouverture de la drague. Après 140 s, une couche très turbide d'une épaisseur de 4,5 m était observée près du fond. Le sonar a permis de visualiser la panache turbide pendant 12 minutes environ.

Dans les premières 4 minutes, les turbidités relevées étaient inférieures au g.l^{-1} , mais toujours plus importantes près du fond où des pics de 2 g.l^{-1} ont été observés. La couche de surface ne présentait pas de turbidités supérieures à 10 mg.l^{-1} . Entre 4 et 15 minutes, les valeurs les plus fortes

ont été observées à 100 m du point de clapage dans le sens du courant de fond. Le diamètre de ce panache était au moins de 60 m. Après les premières 15 minutes, le suivi a montré que la propagation du panache progressait toujours près du fond mais avec des concentrations inférieures à 100 mg.l^{-1} . Le reste de la tranche d'eau ne présentait pas de valeurs supérieures à 10 mg.l^{-1} . Les turbidités près du fond ont été observées sur une extension de 170 m jusqu'à l'arrêt des observations (38 minutes après clapage).

Des carottages réalisés par plongeurs ont montré un dépôt de vase silteuse d'une épaisseur de 1 à 3 mm. Ces dépôts ont été observés après l'ensemble des rejets.

4.3.3.6. Simulation du rejet par DAM

La simulation de la chute du rejet montre une perte de matériau très faible, légèrement supérieure à 0,1 %. En termes relatifs, cette perte est deux fois supérieure à celle observée lors des rejets par benne.

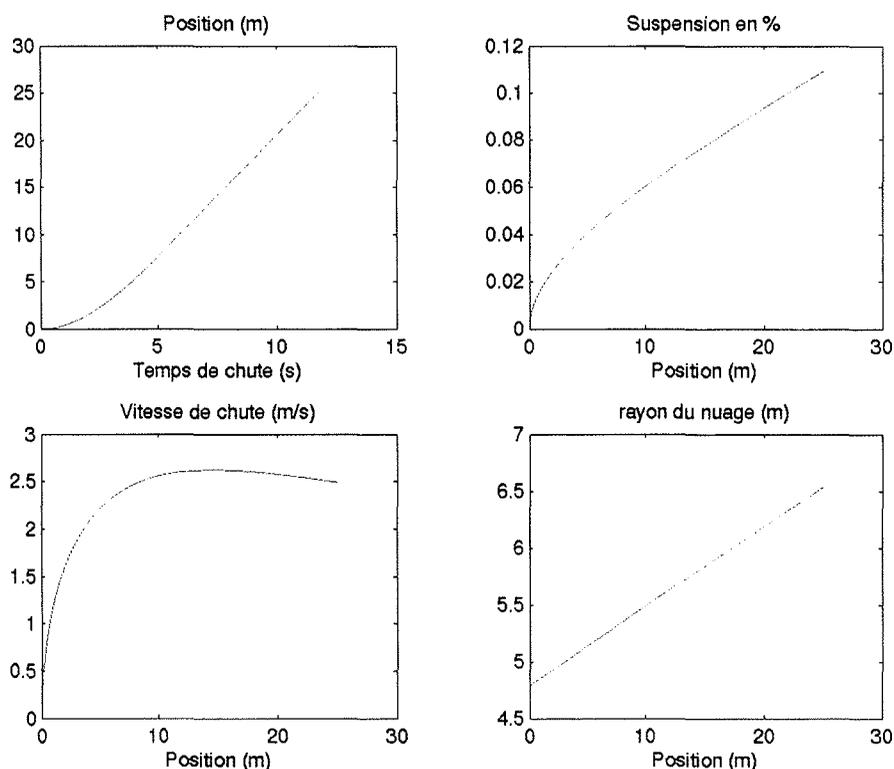


Figure 3-12 – Evolution de la chute convective pour le clapage par DAM.

Comme indiqué par la figure 3-12, la chute est réalisée avec une vitesse moyenne autour des 2 m.s^{-1} . Les mesures indiquaient une vitesse d'au

moins $1,2 \text{ m.s}^{-1}$. Lors du contact avec le fond, le rayon du nuage et donc l'épaisseur initiale du courant de densité est estimée à 6,5 m. Cette valeur est du même ordre que celle estimée pour le rejet par benne alors que ce dernier était d'un volume 10 % supérieur.

La propagation du courant de turbidité est représentée dans la figure 3-13. Après un affaissement initial très rapide, la propagation présente des constantes : concentration autour de 100 g.l^{-1} et épaisseur voisine de 10 cm. Le dépôt progressif du matériau se traduit par une réduction des dimensions horizontales du courant de densité. Après 600 s (10 minutes), le courant présente un diamètre légèrement supérieur à 50 m. Le front du courant de densité se place à environ 70 m dans le sens du courant environnant du point d'impact. Ces ordres de grandeur restent très proches de ceux estimés par les observations.

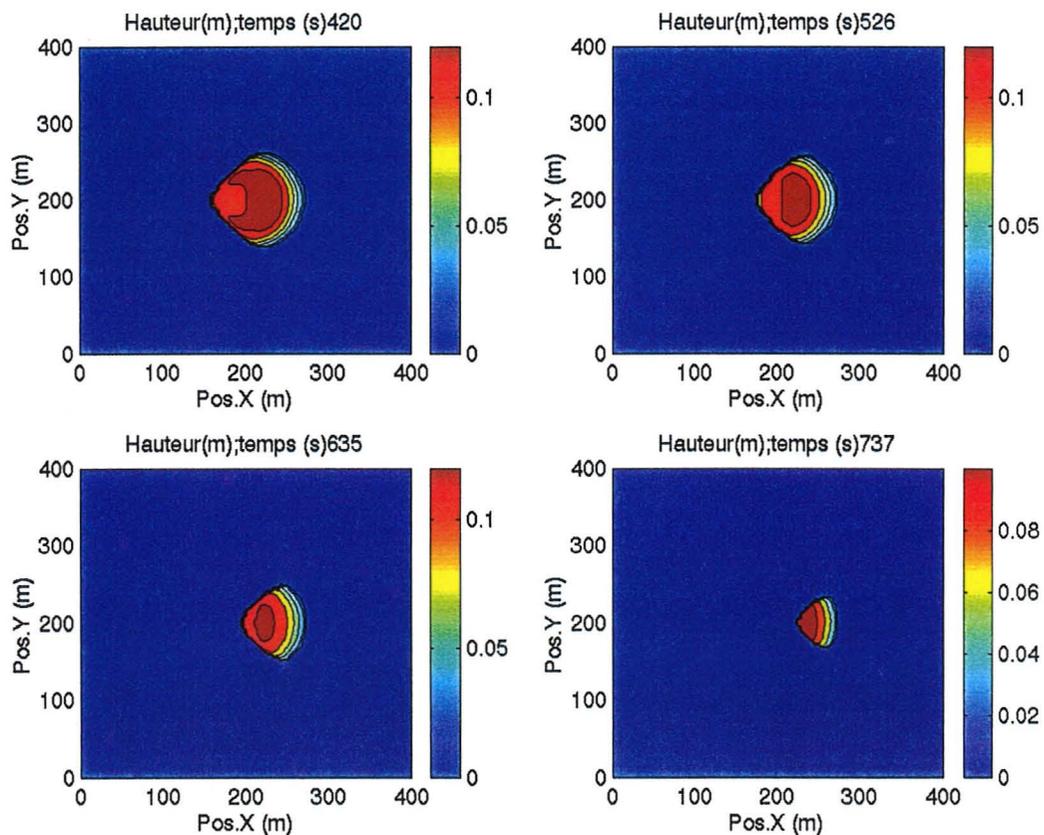


Figure 3-13 – Etalement sur le fond du rejet par DAM : évolutions spatiale et temporelle de l'épaisseur du courant de densité.

L'évolution temporelle présentée dans la figure 3-14 indique qu'au-delà des 10 premières minutes le pourcentage de matière restant dans le courant

de turbidité est très faible. On peut ainsi expliquer que le faible panache observé au-delà des 15 minutes par la turbidité générée près du front ne concerne que très peu de matières. Le dépôt final estimé par la simulation est inférieur à 2 mm. Ce dépôt, majoritairement constitué au voisinage du point d'impact, s'étale dans le sens du courant. Son extension finale est de l'ordre de 100 m.

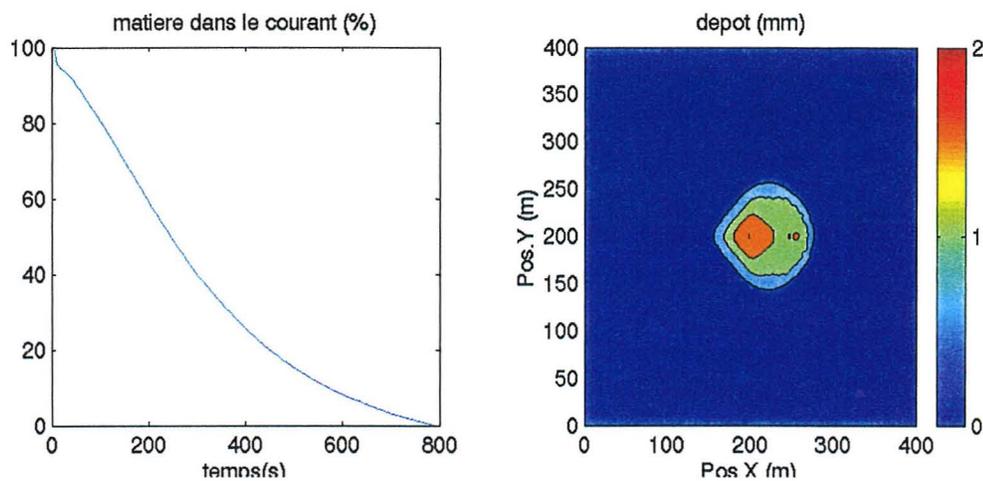


Figure 3-14 – Evolution du dépôt et dépôt final pour le clapage par DAM.

4.3.3.7. Discussion et conclusions

Les observations réalisées ne permettent pas de décrire en détail l'évolution des rejets par clapage dans le champ proche. Cependant celles-ci permettent de conforter l'approche de modélisation développée.

Le modèle numérique semble bien reproduire les échelles observées. Dans la phase de chute convective, le modèle reproduit bien la vitesse de chute estimée et la dimension du nuage observée sur le terrain. La grande majorité du matériau atteint le fond dès les premiers instants comme semblent indiquer les observations. Pour l'étalement sur le fond, le courant de densité simulé indique des échelles de temps très voisines de celles observées. Le courant semble se développer et se propager sur des échelles d'espace (dimensions et déplacement) cohérentes avec celles données par le suivi du panache turbide. Enfin, l'épaisseur du dépôt de quelques millimètres estimée par modèle semble en accord avec les carottages effectués après les clapages.

Les simulations numériques ont été appliquées à deux rejets de nature différente. Cette différence se traduit par une densité initiale du rejet : le rejet par DAM étant naturellement plus dilué. La différence de densité se traduit lors de la chute convective. Le rejet plus dense effectue sa chute plus rapidement, comme l'on pouvait s'y attendre. Cependant, cette vitesse plus importante lors de l'impact avec le fond accentue l'étalement et fait que la propagation sur le fond présente une remarquable constance entre les deux types de rejet. En effet, le courant de densité se propage avec une concentration et une épaisseur relativement constantes. Le rejet par DAM contenant moins de sédiments, car plus dilués, crée ainsi une empreinte plus réduite.

4.4. Tests écotoxicologiques

En vue de sélectionner parmi les bioessais les plus courants ceux qui étaient les plus aptes à différencier les différents contaminants des matériaux de dragage, dix sédiments type ont été soumis à titre comparatif à une batterie de tests. Cette étude réalisée dans le cadre du programme PNETOX comprenait les espèces suivantes :

- Bactérie *Vibrio fischeri* (Microtox®) détermination de la CE50 sur sédiment, extrait aqueux et organique,
- Phytoplancton *Phaeodactylum tricornutum* détermination de la CE50 sur sédiment, extrait aqueux,
- Crustacé *Artemia salina*, nauplii âgées de 48h, détermination de la CE50 sur sédiment,
- Copépode *Tigriopus brevicornis* détermination de la CL50 (copépodites et adultes) sur sédiment, extrait aqueux et organique,
- Amphipode fouisseur *Corophium arenarium* détermination de la CL50 adulte sur sédiment,
- Mollusque bivalve *Crassostrea gigas* détermination de la CE50 embryotoxicité sur sédiment,
- Poisson *Dicentrarchus labrax* (juvéniles) détermination de la CL50 sur sédiment.

Et complétés par deux tests de mutagénécité bactérienne, Ames et Mutatox® sur extrait organique.

D'après leurs réponses les différents tests peuvent être classés en quatre catégories :

- - sensibles et discriminants : Développement de larves de bivalve, copéopode *Tigriopus brevicornis* sur sédiment total (léthalité et acétylcholinestérase *in vivo* sur copépodites et femelles ovigères),
- - faible gradient de réponse : Amphipode *Corophium arenarium*, Microtox®,
- - peu sensibles :
 - *poisson (juvéniles de *Dicentrarchus labrax*), les tests ont été réalisés selon OEDC Guideline 203 modifiée selon OSPARCOM 1995 "Protocol for a Fish Acute Toxicity Test" pour la méthodologie et NFT90-307 (juin 1985) « Détermination de la toxicité aiguë d'une substance vis à vis de *Dicentrarchus labrax* pour la température d'incubation fixée à 19°C +/- 1°C ». Dans les conditions du test et à la concentration maximale de 32 g de sédiment testé par litre, on n'observe pas d'effet toxique,
 - *phytoplancton (*Phaeodactylum tricorutum*), les tests n'ont montré aucune inhibition de la croissance algale sur les sédiments étudiés pour des extraits aqueux de 250 grammes de sédiment par litre,
 - *microcrustacé *Artemia salina* ; trois CE50 seulement ont pu être calculées sur les dix sédiments type et les résultats obtenus sont relativement proches des concentrations maximales testées,
- - interprétation des résultats délicate : tests de mutation génique (Ames, Mutatox®). Les résultats des deux séries de tests indiquent que le test Ames est très sensible puisque un effet mutagène est obtenu sans et avec activation pour tous les sédiments, à l'exception de trois dont les scores de risque sont les plus faibles (< 1). Le test Mutatox® est plus discriminant : cinq sédiments n'entraînent pas de mutation, seul le sédiment au score de risque le plus élevé est mutagène sans et avec activation. Il n'est pas possible de corréliser les réponses de ces deux essais ni aux scores de risque ni aux niveaux des contaminants analysés. Il est à noter que la mutagénicité selon le test Mutatox® apparaît essentiellement dans les ports situés au sud de Brest. Les substances responsables des effets mesurés étant de toute évidence autres que celles analysées dans le cadre de l'étude.

Ces observations nous ont conduit à retenir, pour l'évaluation de la toxicité totale des matériaux de dragage, les trois tests ci-après en raison de leur sensibilité et de leur aptitude à rendre compte d'une large gamme d'effets :

1 - Embryotoxicité des œufs fécondés de bivalve ; huître creuse (*Crassostrea gigas*) ou moule (*Mytilus edulis*). La méthodologie adoptée est celle du protocole EPA/OPPTS 850-1055 (avril 1996) – "Bivalve acute toxicity test (Embryo-larval)" modifié. La toxicité des sédiments est

alors évaluée en déterminant le pourcentage d'anomalies de développement embryonnaire pour des expositions à des concentrations en sédiment comprises entre 0 et 10 g.l⁻¹. Les résultats permettent de discriminer de façon satisfaisante tous les sédiments étudiés. La gamme des réponses varie de quelques milligrammes à quelques grammes de sédiment par litre de milieu expérimental ; le sédiment considéré comme non toxique à la dose maximale testée figure parmi les moins contaminés de la sélection,

2 - Microtox[®] phase solide. C'est un bioessai sensible basé sur la bioluminescence de la bactérie marine *Phosphobacterium phosphoreum* (ou *Vibrio fischeri*) qui peut être activée ou inhibée en présence de substances toxiques. La lumière émise est mesurée avec un photomètre dans des conditions contrôlées qui permettent de quantifier la toxicité des composés testés. Le test a été réalisé suivant la norme ISO/FDIS 11348-3 (1998) et les sédiments ont été préparés selon le mode opératoire proposé par Microtox M500 : « Microtox Acute Toxicity Solid-Phase Tests ». Tous les tests pratiqués en phase solide indiquent une toxicité importante avec une gamme de réponse relativement limitée. Le protocole « phase solide » n'est applicable que pour de faibles concentrations de sédiment. En effet, les extraits turbides contiennent des particules de petites tailles qui arrêtent une part importante de la lumière émise et donnent artificiellement des toxicités apparentes surévaluées. Les essais en phase aqueuse n'ont pas permis la mise en évidence d'effets toxiques pour les deux phases étudiées, lixiviats et eaux interstitielles. La toxicité de la fraction organique est apparue toujours inférieure à celle du sédiment total.

3 - Corophium arenarium, le mode opératoire adopté est basé sur deux documents : le protocole adopté pour l'exercice OSPARCOM 1995 –« A sediment bioassay using an amphipod *Corophium* sp. » et l'avant projet de norme ISO 1998 : T 95 E doc 144 – « Détermination de la toxicité aiguë des sédiments marins vis à vis des amphipodes ». 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 où les animaux ont été récoltés. Les valeurs de CE50 ont pu être calculées pour trois sédiments ; deux autres valeurs peuvent être estimées car légèrement supérieures au sédiment non dilué. Des CE15 (15% de mortalité) ont pu être déterminées quand des mortalités inférieures à 50% ont été observées.

4 - *Tigriopus brevicornis*. Cette méthode de détermination de la toxicité aiguë des sédiments dérive du protocole normalisé ISO / DIS.14 669 pour les copépodes marins *Acartia tonsa*, *Tisbe battagliai* et *Nitocra spinipes*.

Les protocoles détaillés sont décrits dans le dossier « Tests de Toxicité » du logiciel « Géodrisk ».

Des 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 : elles ne sont strictement utilisables que pour évaluer les risques des sédiments portuaires.

5. Campagne de mesure

Une campagne multidisciplinaire d'immersions de boues portuaires, destinée à valider le modèle et à acquérir des connaissances sur le comportement des contaminants a été programmée dans le Golfe de Fos en octobre 2000 avec l'appui du navire océanographique de l'Ifremer « Europe ». Pour des raisons climatiques particulières, vents forts prévus pour une période prolongée interdisant les mesures à la mer, cette campagne a dû être interrompue deux jours après son démarrage, sans que les clapages expérimentaux aient été réalisés.

Cette campagne a été reprise sans l'appui du N/O « Europe », en mai 2001, et menée à son terme. Le rapport détaillé de cette campagne intitulée « Fos 2001 » est annexé en document séparé au présent rapport.

5.1. Le site de Fos

5.1.1. situation géographique (cf. Carte en annexe)

Le site d'étude a été retenu avec le concours de la CQEL 13 et le Port Autonome de Marseille. Il s'agit du secteur dans le Golfe de FOS (13), autorisé pour l'immersion des boues de dragages des zones portuaires proches, comme Istres (700 m³), Martigues (3300 m³), St Chamas (900 m³), le Poste pétrolier n°1 de Fos (3000 m³), soit un total d'environ 7900 m³ (données CQEL 13). Il est situé à 20 miles environ de Marseille soit environ quatre heures de trajet par barge

Ce site est divisé en quatre cadrans. Le cadran 3, apparaît comme le plus "propre", car n'ayant pas fait l'objet de rejet de dragage, mais les profondeurs y sont relativement plus élevées. Le secteur W à NW du site est celui où les profondeurs sont les plus favorables pour le suivi (< 25 m), les plus faibles et de l'ordre de 20 m. Ce contexte a conduit, avec l'accord de CQEL 13, à désigner le point le plus favorable pour le clapage expérimental, dans et en limite de la zone officielle, ce qui permet de respecter les zones autorisées et d'éviter toute procédure administrative spécifique. Ce site est assez bien connu sur le plan physique et biologique : il a été l'objet de plusieurs études scientifiques conduites par le Centre Océanologique de Marseille et d'une étude d'impact (CQEL 13). Ses principales caractéristiques sont résumées ci-après.

5.1.2. Milieu physique

- profondeurs faibles, de l'ordre de 20 m,
- faible turbidité naturelle des eaux,

- site abrité et à l'écart des principales routes des plaisanciers,
- proximité de la côte, des facilités d'accès et donc d'expérimentation *in situ*.

5.1.3. •Courants

- généralement faibles de 5 à 10 cm.s⁻¹, liés au vent, portant au NNE par régime de mistral établi, et au SSW par régime d'est (SSE),
- faible pouvoir de mobilisation (des dépôts sédimentaires), sauf en régime de tempêtes,
- faible pouvoir de dispersion des matériaux qui s'effectuerait de façon dominante selon un axe du Nord vers le Sud, par régime de NW, en direction du chenal et en direction inverse vers le SSW et vers le large par régime de SE.

5.1.4. •Sédiments

Les sédiments sont assez homogènes, très riches en vases (diamètre médian compris entre 6 et 12 µm). Dans la fraction totale, on trouve plus de 80 % de fines, 5 à 10 % de sables, entre 10 % et 15 %, d'argiles, et la présence de galets.

Le site d'études plus au nord apparaît relativement plus riche en éléments grossiers (13,8 % supérieurs à 2 mm). Les faciès rencontrés seraient intermédiaires entre "dépôts en présence d'un courant" et "dépôts par décantation".

5.1.5. •Hydrologie le plancton

Leveau et coll. distinguent une zonation géographique dans le golfe de Fos:

- une zone sud/sud-est, au large, avec des salinités moyennes à élevées (37,5), avec une bonne transparence des eaux (Secchi = 16 m), des teneurs moyennes en carbone (44 µg.l⁻¹) et une pauvreté relative du phytoplancton (130 Cell.ml⁻¹) importantes ;
- une zone centrale, sous l'influence de l'étang de Berre, avec des salinités moyennes à faibles (32), la transparence des eaux médiocre (Secchi = 5 m), les teneurs moyennes en carbone (856 µg.l⁻¹) et le nombre moyen de cellules du phytoplancton (5000 cellules.ml⁻¹) importantes ;

- une zone au nord du golfe, intermédiaire : salinité (36), teneurs moyennes en carbone ($426 \mu\text{g.l}^{-1}$) et nombre moyen de cellules phytoplanctoniques ($487 \text{ cellules.ml}^{-1}$).

La biomasse phytoplanctonique (chlorophylle) est plus élevée dans la zone d'étude qu'au large et les communautés planctoniques semblent peu structurées et caractérisées par de faibles diversités spécifiques (dominance de quelques espèces). Elles sont tributaires des apports continentaux d'eaux douces provenant du Rhône et de l'étang de Berre.

5.1.6. •Qualité du milieu

Pour ce qui concerne la qualité des eaux, une station RNO existe depuis 1978, à 2 km au SE du site expérimental. Les teneurs en contaminants chimiques des sédiments y sont peu élevées, au regard de la proximité de sédiments contaminés du Golfe de Fos. Les enrichissements dans le Golfe de Fos, sont issus des apports du Rhône (Darse Nord) et de Berre (Caronte) ainsi que de l'activité conchylicole (Carteau). Le gradient attendu dans la zone entre les apports et le milieu peut varier entre 2 et 125 selon le contaminant chimique considéré.

5.1.7. •Benthos

Il se caractérise par des biocénoses habituelles dans la région. On distingue les biocénoses:

- de Sables Fins bien Calibrés (SFBC), de la zone côtière du littoral provençal,
- des Sables Vaseux de Mode Calme (SVMC), résultant d'envasement de zones abritées,
- de la Vase Terrigène Côtière (VTC), qui occupe les biotopes de vase pure du plateau continental au large du delta du Rhône entre 10 et 100 m de profondeur,
- des fonds Détritiques Côtiers (DC) qui recouvrent les fonds de sables moyens et grossiers du golfe de Marseille entre 20 et 90 m de profondeur,
- des fonds Détritiques Envasés (DE).

Les espèces rencontrées, inféodées à la texture du sédiment, sont surtout des vasicoles :

- les espèces vasicoles strictes,
- les espèces vasicoles tolérantes (1), capables de supporter des forts taux de sédimentation, et pouvant donc être présentes au droit du Rhône,

- les espèces vasicoles (2), moins tolérantes, qui ne sont présentes que sur les marges de la biocénose de la VTC,
- des espèces inféodées à une fraction plus grossière du substrat (sabulicoles, gravellicoles, détriticoles,...),
- des espèces de substrats meubles ayant une large répartition écologique, qui du fait de leur indépendance vis-à-vis de la texture du sédiment, tendent en cas de déséquilibre à remplacer les espèces les plus représentatives d'un biotope et à proliférer.

Le rapport entre les proportions (%) des individus " % vasicoles (1) / % vasicoles (2)" renseigne sur les conditions de sédimentation ayant prévalu. Un rapport > 1 indique, un taux de sédimentation plutôt élevé ou une remise en suspension importante de la couche superficielle.

Les limites géographiques des diverses biocénoses benthiques reconnues dans le golfe de Fos ont peu varié au cours des 30 dernières années. En 1964, on trouvait sur le site la biocénose de la Vase Terrigène Côtière (VTC), essentiellement constituée de vasicoles (2) (respectivement 59 et 62 %). Un petit nombre d'espèces prédominaient: le Polychète *Maldane globifex* et l'ophiure *Amphiura chiajei*. De 1969 à 1972, une partie de la zone sud-est semble avoir été l'objet de rejets de dragages du port. Ceci a favorisé des espèces inféodées à la fraction sable et gravier (mollusques et petits crustacés), au détriment des espèces vasicoles qui ont régressé voire disparu (cas de *Maldane globifex*). Des espèces vasicoles (2) ont été remplacées : des espèces vasicoles (1) comme le mollusque bivalve *Thyasira flexuosa* (17,6 % du peuplement total en 1972) favorisées par la turbidité engendrée par la remise en suspension des sédiments, et des espèces non inféodées à une texture particulière du sédiment, et indicatrices d'instabilité comme le polychète *Lumbrineris latreilli* (14,3 % du peuplement en 1972). Jusqu'en 1979, le site n'a plus été soumis à des rejets de matériaux. L'envasement (naturel) qui s'est alors opéré, a favorisé la prolifération d'espèces vasicoles (1), en particulier de *T. flexuosa* et d'espèces indicatrices d'instabilité comme *L. latreilli* (27 % en 1976) et *Corbula gibba* (25,2 % en 1978). Après 1979 et la fin des grands travaux, on assiste à la stabilisation des conditions sédimentaires et à une timide réinstallation des espèces vasicoles (2), leur dominance reste cependant très inférieure à celle des vasicoles (1) ; le rapport % Vasicoles (1)/% vasicoles (2) égal à 0,38 en 1964, était supérieur à 7 pendant la durée des travaux et est actuellement égal à 3,8. Actuellement, la structure biocoénotique est redevenue celle d'une VTC. Plus de 50 % des espèces peuplant la zone sont des vasicoles, en majorité des vasicoles (1) (les 4/5ème environ), pouvant supporter un taux de sédimentation élevé. Le taux global des vasicoles reste cependant inférieur à celui de la période

précèdent les travaux (53,7 % en 1993 au lieu de 81,8 % en 1964). Le nouvel équilibre atteint reste très éloigné de l'état initial (avant travaux).

5.2. Stratégie et dispositif de mesure

La campagne de mesure et d'échantillonnage a eu lieu du 30 avril au 13 mai 2001 dans la zone d'immersion autorisée du Golfe de Fos. Pendant cette période les trois immersions initialement envisagées ont été réalisées : les 3 et 5 mai à partir de dragages à la benne preneuse par l'entreprise EMCC ; le 9 mai à partir de la Drague Aspiratrice en Marche « Cap Croisette » du Service Maritime de Navigation du Languedoc Roussillon. Les volumes clapés à chaque opération étaient de l'ordre de 250 à 300 m³

Le suivi des panaches était assuré par un ensemble d'instruments de mesure disposés sur trois vedettes :

- « Largado », du Service Maritime des Bouches du Rhône
- « Calambo II », du Port Autonome de Marseille ;
- « Bigorno », du Port de Marseille ;

Les prélèvements de grands volumes d'eau (20 litres), destinés à l'analyse des contaminants dissous et particulaires, étaient effectués par pompage à bord de « l'Aiguade » (SM13). Les points de prélèvement étaient localisés selon les indications données par les bouées dérivantes matérialisant la direction d'évolution du panache et les sondes turbidimétriques des vedettes de suivi. Les prélèvements ont été conditionnés pour l'analyse à bord du container « chimie propre » de l'Ifremer installé sur le Centre Polmar de Port de Bouc.

Des prélèvements sur les matériaux dragués ont été effectués, lors du chargement, avant et après immersion, afin de déterminer l'évolution de la toxicité du sédiment au cours du temps. En fin de campagne, des lots de moules (*Mytilus galloprovincialis*) et de murex (*Hexaplex trunculus*) ont été implantés à différentes distances du point de clapage, selon la méthodologie élaborée dans le cadre du Réseau Biointégrateurs Biologiques (RINBIO). Les niveaux de présence en contaminants métalliques et organiques dans les moules, après six semaines d'immersion, donneront une indication sur les apports en contaminants des sédiments immergés. Les échantillons de murex, sur lesquels seront déterminés les taux d'imposex, constitueront des bioindicateurs de la contamination des eaux par le tributylétain.

La partie expérimentale de la campagne FOS 2001 s'est achevée avec la relève des lots de moules et de murex le 25 juillet 2001.

CHRONOLOGIE DE DEROULEMENT DE LA CAMPAGNE FOS 2001		
MAI 2001	ACTIONS	REALISEES
	MATIN	APRES-MIDI
Mardi 1	Arrivée, Préparation des matériels sur site (Fos)	Préparation des matériels
Mercredi 2	Chargement dans le bassin d'Arcenc – prélèvements à bord de la benne	Reconnaissance et instrumentation
Jeudi 3	clapage BENNE 1 à 11h 39 suivi du panache jusqu'à 13h 57	Bathymétrie et prélèvements sédiments film
Vendredi 4	Chargement dans le bassin d'Arcenc prélèvements Pose de trois séries de jalons	Préparation des embarcations et matériels
Samedi 5	clapage BENNE 2 à 11h35 suivi du panache jusqu'à 13h20 perte 1 OBS	Bathymétrie et prélèvements sédiments déposés pour analyse LHMA
Dim. 6	Stand by	
Lundi 7	Préparation du matériel	Tests de toxicité
Mardi 8	Debriefing Préparation du matériel	
Mercredi 9	Chargement et prélèvement à bord de la DAM"Cap Croisette" clapage à 12h35 suivi du panache jusqu'à 14h30	
Jeudi 10	bathymétrie et prélèvements par plongeurs pose des filières à moules et murex	Prélèvements pose des cages à moules et murex
Vendredi 11	Rangement et embarquement du matériel	fin de campagne sur site
Mardi 15	Prélèvement des moules	
Juin Mercredi 13	Prélèvement de moules	
Lundi 25	Prélèvement de moules, relevage cages Murex	
Juillet Vendredi 15	Prospection ROV / Océan Consult	
Juillet Mercredi 25	Relevage des filières à moules Prélèvement sédiments	

Tableau 4-1 : Déroulement chronologique de la campagne Fos 2001.

6. Suivi de la contamination chimique

B. Boutier, D.Auger, E. Chartier, J. Sanjuan, I. Truquet.

6.1. Matériels et méthodes

6.1.1. Prélèvements des matériaux dragués (tab 5-1)

Un prélèvement de boue a été réalisé dans la benne 2 le 5 mai. Une aliquote de ce sédiment a été congelée telle quelle. Une autre aliquote a été tamisée avant congélation, fournissant une fraction inférieure à 70 μ m et une fraction comprise entre 2 mm et 70 μ m.

Deux prélèvements ont été réalisés dans la D.A.M. le 9 mai : un lors du remplissage, l'autre avant clapage. L'échantillon prélevé avant clapage a été fractionné comme celui de la benne 2. On a également prélevé de l'eau surnageante pour analyse des éléments dissous. Ce dernier échantillon a été filtré comme les échantillons de la colonne d'eau.

DATE	N° Echantillon	Commentaires
05/05/01	101	Benne 2. Sédiment total
05/05/01	102	Benne 2. Fraction < 70 μ m
05/05/01	103	Benne 2. Fract >70 μ m et < 2mm
09/05/01	104	D.A.M. Total Au chargement
09/05/01	105	D.A.M. Total Au clapage
09/05/01	106	D.A.M. < 70 μ m Au clapage
09/05/01	107	D.A.M. > 70 μ m Au clapage

Tableau 5-1. Echantillons de boues de dragage.

6.1.2. Prélèvements de sédiment (tab 5-2)

Le 3 mai 2001, des échantillons de sédiment ont été prélevés à l'aide d'une benne « orange peel » avant le clapage sur les points A,C,M et après clapage sur les points E et F.

Le 10 mai une carotte (tube plexiglas) a été prélevée par plongeur sur le point de clapage de la D.A.M.. On y a échantillonné des horizons épais de 1cm, centrés sur 0,5 ; 4,5 ; 7,5 ; 13,5 et 18,5cm.

DATE	N° Echantillon	Commentaires
03/05/01	108	Diagonale de la zone de clapage du 5 mai. Pt A
03/05/01	109	Diagonale de la zone de clapage du 5 mai. Pt C
03/05/01	110	Diagonale de la zone de clapage du 5 mai. Pt M
03/05/01	111	Zone de clapage du 3 mai. Pt E
03/05/01	112	Zone de clapage du 3 mai. Pt F
10/05/01	113	Carotte. Horizon 0 – 1 cm
10/05/01	113	Carotte. Horizon 4 – 5 cm
10/05/01	113	Carotte. Horizon 7 – 8 cm
10/05/01	113	Carotte. Horizon 13 – 14 cm
10/05/01	113	Carotte. Horizon 18 – 19 cm

Tableau 5-2. Echantillons de sédiments.

Les échantillons ont été placés dans des flacons de polystyrène cristal préalablement nettoyés à l'acide nitrique dilué (1%) et congelés immédiatement.

6.1.3. Prélèvements dans la colonne d'eau.

Trois échantillons ont été prélevés le 3 mai 2001 à 5, 12 et 24 m pour servir de référence. Lors des clapages, le panache a été échantillonné à différentes profondeurs en suivant des bouées dérivantes larguées sur le point de clapage au moment de l'ouverture des dragues. Chaque bouée était équipée d'un dispositif lui permettant de suivre la dérive d'une masse d'eau située à une profondeur donnée (drogue). Nous avons suivi celle qui indiquait la dérive de l'eau de fond. Les échantillons ont été prélevés à l'aide d'une pompe centrifuge électrique à turbine PVDF préalablement nettoyée à l'acide dilué. Le tuyau et les bidons (20 l) étaient en polyéthylène et avaient été nettoyés à l'acide (HCl 50 %, puis HCl 10% puis rinçage à l'eau milli RO). Les heures et profondeurs d'échantillonnage pour chaque échantillon figurent dans le tableau 5-3.

DATE	Echantillon	Heure de prélèvement	Profondeur	Commentaires
03/05/01	1	10h00	24 m	référence
03/05/01	2	10h15	12 m	référence
03/05/01	3	10h20	5 m	référence
05/05/01	7	11h25	6 m	Benne 2
05/05/01	8	11h40	15 m	Benne 2
05/05/01	9	11h57	18 m	Benne 2
05/05/01	10	12h18	18 m	Benne 2
05/05/01	11	12h47	18 m	Benne 2
05/05/01	12	13h03	20 m	Benne 2
09/05/01	13	12h40	10 m	D.A.M.
09/05/01	14	12h44	10 m	D.A.M.
09/05/01	15	13h04	10 m	D.A.M.
09/05/01	16	13h30	5 m	D.A.M.
09/05/01	17	13h55	20 m	D.A.M.

Tableau 5-3. Prélèvements d'eau et de matières en suspension.

De retour à terre, les échantillons ont été conditionnés dans un container propre, sous hotte à flux laminaire classe 100. Chaque bidon de 20 l a été fractionné en aliquotes pour l'étude des différents paramètres. Les échantillons destinés à l'étude des métaux ont été filtrés en ligne sur filtre Nuclepore préalablement nettoyés par HNO₃ suprapur à 5 % à l'aide d'une pompe ASTI en téflon. Les filtrats ont été recueillis dans des flacons en polyéthylène nettoyés à l'acide (HNO₃ 50%, pendant 4 jours, puis HNO₃ 10 % pendant 4 jours, rinçage à l'eau milli Q, stockage remplis d'eau milli Q acidifiée par HNO₃ suprapur), et acidifiés par HCl (Merck, Suprapur, concentration finale 0,15 %) avant d'être stockés emballés dans de deux sacs de polyéthylène. Les filtres ont été conservés au congélateur pour analyse des métaux particuliers.

Les échantillons destinés à l'analyse du mercure ont été filtrés sur filtre en téflon hydrophile par le même procédé. Ils ont été recueillis dans des flacons en téflon (PFA) avant d'être acidifiés (HCl Seastar, concentration finale 0,5%). Les filtres ont été congelés.

Les échantillons destinés à l'analyse du carbone organique, de l'azote et du soufre particuliers ont été obtenus par filtration sur Whatman GF/C. Les filtres ont été congelés avant séchage et analyse.

6.1.4. Analyses : sédiments, matières en suspension, boues.

Après lyophilisation, les sédiments et les boues ont été solubilisés par HF, et HNO₃ selon la méthode décrite par Loring et Rantala (1990). Les métaux ont été dosés par spectrophotométrie d'absorption atomique sans flamme pour Pb, Cd, Cu, Mn, Ti et avec flamme pour Zn, Fe, Al. Le mercure des sédiments a été dosé par fluorescence atomique sur un appareil automatique AMA 254. Les filtres Nuclepore destinés à l'analyse des métaux ont été séchés à l'étuve avant de subir la même attaque que les sédiments. Les filtres teflon destinés à l'analyse du mercure particulière ont été attaqués par HNO₃. Le mercure a été dosé dans la solution résultant de cette attaque par fluorescence atomique après réduction par le chlorure stanneux (Quemerais et Cossa, 1995).

6.1.4.1. Analyses : métaux dissous

Les métaux dissous ont été analysés par absorption atomique sans flamme après complexation par APDC / DDDC, extraction dans le Fréon et extraction en retour dans l'acide nitrique selon la méthode décrite par Danielsson *et al.* (1982). Le manganèse dissous a été dosé par spectrométrie d'absorption atomique sans flamme en injectant directement l'eau acidifiée et diluée dans le four graphite. Deux groupes de formes chimiques du mercure dissous ont été dosés :

- Le mercure "réactif" est réduit en Hg 0 par le chlorure stanneux et quantifié par fluorescence atomique après piégeage sur sable doré,
- Le mercure total comprend, en plus du mercure réactif, des espèces organiques plus stables décomposées par l'action du brome avant la réduction par l'hydroxylamine et le chlorure stanneux. (Quemerais et Cossa 1995).

6.2. Etat de référence

6.2.1. Colonne d'eau

Le 3 mai 2001, trois prélèvements ont été effectués, en surface, à mi-profondeur et au fond. Outre les paramètres d'accompagnement, les métaux dissous et particuliers ont été dosés dans ces échantillons supposés exempts d'influence due aux rejets de dragages. Ces résultats

figurent au tableau 5-7 et sont compatibles avec les valeurs observées dans la région lors d'études précédentes ; (Morley *et al.* 1997, Cossa *et al.* 1997). Elles traduisent une certaine influence du Rhône. Des variations importantes peuvent être attribuées à des contaminations ponctuelles des échantillons (exemple de la valeur de 98 ng.l⁻¹ en plomb à la profondeur de 12 m).

Les concentrations dans les particules du milieu avant rejet sont également proches des valeurs naturelles en milieu côtier méditerranéen. Certaines valeurs un peu élevées peuvent s'expliquer par les apports du Rhône et la proximité des installations portuaires de Fos sur mer.

6.2.2. Sédiments

Les concentrations de référence sont celles des sédiments sur le site avant rejet (tab.5-4). Cinq échantillons de sédiment superficiel ont été prélevés le 3 mai 2001: trois (108,109,110) sur la zone de clapage du 5 mai (il s'agit donc de sédiment indemne d'influence des rejets), deux (111 et 112) sur la zone de clapage du 3 mai, peu après le rejet. Une carotte de 5 niveaux a été réalisée sur la zone de clapage du 3 mai. Les concentrations en métaux des niveaux profonds sont très proches de celles des sédiments superficiels prélevés à la benne.

n°station	référence	Horizon	date	eau %	C.O.P. %	N.O.P. %	C/N	S %	Cd µg/g	Pb µg/g	Cu µg/g	Ni µg/g	Co µg/g	Cr µg/g	Al %	Fe %	Zn µg/g	Mn µg/g	Ti µg/g	Hg µg/g
108	Zone de clapage du 5 mai	0 à -1cm	03/05/01	43.9	1.6	0.1	16	0.1	0.16	33.9	21.8	31.5	7.8	63	4.51	2.35	89	521	3292	0.31
109		0 à -1cm		47.3	1.41	0.13	10.85	0.17	0.19	36.6	27.0	33.2	8.4	75	5.13	2.59	99	561	3562	0.29
110		0 à -1cm		43.9	1.4	0.1	14	0.09	0.17	34.2	23.4	32.4	8.0	64	4.72	2.39	92	505	3179	0.28
111	zone de clapage du 3 mai	0 à -1cm		48.4	1.46	0.11	13.27	0.12	0.17	27.8	22.7	31.8	7.9	69	4.80	2.43	89	526	3189	0.25
112		0 à -1cm		44.8	2.82	0.13	21.69	0.17	0.73	62.4	90.6	31.7	7.7	88	5.20	2.54	134	505	3692	1.70
113	Carotte n°1	0 à -1cm	10/05/01	61.9	3.04	0.16	19	0.55	3.07	148	331	33.1	7.8	97	4.13	2.31	272	495	2576	6.51
114		-4 à -5 cm		37.4	1.54	0.09	17.11	0.07	0.16	34.2	21.3	30.1	7.8	66	4.39	2.28	88	477	3094	0.28
115		-7 à -8 cm		36.5	1.39	0.09	15.44	0.02	0.17	34.2	21.4	30.8	7.9	64	4.06	2.26	89	479	3099	0.29
116		-13 à -14 cm		35.4	1.16	0.1	11.6	0.14	0.22	39.5	25.3	32.8	8.7	71	4.70	2.36	100	493	3172	0.40
117		-18 à -19 cm		33.3	1.02	0.08	12.75	0.16	0.21	34.5	26.7	32.5	8.5	65	4.62	2.38	97	537	3305	0.36

Tableau 5-4. Composition des sédiments lors de la campagne FOS 2001

Les sédiments portuaires dragués contiennent de très fortes concentrations en Hg, Pb, Cd, Cu, Zn, que ce soit dans la benne ou dans la DAM, qui provenaient toutes deux du même bassin. Les deux chargements sont très comparables, les plus fortes différences sont observées pour le soufre, le cuivre et le zinc.

Il s'agit de sédiments fins contenant 75 à 80 % de particules inférieures à 63 µm dans le clapet, et 65 à 70 % dans la D.A.M..

Les concentrations en carbone organique sont élevées, (environ 10 %), beaucoup plus fortes que les valeurs observées dans les sédiments côtiers et les particules en suspension (1,6 et 1,3 % respectivement). Les rapports C/N des boues sont très élevés, ce qui caractérise une matière organique très dégradée. Les concentrations en soufre sont également beaucoup plus élevées dans les boues que dans le sédiment en place ou les particules, sans doute à cause de la présence de sulfures.

Le tableau 5-6 montre une forte différence entre les concentrations en métaux dans les deux fractions granulométriques, ce qui est explicable par le fait que les contaminants sont généralement associés à la fraction fine des sédiments, qui présente une plus grande surface spécifique.

Les concentrations totales observées dans la D.A.M. avant clapage sont plus faibles que celles observées au moment du chargement, ce qui peut être expliqué par un échantillonnage non représentatif de l'ensemble du contenu de la D.A.M. En effet en supposant que la composition granulométrique des boues n'a pas varié pendant le transport (F_g et F_f sont respectivement les pourcentages de particules supérieures et inférieures à 63 µm), et en considérant les concentrations dans chaque fraction mesurée avant clapage (respectivement C_g et C_f) on peut estimer une concentration moyenne du chargement avant clapage: $C_m = C_f * F_f + C_g * F_g$. En adoptant les valeurs du tableau 6 on constate que les concentrations moyennes estimées avant le clapage sont comparables à celles qui ont été mesurées lors du chargement.

Les facteurs d'enrichissement de ces boues par rapport aux sédiments naturels (Concentration dans les boues / Concentration dans les sédiments naturels avant clapage) sont très importants pour Hg (96), Cu (72), Cd (55), Zn (15), Cr (3,5), et dans une moindre mesure pour Ni (1,5). Pour Al, Fe, Co, Mn et Ti, les concentrations dans les boues sont équivalentes voire légèrement inférieures à celles des sédiments du milieu ouvert. Les facteurs d'enrichissement des boues par rapport aux matières en suspension sont sensiblement équivalents à ceux des boues par rapport aux sédiments. La différence essentielle est que les boues sont plus enrichies en Al et Fe par rapport aux particules en suspension que par rapport au sédiment.

Les rapports C/N dans les boues sont de l'ordre de 25, ce qui témoigne d'une dégradation importante de la matière organique. Ces rapports sont légèrement plus élevés que ceux du sédiment, et nettement plus élevés que ceux de la matière en suspension, où la matière organique est plus fraîche. On observe simultanément des concentrations en soufre nettement plus fortes dans les boues que dans le sédiment naturel et les particules de la colonne d'eau, ce qui est en accord avec l'aspect fortement réduit (couleur noire) des boues draguées et la forte odeur d'hydrogène sulfuré qu'elles dégagent.

6.3. Résultats du suivi.

6.3.1. Sédiment

Par comparaison avec les concentrations prises comme référence pour les côtes méditerranéennes ou d'autres zones côtières (tab.5-5), les sédiments prélevés avant clapage (108, 109, 110), présentent de légères traces de contamination par le plomb et le cadmium. Le mercure présente des concentrations nettement plus élevées que les références, en liaison sans doute avec la proximité du Rhône et des installations portuaires. Sur la zone prospectée après clapage par la benne, un des deux échantillons prélevés (111) est semblable à ceux qui ont été obtenus avant clapage (108, 109, 110), ce qui montre qu'il n'a sans doute pas été atteint par le panache. L'autre échantillon (112) présente des concentrations en métaux plusieurs fois supérieures à celles des points non atteints par le rejet. Les facteurs sont particulièrement importants pour Hg (6), Cd (4), Cu (4), et Pb (2). La concentration en zinc augmente moins nettement, et les variations des concentrations en Co, Ti, Al, et Fe ne sont pas significatives (tab 5-4).

De même la carotte prélevée après clapage par la benne montre un enrichissement très important en Hg, Cd, Pb, Cu, et Zn du niveau supérieur (0 - 1 cm, tab.5-4). Le niveau analysé suivant, compris entre 4 et 5 cm, présente des concentrations en métaux comparables à celles du sédiment superficiel non affecté par le rejet. L'influence du rejet s'arrête donc entre 1 et 4 cm sous la surface du sédiment. L'évolution temporelle à long terme de ce dépôt n'a malheureusement pas pu être suivie *in situ*.

6.3.2. Colonne d'eau

6.3.2.1. Métaux dissous

Les prélèvements d'eau et de matière en suspension ont été faits en suivant des flotteurs dont la partie immergée se trouvait à 20 m de profondeur. Nous pensions ainsi suivre la dilution du panache au cours du temps. En fait les résultats des teneurs en matière en suspension montrent que le flotteur n'a pas suivi rigoureusement le panache. Les concentrations en métaux dissous lors du suivi des flotteurs figurent dans le tableau 5-7 qui indique également les concentrations mesurées avant les rejets et dans l'eau surnageante des dragues.

n°station	référence	prof m	date	heure	Cd ng/l	Pb ng/l	Cu µg/l	Zn µg/l	Ni µg/l	Co ng/l	Fe µg/l	Hg réactif ng/l	Hg total ng/l	MES mg/l
1	référence fond	-24m	03/05/01	10h00	9	21	0.29	0.29	0.25	16	1.09	0.14	0.42	2.2
2	référence	-12m	03/05/01	10h15	8	98	0.28	0.36	0.28	36	0.37	0.16	0.36	1.2
3	référence	-5m	03/05/01	10h20	7	18	0.31	0.39	0.25	15	0.32	0.19	0.41	1.3
7	clapage benne	-5m	05/05/01	11h25	7	36	0.21	0.26	0.24	15	0.53	0.08	0.12	0.8
8	clapage benne	-15m	05/05/01	11h40	8	33	0.2	0.31	0.21	14	0.3	0.12	0.18	0.8
9	clapage benne	-18m	05/05/01	11h57	6	23	0.16	0.25	0.21	6	0.63	0.19	0.25	1.1
10	clapage benne	-18m	05/05/01	12h18	6	10	0.14	0.21	0.21	9	0.73	0.08	0.15	1.6
11	clapage benne	-18m	05/05/01	12h47	7	24	0.16	0.21	0.22	9	0.5	0.09	0.11	1.2
12	clapage benne	-20m	05/05/01	13h03	5	43	0.13	0.25	0.25	14	0.65	0.08	0.16	2.2
13	"DAM"	-10m	09/05/01	12h40	3	242	0.13	0.64	0.53	66	1.04	0.03	0.28	21.2
14	"DAM"	-10m	09/05/01	12h44	1	85	0.12	0.3	0.36	40	1.21	0.03	0.19	14.0
15	"DAM"	-10m	09/05/01	13h04	2	72	0.14	0.35	0.29	30	1.23	0.20	0.35	4.2
16	"DAM"	-5m	09/05/01	13h30	7	10	0.24	0.37	0.25	28	0.41	0.12	0.28	1.6
17	"DAM"	-20m	09/05/01	13h55	7	33	0.27	0.41	0.23	15	0.48	0.09	0.24	0.8
20	"DAM" eau surnageante		09/05/01	12h00	2	65	0.11	0.64	1.45	67	582	0.17	0.54	

Tableau 5-7 Concentrations en métaux dissous lors des suivis de bouées

Cadmium: Les concentrations sont comprises entre 5 et 8 ng.l⁻¹ après le clapage de la benne (fig.5-1), ce qui correspond aux valeurs de référence mesurées avant clapage. Une légère baisse est observée à la fin du suivi du panache. Lors du clapage par D.A.M., on observe en premier lieu de très faibles concentrations (1ng.l⁻¹) suivies d'un retour progressif aux niveaux de référence (7 ng.l⁻¹).

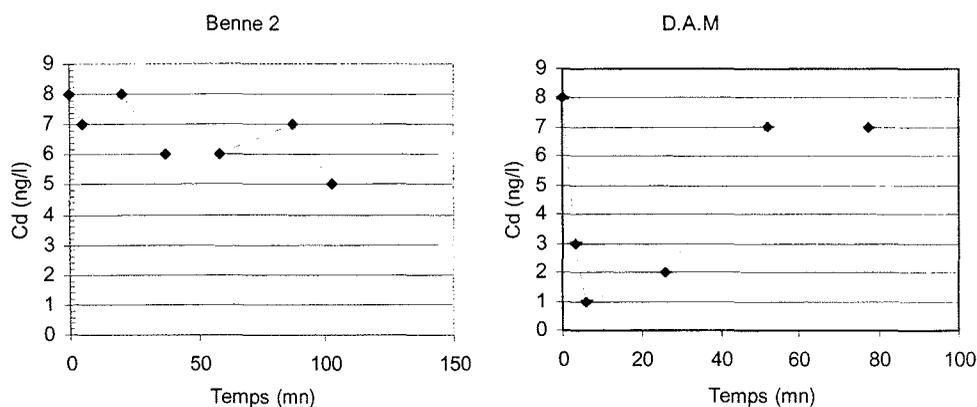


Figure 5-1. Concentrations en cadmium dissous après clapage par la D.A.M.. Le temps zéro correspond à la référence avant clapage

Les faibles valeurs observées lors des premiers prélèvements peuvent être expliquées par les faibles concentrations en cadmium mesurées dans les eaux surnageantes de la D.A.M., probablement dues au piégeage du cadmium par les sulfures. Une adsorption du cadmium ambiant sur les particules rejetées est également possible. C'est un phénomène que nous avons observé lors d'une expérience in vitro. De la même manière, les faibles concentrations observées à la fin du suivi du panache de la benne à clapet pourrait s'expliquer par un retour du flotteur dans une zone plus influencée par ce panache que celles qui ont été échantillonnées avant elle.

Plomb : Lors du premier clapage, les concentrations sont comprises entre 10 et 43 ng.l^{-1} , ce qui diffère peu des valeurs de référence si l'on considère comme douteuse la valeur de 98 ng.l^{-1} observée à 12 m de profondeur avant clapage. Le clapage des boues prélevées par excavatrice ne semble donc pas avoir une grande influence sur les concentrations en plomb dissous dans le champ proche (fig. 5-2).

En ce qui concerne le rejet par D.A.M., une très forte concentration est observée dans les premières minutes suivant le clapage (fig. 5-2). On retrouve les concentrations proches des niveaux de référence sur les deux derniers prélèvements (10 et 33 ng.l^{-1}). Cette situation est particulière, car les trois premiers échantillons prélevés après le clapage présentent des concentrations en plomb dissous supérieures à celles que nous avons mesurées dans l'eau surnageante de la D.A.M (65 ng.l^{-1}). Ceci pourrait suggérer un phénomène de dissolution du plomb dans l'eau de mer lors du

clapage, mais ne correspond pas au comportement habituel du plomb qui se montre très réactif vis à vis des particules. Cependant au cours d'expérimentations *in vitro* Calmano *et al.* (1994) observent un relargage modéré du plomb (0,68%) au début de l'expérience, suivi de la réadsorption de la quasi-totalité du plomb désorbé. Le même phénomène, plus accentué est observé par Pétersen *et al.*, (1996) qui l'attribuent à la désorption.

Quoi qu'il en soit, il apparaît qu'après une heure de suivi on ne retrouve pas trace significative de plomb dissous excédentaire dans la colonne d'eau du champ proche.

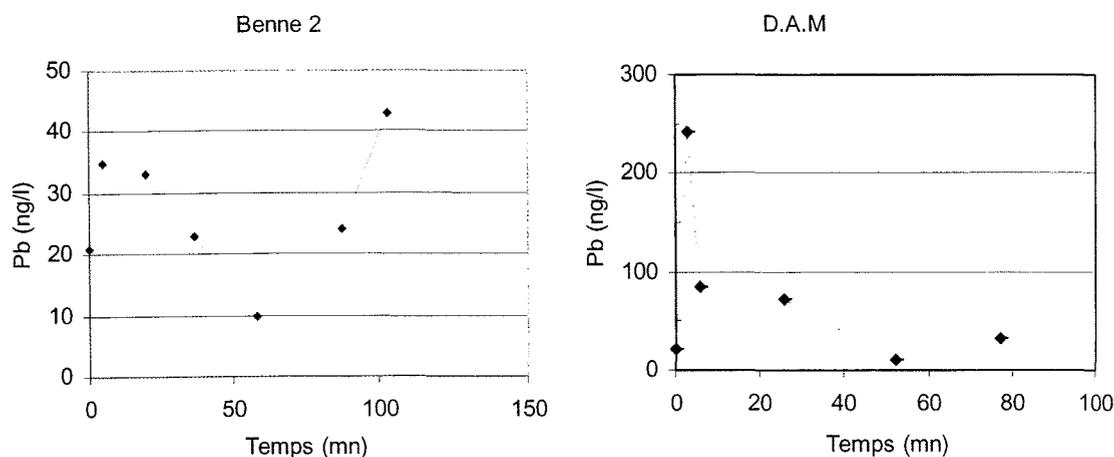


Figure 5-2. Concentrations en plomb dissous après clapage par la D.A.M. le temps zéro correspond à la référence avant clapage

Cuivre : L'eau surnageante est pauvre en cuivre dissous ($0,11 \mu\text{g.l}^{-1}$). Lors des deux clapages, on observe des concentrations en cuivre dissous inférieures ou égales à celles que l'on a mesurées avant le clapage.

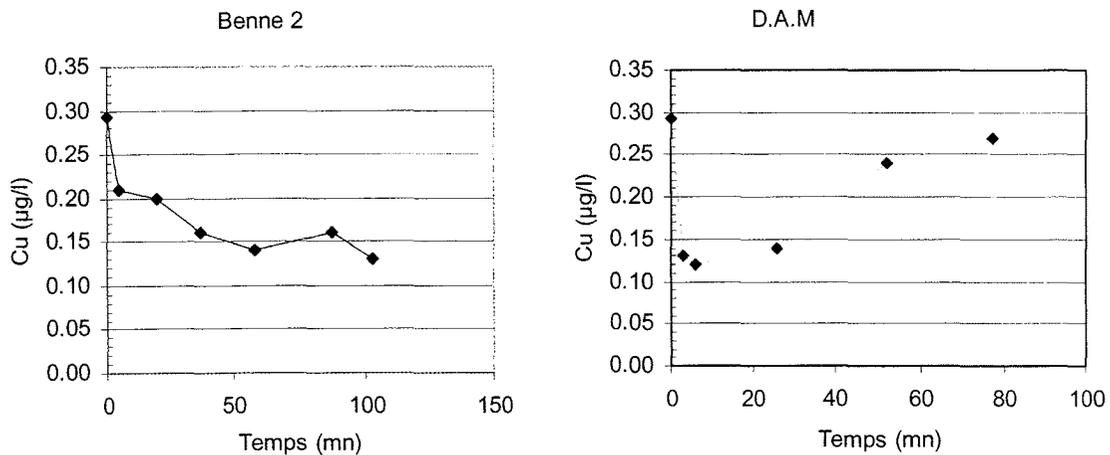


Figure 5-3. Concentrations en cuivre dissous après clapage par la D.A.M. (le temps 0 représente la valeur avant clapage).

Dans le cas de la benne excavatrice, (fig. 5-3) les concentrations mesurées sont de plus en plus faibles, mais la diminution est lente. De même que pour d'autres paramètres, c'est le dernier échantillon qui semble le plus influencé par le rejet : la concentration en cuivre y est la plus faible. Dans le cas de la D.A.M., les premiers échantillons paraissent très fortement influencés par le rejet (valeurs faibles) l'augmentation progressive des concentrations correspond à un retour aux conditions précédant le clapage.

Zinc : L'eau surnageante présente des concentrations en zinc doubles de celles de la référence. Lors des deux clapages, les concentrations en zinc dissous ne sont pas apparues très différentes des valeurs de référence, sauf sur le premier point de suivi de la DAM, qui correspond sans doute à un échantillon prélevé dans une eau très influencée par le rejet (fig. 5-4).

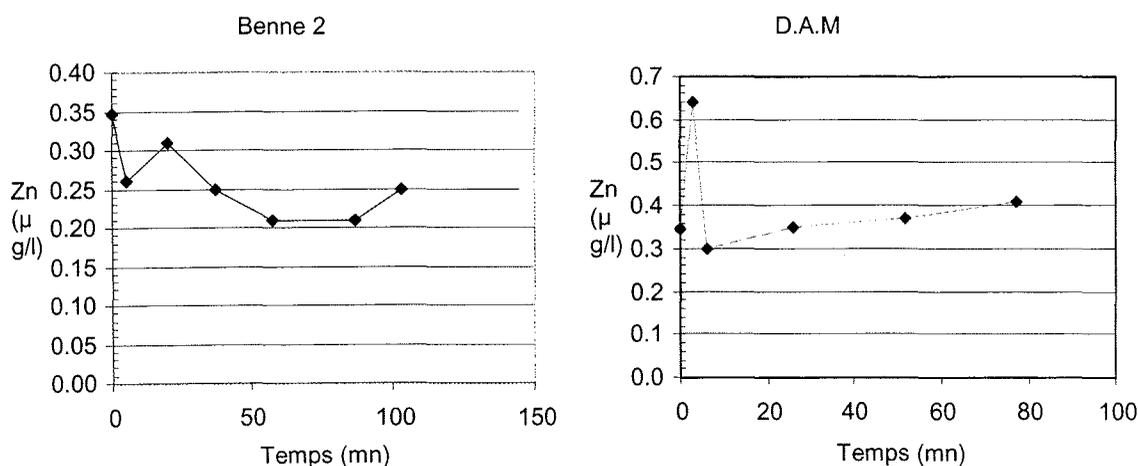


Figure 5-4. Concentrations en zinc dissous après clapage par la D.A.M. le temps zéro correspond à la référence avant clapage.

Nickel : Le suivi du panache après clapage de la benne chargée par excavatrice ne met en évidence aucun enrichissement en nickel dissous. Lors du suivi du panache consécutif au clapage par D.A.M., on observe une valeur plus élevée sur le premier point, qui peut s'expliquer par une proportion notable d'eau surnageante dans cet échantillon, car cette eau est significativement enrichie en nickel ($1,5\mu\text{g.l}^{-1}$). Les échantillons suivants montrent de résultats comparables aux valeurs de référence.

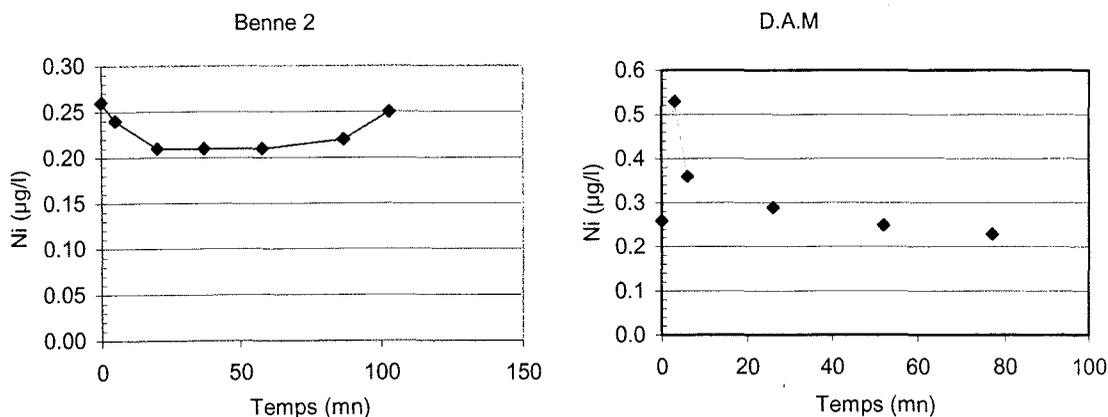


Figure 5-5. concentrations en nickel dissous après clapage par la D.A.M. le temps zéro correspond à la référence avant clapage

Cobalt : Après le clapage du 5 mai (drague excavatrice) les concentrations en cobalt dissous restent très faibles dans le champ proche, inférieures même aux valeurs de référence. Le premier échantillon prélevé après le clapage par la D.A.M. présente une concentration de 66 ng.l^{-1} , ce qui est nettement plus élevé que dans les échantillons de référence. Lors du suivi, les concentrations baissent constamment pour atteindre le niveau de référence après 1h 10.

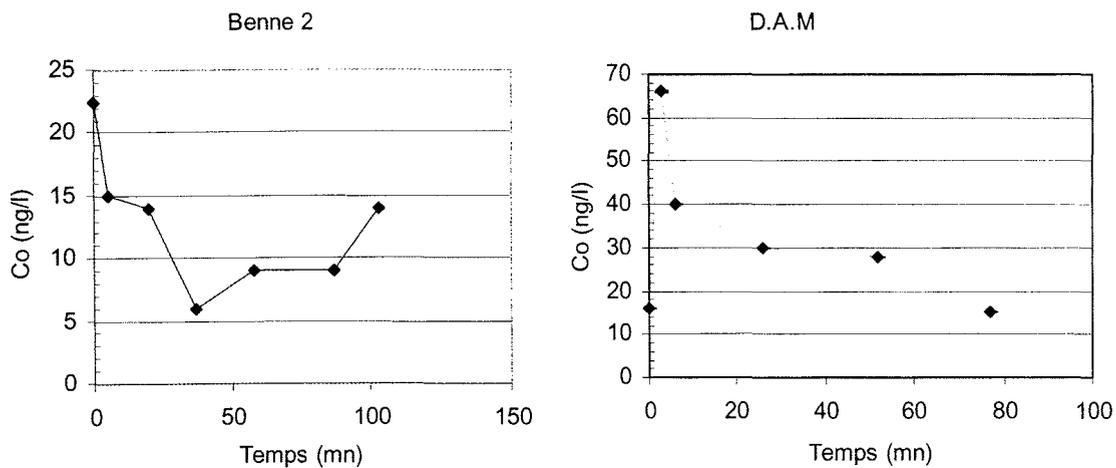


Figure 5-6. Concentrations en cobalt dissous après clapage par la D.A.M. le temps zéro correspond à la référence avant clapage

Fer : Avant les clapages, on observe une certaine variabilité des concentrations en fer dissous dans la colonne d'eau puisque les concentrations sont comprises entre $0,3$ et $1,1 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$. Les concentrations en fer dissous dans les eaux surnageantes de la D.A.M. sont très élevées, de l'ordre de $600 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$. Tout le fer n'est donc pas précipité sous forme de sulfures.

Après clapage (fig. 5-7), les concentrations dans la colonne d'eau sont comprises entre $0,3$ et $0,7 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$ dans le cas de la benne à clapet. Dans le cas de la D.A.M., elles sont comprises entre $0,4$ et $1,2 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$, les échantillons prélevés entre 3 et 26 minutes après l'ouverture de la DAM étant un peu plus riches en fer que les échantillons de référence. L'augmentation des concentrations paraît modeste au vu de l'importance des teneurs en fer dissous des eaux surnageantes. Il est probable que dès l'ouverture du clapet, le mélange des eaux de dragage avec l'eau de mer

bien oxygénée provoque la précipitation du fer dissous sous forme d'hydroxyde ferrique.

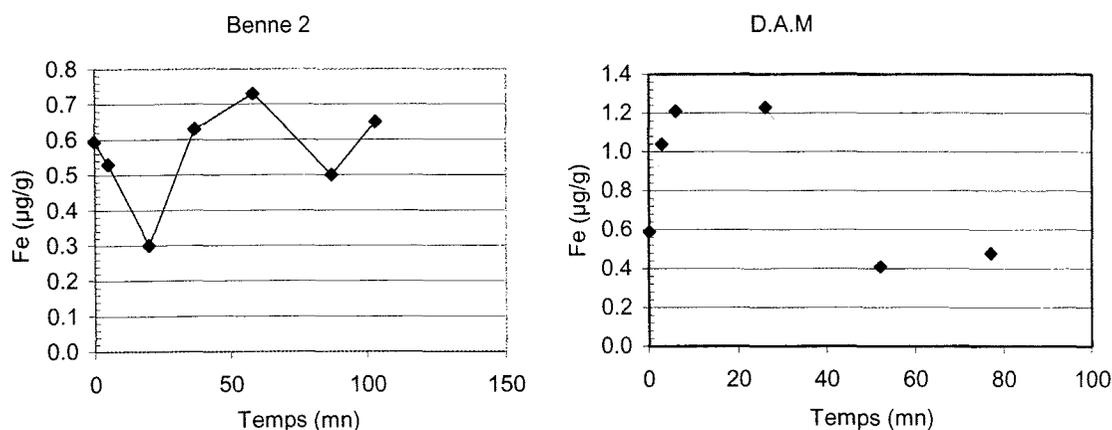


Figure 5-7. Concentrations en fer dissous

Mercur : Lors du suivi des flotteurs, les concentrations en mercure total dissous observées sont un peu plus faibles que les valeurs mesurées avant le rejet. Ceci est en accord avec le fait que les eaux surnageantes de la drague présentent des concentrations en mercure total relativement faibles ($0,54 \text{ ng.l}^{-1}$), du même ordre de grandeur que celles des eaux de référence. La proportion de mercure réactif, c'est à dire réductible par le chlorure stanneux est sensiblement identique dans les échantillons de référence, dans l'eau surnageante et dans les échantillons du suivi.

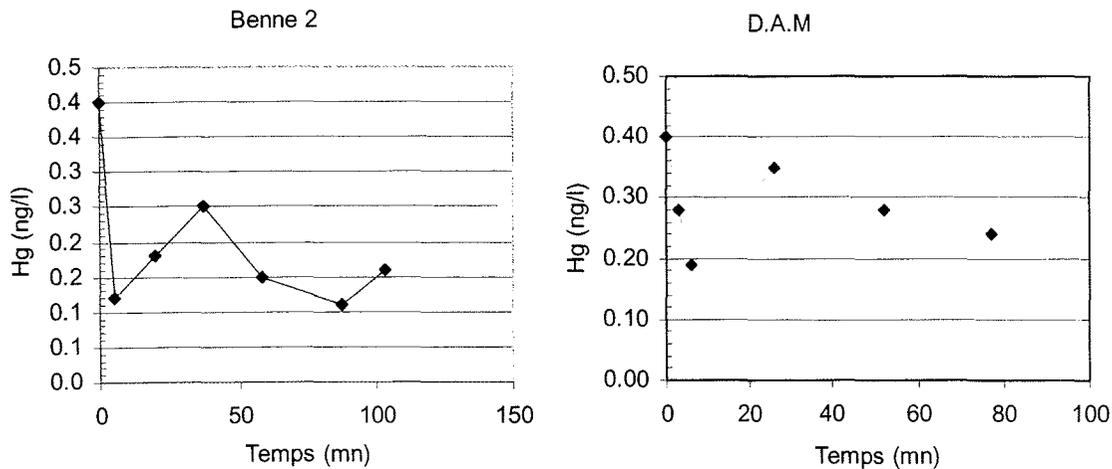


Figure 5-8. Concentration en mercure dissous (DAM).

On retiendra de ces résultats qu'un certain nombre de métaux sont moins concentrés dans les eaux de surverse que dans le milieu récepteur (Cd, Cu,) et que d'autres (Pb, Hg) ne présentent pas de concentrations très élevées, alors que les particules sont très contaminées par ces éléments. Ceci est sans doute explicable par la présence de sulfures qui piègent ces métaux sous forme particulaire et également par la précipitation d'oxyhydroxydes ferriques. D'autre part, après moins de deux heures de suivi, il n'est plus possible de mettre en évidence une trace du rejet dans la phase dissoute du champ proche.

Ces résultats sont en accord avec les résultats fournis par l'étude en réacteur, qui montre que dans les premières heures de contact, aucun enrichissement de la phase dissoute n'est observé. Au contraire, certains éléments semblent plutôt passer dans la phase particulaire.

6.3.2.2. Etude des métaux particulaires.

Les particules des boues de dragage sont très différentes des particules du milieu naturel : forte concentration en carbone organique et en soufre, et rapport C/N beaucoup plus élevé que celui des suspensions naturelles. Elles présentent également des concentrations en métaux beaucoup plus élevées pour le cadmium, le plomb, le cuivre, le zinc et le mercure. Au cours du suivi des panaches, les concentrations en métaux particulaires

varient selon le type de drague utilisé et sans doute également selon la position du prélèvement par rapport au panache.

Globalement, on peut dire que les concentrations en métaux des particules prélevées dans la zone de clapage ont varié de façon beaucoup plus nette lors du clapage par la D.A.M. que lors du clapage par la benne.

Lors du suivi des dragues consécutif au largage par drague à clapet, les charges en suspensions varient entre 0,7 et 2,24 mg.l⁻¹ (fig. 5-9). Ces valeurs égales ou même inférieures à celles que nous avons observées sur le point de référence indiquent, soit que nous n'avons pas prélevé dans le cœur du panache, soit que celui-ci était peu marqué, ce qui est probable dans le cas d'un chargement massif et cohésif. D'autre part, le passage par un minimum de charges en suspension en cours de suivi semble indiquer que le plan d'échantillonnage n'a pas suivi parfaitement la dérive du panache, mais s'en est écarté et rapproché à plusieurs reprises.

Lors du suivi du panache de la D.A.M., les premières valeurs sont beaucoup plus élevées, (21 mg.l⁻¹) puis elles décroissent au cours du temps.

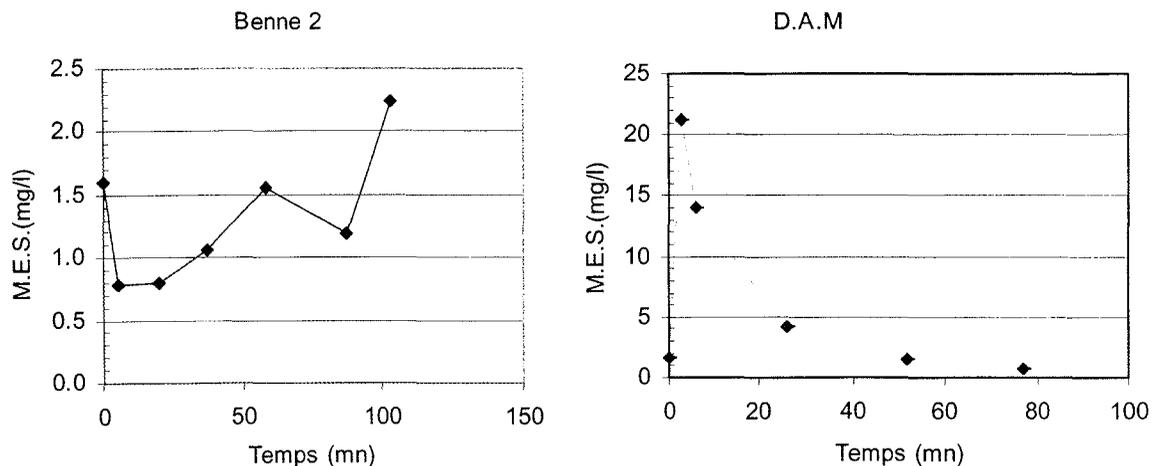


Figure 5-9. Teneurs matières en suspension dans les panaches de la benne et de la D.A.M.

Cadmium : Les concentrations (fig. 5-10) sont comprises entre 0,5 et 3,4 $\mu\text{g.g}^{-1}$ après le clapage de la benne. C'est un intervalle compris entre les valeurs observées dans les particules avant clapage (0,3 $\mu\text{g.g}^{-1}$) et celles des boues (8,8 $\mu\text{g.g}^{-1}$). Les valeurs les plus fortes sont observées dans les

premiers et les derniers échantillons, ce qui suggère que le plan d'échantillonnage s'est écarté un moment du panache pour y revenir en fin de suivi.

Lors du clapage par la D.A.M. on observe une évolution plus uniforme des concentrations en cadmium particulaire qui passent de $10 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ à l'instant du clapage à $0,3 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ en fin de suivi. Ces deux valeurs extrêmes sont respectivement comparables aux concentrations des boues et à celles des particules du milieu avant clapage.

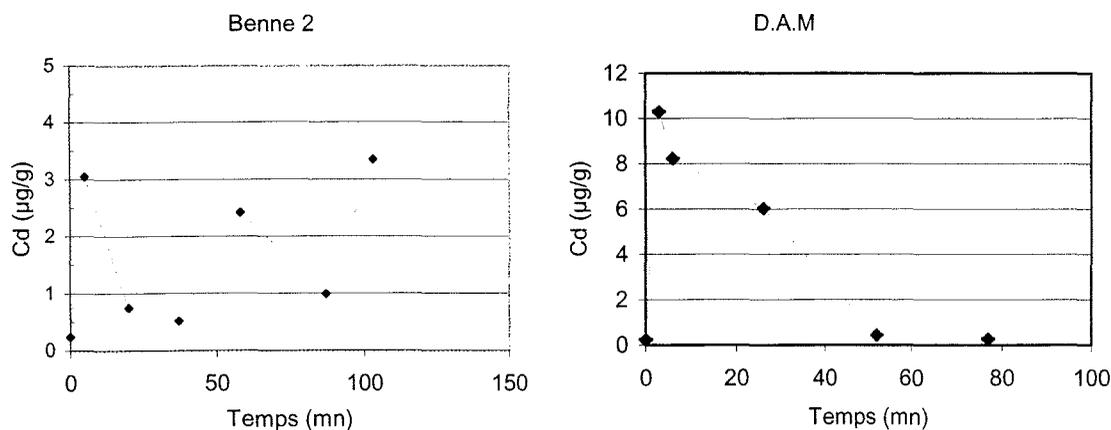


Figure 5-10. Teneurs en cadmium particulaire dans les panaches de la benne et de la D.A.M.

Plomb : Après le clapage par benne, les concentrations (fig. 5-11) sont comprises entre 137 et $33 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. La valeur la plus basse observée est légèrement plus élevée que les valeurs de référence, alors que la valeur la plus élevée est nettement plus faible que la concentration dans les boues. Elle intervient en fin de suivi, ce qui confirme l'hypothèse d'un retour sur une zone plus influencée par le panache pour les derniers prélèvements.

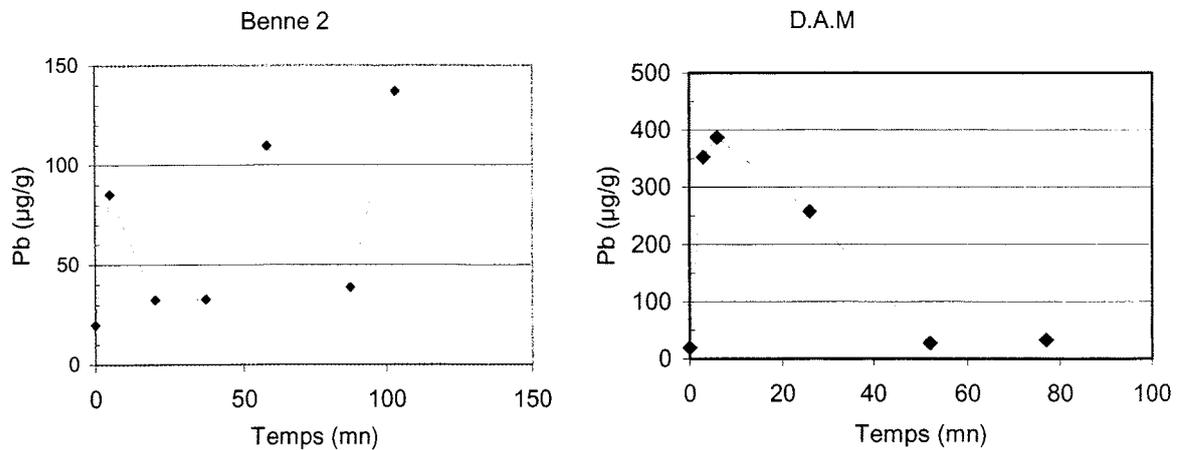


Figure 5-11. Teneurs en plomb particulaire dans les panaches de la benne et de la D.A.M.

Après le rejet par D.A.M., les concentrations en plomb des particules varient entre 390 et 33 $\mu\text{g.g}^{-1}$. Les valeurs les plus fortes sont observées peu de temps après le rejet et baissent en fin de suivi, se rapprochant des valeurs naturelles.

Cuivre : Dans le panache provenant de la drague à clapet, les concentrations en cuivre particulaire (fig. 5-12) sont comprises entre 430 et 70 $\mu\text{g.g}^{-1}$, alors que les valeurs observées dans les boues et les valeurs naturelles sont respectivement de 1100 et 32 $\mu\text{g.g}^{-1}$. L'évolution dans le temps des concentrations est comparable à celle que l'on a observée pour le cadmium et le plomb, avec des valeurs plus fortes en début et en fin de suivi. Lors du clapage par la D.A.M., les concentrations en début de suivi sont beaucoup plus proches des valeurs mesurées dans les boues (1300 $\mu\text{g.g}^{-1}$). Elles sont beaucoup plus faibles en fin de suivi, soit 58 $\mu\text{g.g}^{-1}$, ce qui est légèrement supérieur aux valeurs naturelles.

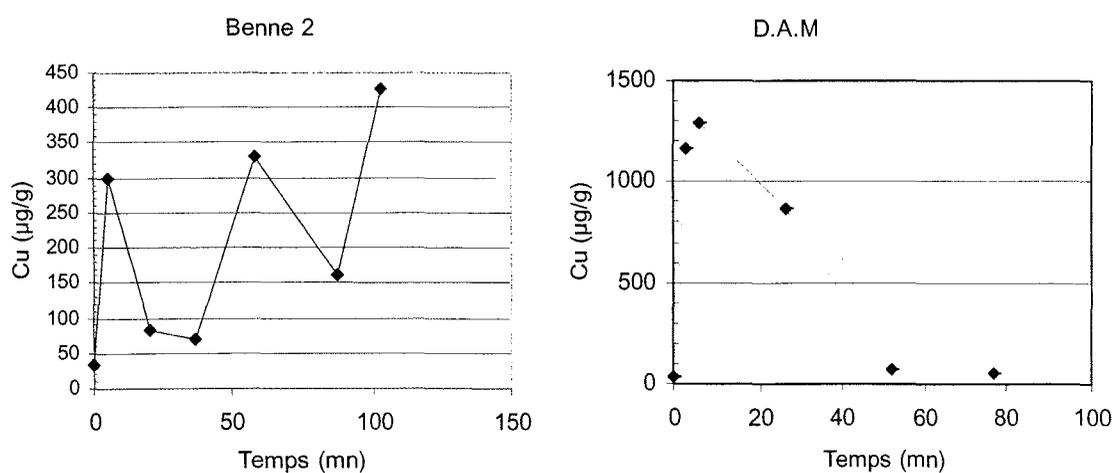


Figure 5-12. Teneurs en cuivre particulaire dans les panaches de la benne et de la D.A.M.

Zinc : Lors du clapage par la drague à clapet les concentrations en zinc mesurées dans les particules (fig. 5-13) varient entre 128 et 284 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Ces valeurs sont comprises entre les références (80 à 100 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) et les concentrations observées dans les boues (1100 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$), et on observe le même type de variation des concentrations que lors du suivi des métaux précédents, avec une concentration plus forte sur le dernier prélèvement. Lors du clapage par D.A.M, les concentrations en zinc varient entre 830 et 140 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ entre le début et la fin du suivi. On atteint donc des niveaux proches des valeurs naturelles dans les derniers prélèvements.

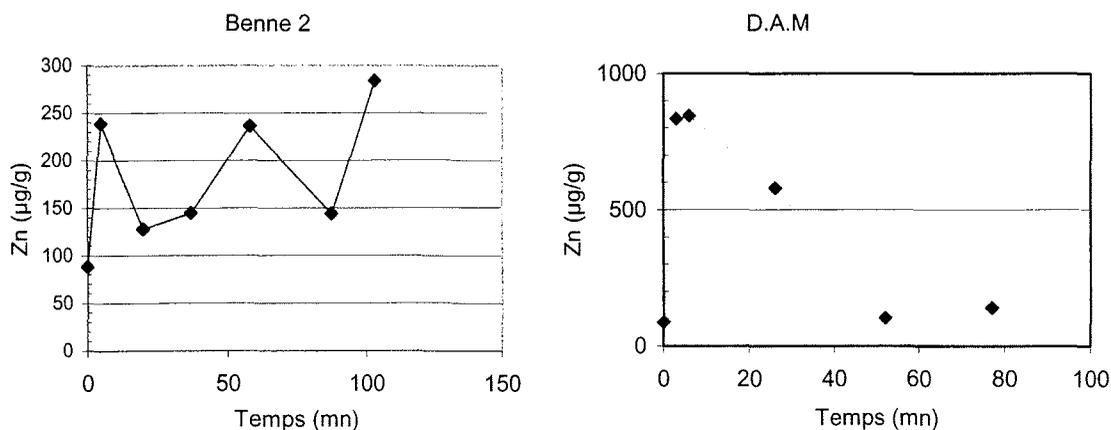


Figure 5-13. Teneurs en zinc particulaire dans les panaches de la benne et de la D.A.M.

Nickel : Le suivi du panache après clapage de la benne chargée par excavatrice ne traduit pas d'enrichissement important des particules. Après le clapage par D.A.M., les particules des deux premiers points du suivi se révèlent plus riches en nickel que sur le point de référence (fig. 5-14), et plus proches des concentrations dans les boues ($45 \mu\text{g.g}^{-1}$). Lors du suivi du panache consécutif au clapage par D.A.M., la valeur la plus élevée est observée lors du premier prélèvement ($43 \mu\text{g.g}^{-1}$). Les concentrations en nickel particulaire des derniers prélèvements sont proches des niveaux naturels.

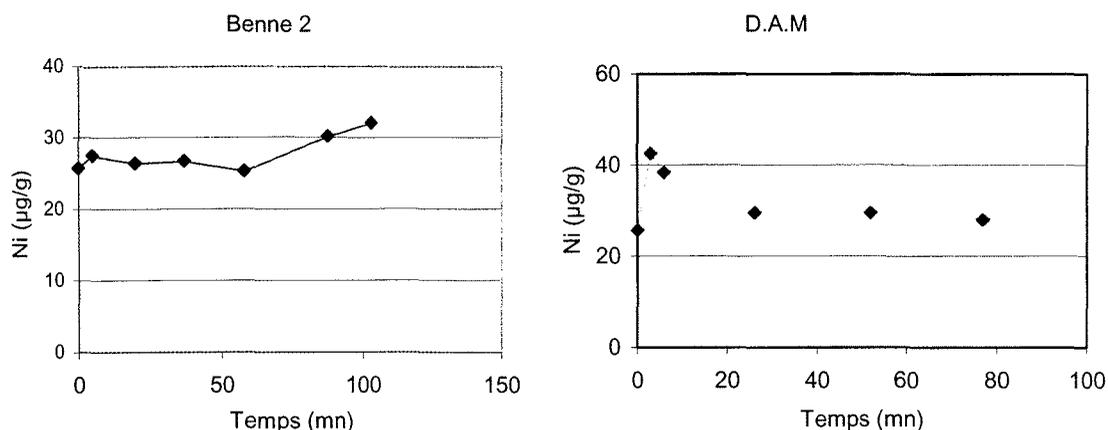


Figure 5-14. Teneurs en nickel particulaire dans les panaches de la benne et de la D.A.M.

Fer : Après le clapage de la benne chargée par excavatrice, les concentrations en fer (fig. 5-15) sont comprises entre 1,4 et 2,5 $\mu\text{g.g}^{-1}$. Les niveaux les plus forts traduisent un enrichissement modéré des particules, puisque les concentrations mesurées avant clapage sont de 1,3 $\mu\text{g.g}^{-1}$. Ceci est en accord avec les concentrations relativement faibles observées dans les boues (<3 $\mu\text{g.g}^{-1}$). Lors du suivi du panache de la D.A.M., les concentrations sont du même ordre de grandeur, mais, comme dans le cas des autres métaux, elles diminuent au cours du temps.

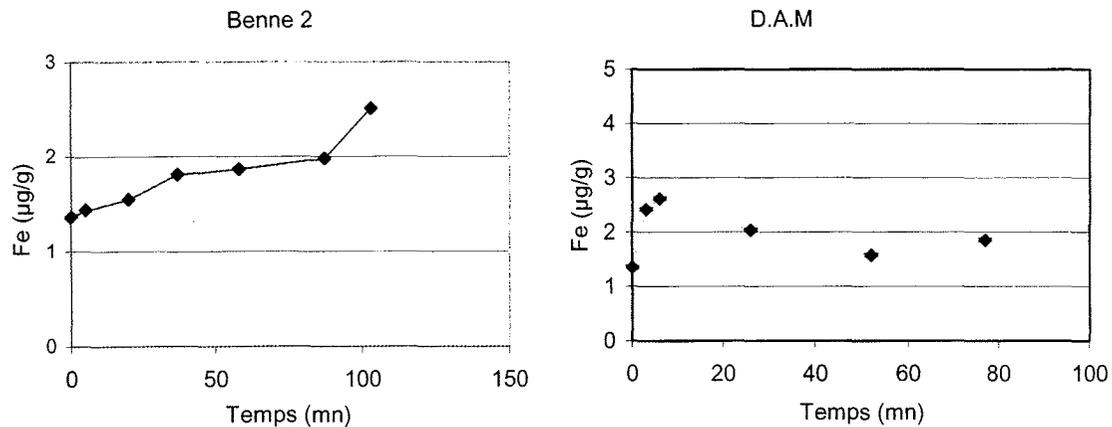


Figure 5-15. Teneurs en fer particulaire dans les panaches de la benne et de la D.A.M.

Mercure : Les concentrations en mercure des boues sont très élevées (30 $\mu\text{g.g}^{-1}$), alors que les concentrations dans les particules en suspension mesurées avant le clapage (fig. 5-16) sont nettement plus faibles (0,3 $\mu\text{g.g}^{-1}$). Lors des deux suivis de bouées, l'évolution des concentrations en mercure particulaire est identique à celle des autres contaminants métalliques. Il est cependant important de remarquer que dans le cas du rejet par clapet, la concentration en fin de suivi est très importante, ce qui confirme un retour probable dans une zone très influencée par le panache.

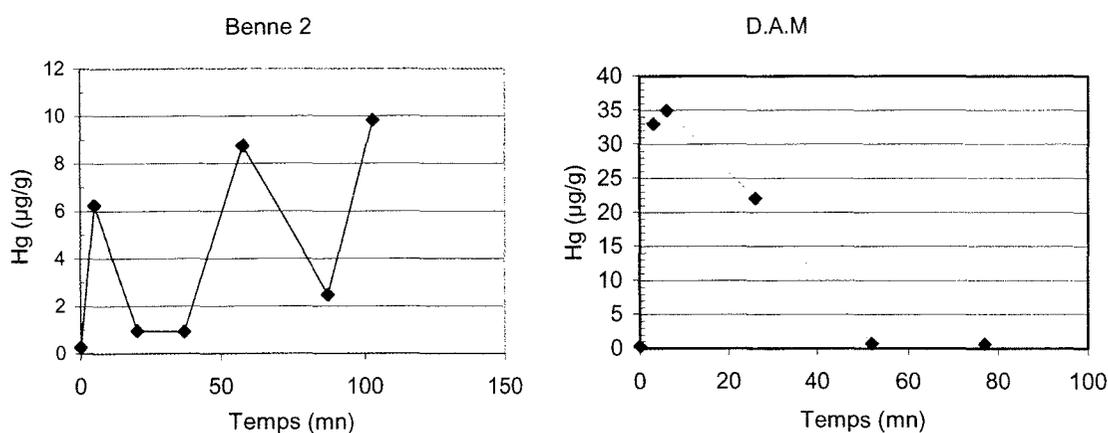
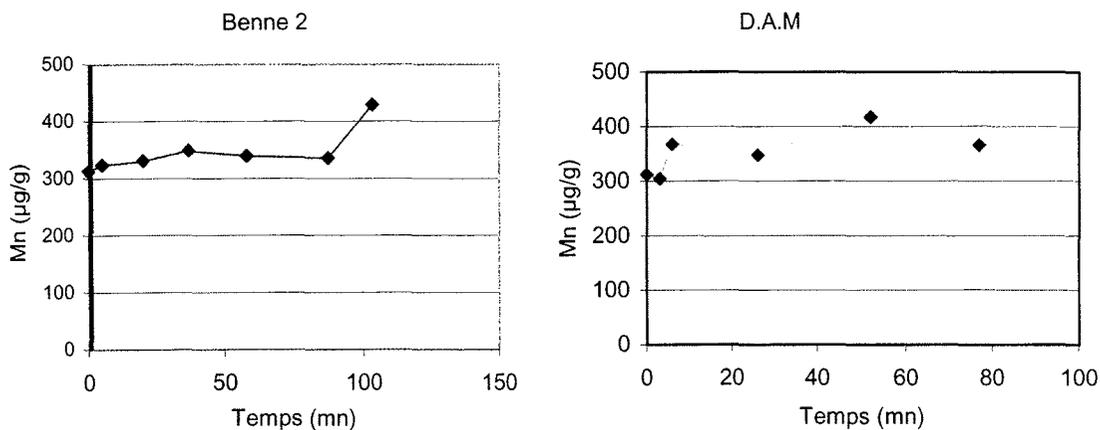


Figure 5-16. Teneurs en mercure particulaire dans les panaches de la benne et de la D.A.M.

Manganèse, Titane (fig.5-17): Dans le cas de ces deux éléments, les concentrations dans les boues sont égales à celles que l'on a mesurées dans les particules en suspension avant le clapage. On observe de fortes variations des concentrations en titane lors du suivi du panache issu des clapets. Aucune explication n'a été trouvée à ces écarts qui peuvent amener le doublement des concentrations. Lors du suivi du panache de la DAM, les variations des concentrations en titane sont moindres et sont très corrélées aux variations du manganèse, ce qui est plus en accord avec le faible enrichissement des boues en ces deux éléments.



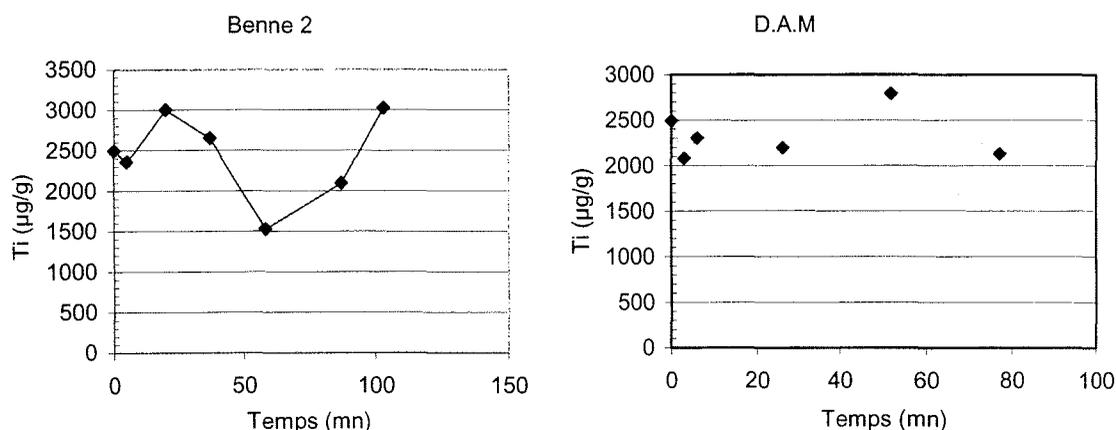


Figure 5-17. Teneurs en manganèse et titane particulaires dans les panaches de la benne et de la D.A.M.

6.4. Discussion : contamination métallique

6.4.1. Travaux antérieurs

Dans les sédiments anoxiques, les métaux traces sont principalement associés aux sulfures (Huerta – Diaz et Morse 1992, Arakaki et Morse, 1993. Lors de la remise en suspension en milieu oxique de sédiment anoxique les sulfures amorphes sont oxydés et les métaux associés à cette fraction se trouvent libérés dans la colonne d'eau, où ils peuvent rester en solution ou précipiter avec les oxyhydroxydes de fer et de manganèse (Simpson *et al.* 1998). Ce phénomène a été observé lors d'expériences in vitro (Forstner 1987, Calmano *et al.* 1994, Prause *et al.* 1985). Des expériences de ce type ont également montré que le mercure et le méthyl mercure pouvaient être rapidement désorbés lors d'un épisode de réoxydation puis réadsorbés ensuite. (Bloom et Lasorsa 1999). La rapidité du phénomène dépend de la richesse du sédiment en sulfures amorphes (A.V.S.), la forme la plus instable en milieu oxique. Caetano *et al.* (2002) ont étudié le comportement d'un sédiment du Tage très riche en A.V.S.. Lors de sa remise en suspension en milieu oxique, ils ont observé un pic important de Pb, Zn, Cu, Cd, Fe et Mn dissous moins d'une heure après la mise en suspension et l'aération.

Toutefois beaucoup d'autres observations rapportent des cinétiques moins rapides. Saunier et Mucci (2000) observent de forts relargages de fer et manganèse en 168 h dans un sédiment très riche en AVS. Au bout de 628 heures, Calmano *et al.* observent une mise en solution nette (en tenant compte des réadsorptions) de 3,5 % du cadmium, 0,1 % du plomb, 0,45 % du cuivre, 1 % du zinc particulaires. Petersen *et al.* (1992) observent 0,5 % pour Cu et Zn, 1,25 % pour Cd après 200 heures, Prause *et al.* (1985) observent la dissolution de 25 % du cadmium en 50 jours.

6.4.2. Drague excavatrice

Au cours du suivi du panache de la drague excavatrice, les concentrations en métaux dissous ont peu changé (tab.5-7, fig. 5-1 à 5-8), que ce soit pour les métaux très concentrés dans les eaux de surverse (Pb, Zn, Fe) ou au contraire pour ceux dont les concentrations sont plus faibles dans ces eaux (Cd, Cu, Hg) que dans le milieu récepteur. Ceci peut être lié au fait que le contenu des clapets est très compact et cohésif, et que sa teneur en eau est faible. La masse solide tombe rapidement au fond, et à cause de la faible proportion d'eau interstitielle dans les boues, leur influence directe sur les concentrations de métaux dissous dans la colonne d'eau est faible, même à proximité immédiate du point de clapage. De même la charge en suspensions liée au clapage d'un chargement très cohésif tel que celui que nous avons utilisé ne donne pas naissance à un panache très important, ce qui limite les éventuels échanges entre phases.

L'évolution des charges en suspensions et des concentrations en métaux particulaires est irrégulière. Le flotteur n'a sans doute pas suivi rigoureusement le panache, et a pu revenir à l'intérieur en fin de suivi comme en témoigne la charge en MES plus élevée à ce moment qu'au début. Par ailleurs les concentrations en métaux particulaires sont moins élevées au début de ce suivi que lors du suivi de la D.A.M., ce qui peut s'expliquer par un panache turbide moins important. Enfin, au cours de ce suivi, on n'assiste pas à une décroissance des concentrations en métaux particulaires puisque le dernier point, qui est le plus chargé en particules, donc le plus influencé par le panache, présente aussi des concentrations en métaux plus fortes que le premier. On n'observe donc pas de désorption ou de solubilisation importante des métaux lors de ce suivi.

6.4.3. Drague aspiratrice en marche

Le type de chargement de la D.A.M. explique en partie les résultats observés dans la fraction dissoute lors du clapage. En effet, il s'agit d'un mélange eau – particules dans lequel la teneur en eau est supérieure à 99%. Lors du clapage, la quantité d'eau est donc supérieure à celle que l'on rencontre lors du clapage par la benne chargée à l'excavatrice, et peut expliquer les variations de concentrations en métaux dissous observées dans les premiers instants suivant le clapage. D'autre part, le sédiment est très dispersé par la fraise lors du chargement, ce qui donne naissance à un panache beaucoup plus net lors du clapage, dans lequel peuvent se dérouler des échanges entre phases.

Les eaux de surverse sont nettement plus concentrées en nickel, zinc, fer cobalt et plomb que le milieu environnant. On peut donc s'attendre à observer une augmentation des concentrations en ces éléments sur les premiers points de mesure. A l'inverse, la baisse des concentrations en cadmium et cuivre est en accord avec le fait que ces éléments présentent des concentrations moindres dans l'eau de surverse.

Toutefois ceci n'est qu'une approximation grossière, on ne connaît pas le rapport de dilution de l'eau de surverse dans les premiers échantillons, et de plus, la présence dans le panache de particules riches en sulfures non encore oxydés ou d'oxyhydroxydes de fer fraîchement

précipités peut provoquer la diminution de fraction dissoute de certains métaux. Les concentrations en métaux dissous résultent en fait de deux phénomènes antagonistes, qui sont la dissolution des phases particulières riches en métaux des boues de dragages (A.V.S.) et l'adsorption sur la forte charge en particules apportée par le rejet ou formées *in situ* par précipitation d'oxyhydroxydes de fer. Au cours d'expériences *in vitro* (Gonzalez *et al.*, cf.chapitre 3.1), nous avons observé une diminution des concentrations dans les premiers instants de la mise en suspension en milieu oxygène. Ces processus pourraient expliquer les résultats observés sur le mercure qui, bien que plus concentré dans les eaux de surverse, est moins concentré dans les premiers échantillons du panache que dans les échantillons de référence.

L'évolution des concentrations en métaux particuliers dans le panache issu de la D.A.M. montre pour tous les métaux étudiés une baisse continue des concentrations à partir du clapage. Au cours d'une expérience qui a provoqué une forte augmentation des concentrations en métaux dans la phase dissoute Caetano *et al.*(2002) ont observé une baisse de 4 à 9 % des métaux particuliers. Ces appauvrissements sont comparables à ceux qui ont été obtenus dans les études précédemment citées, et beaucoup plus rapides. La baisse des concentrations en métaux observées en 77 minutes lors du clapage de la D.A.M. est beaucoup plus considérable : plus de 90 % pour Cd, Pb, Cu, Hg, et de 84% pour Zn. Ces chiffres n'ont jamais été observés au cours d'expériences de resuspension, ce qui suggère que la raison principale de cette diminution est plutôt la dilution des particules du rejet par les particules naturelles lors de la dissipation du panache ou même la dérive du flotteur par rapport à la trajectoire du panache. A partir de l'avant dernier prélèvement, soit 50 minutes après le clapage, la charge en matières en suspension a retrouvé des valeurs comparables à celles précédant les clapages, et les concentrations en métaux des particules sont très proches des valeurs prises comme référence (tab.5-5) Il semble donc que ces points ne soient plus significativement influencés par le panache.

6.5. Conclusion contamination métallique

Après quelques dizaines de minutes, les panaches sont devenus très difficiles à suivre du fait de leur dilution. Les concentrations en métaux dissous sont revenues aux niveaux d'avant clapage, ce qui est en accord avec les résultats obtenus *in vitro* dans le cadre de ce projet.

Les concentrations en métaux particuliers ont évolué en sens inverse lors des deux clapages, ce qui laisse supposer que les deux flotteurs n'ont pas rigoureusement suivi le panache de dilution du rejet. Les deux suivis suggèrent que la remise en solution des métaux particuliers dans le champ proche, à l'échelle de temps ou nous avons travaillé, est faible.

Il est donc vraisemblable, dans le cas de rejets de dragages importants, que des conséquences éventuelles seraient plutôt à rechercher sous la forme d'un dépôt de particules contaminées dans une zone moins dynamique que celle où a eu lieu le rejet. Après le transport par les courants, les processus accompagnant la diagénèse précoce détermineraient alors le devenir de ces contaminants

6.6. Contamination par le tributylétain

6.6.1. Etat de référence

L'examen préliminaire d'un profil vertical sur la zone de dragage a permis de constater l'absence de contamination significative dans la colonne d'eau par le tributyl étain : les concentrations restant inférieures à 1 ng.l^{-1} . On note par contre la présence de traces de ses produits de dégradation, dibutylétain et de monobutylétain, plus spécialement dans les eaux situées à des profondeurs supérieures à 10 m.

6.6.2. Evolution des concentrations en phase dissoute après clapage

Les échantillons prélevés après clapage par la drague aspiratrice en marche (DAM) présentent des concentrations en TBT dissous rapidement décroissantes (fig. 5-18). Les analyses ont été réalisées sur des échantillons filtrés. Les concentrations initiales ne dépassent pas 4 ng.l^{-1} même dans des eaux chargées en particules en suspension. Après un peu plus d'une heure, on retrouve la concentration d'avant clapage.

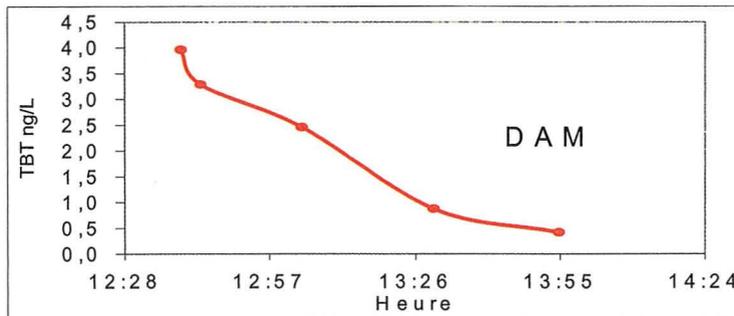


Figure 5-18. Evolution du TBT dissous dans le panache de la DAM

Pour le clapage de la benne N° 2 (fig. 5-19), les concentrations restent faibles en phase dissoute (moins de 2 ng.l^{-1}). Les irrégularités constatées pour les mesures de concentrations au fil du temps sont liées à la difficulté déjà signalée de suivre la même masse d'eau, les bouées dérivantes ne suivant pas exactement le panache du rejet. Cet inconvénient peut être contourné par les corrélations TBT/MES ou TBT/Cu particulaire.

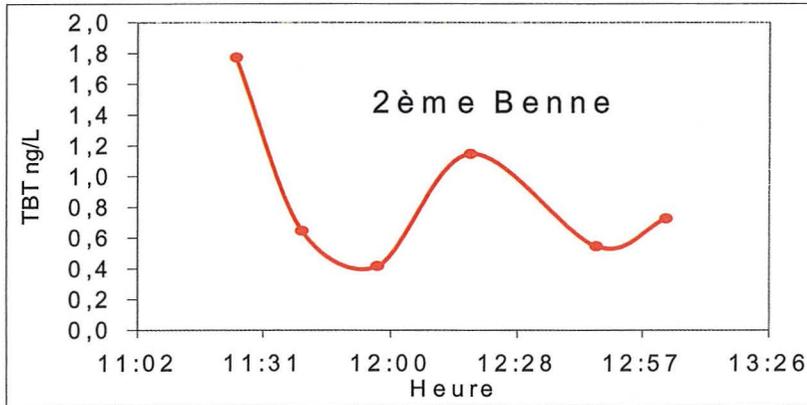


Figure 5-19. Evolution du TBT dissous dans le panache de la benne 2.

La figure 5-20 montre, à partir de toutes les données disponibles, qu'il existe une excellente corrélation entre le TBT dissous et la concentration en MES. Cette corrélation serait encore améliorée en ne prenant pas en compte les concentrations en TBT $< 1 \text{ ng.l}^{-1}$ qui ne sont pas spécifiques d'un équilibre dans le panache, mais plutôt de l'état initial. Cette corrélation est confirmée si on prend le Cu particulaire comme marqueur des clapages. La figure ci-dessous montre alors que la concentration en TBT en phase dissoute est bien une relation linéaire avec le cuivre particulaire d'origine portuaire.

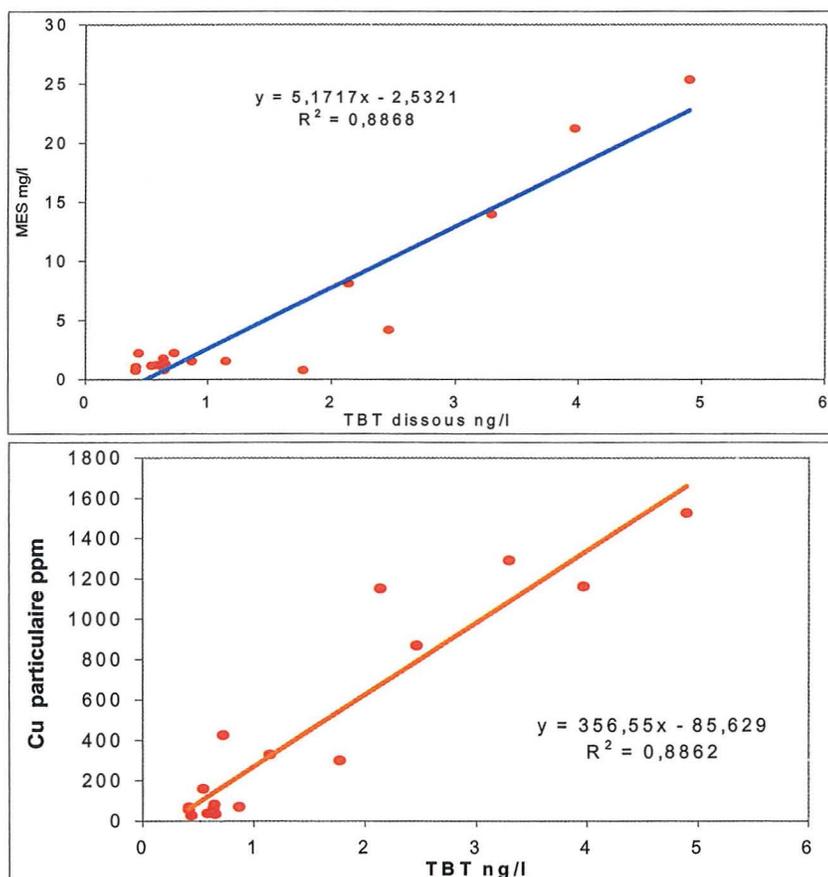


Figure 5-20. Corrélations TBT dissous et cuivre particulaire et MES.

6.6.3. Equilibre TBT dissous / TBT particulaire

La figure 5-21, montre (comme pour le cuivre) une bonne corrélation entre le TBT dissous et le TBT particulaire pour l'ensemble des échantillons prélevés sur la zone de clapage (en rouge). La pente de la droite de régression permet une évaluation grossière du coefficient de partage dissous / particulaire $K = 10^5$ (en appliquant un facteur multiplicateur de 1000 pour le changement d'unités). Ce coefficient est 50 à 100 fois plus élevé que les valeurs d'équilibre généralement admises pour le TBT et tend à prouver que l'on est très éloigné de l'équilibre définitif. Ce constat conforte des essais de lixiviation en laboratoire qui tendent à montrer que la lixiviation de sédiments portuaires remet en solution à court terme moins de 5 % du TBT disponible.

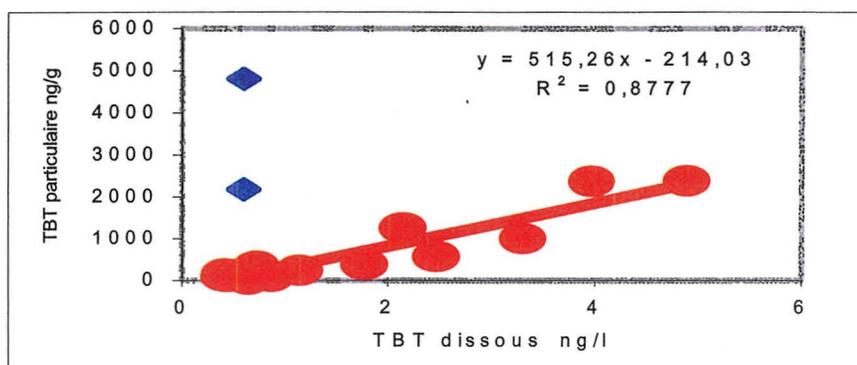


Figure 5-21. Corrélation TBT dissous/TBT particulaire.

Sur cette même figure, les deux points en bleu correspondent à des prélèvements effectués dans la drague elle-même. Ils montrent qu'en milieu réducteur, riche en sulfures, la quasi-totalité du TBT reste liée aux particules.

6.6.4. Conclusion

L'influence immédiate des clapages dans le champ proche par remise en solution du TBT ou dispersion de particules contaminées par ce composé n'est pas clairement mise en évidence au cours de la campagne. Le traçage du panache ne permet de constater qu'une faible et fugace contamination de la masse d'eau. En effet, les analyses des particules montrent une décroissance des concentrations en TBT qui est liée non pas à une mise en solution du contaminant, mais à une dilution par la remise en suspension des sédiments en place moins contaminés.

6.7. Références

Bloom N.S. & Lasorsa B.K. 1999 Changes in mercury speciation and the release of methyl mercury as a result of marine sediment dredging activities. *The Science of the Total Environment* 237/238 379 – 385.

Boutier B. et Claisse D. 2000 Les carottes sédimentaires, mémoire de la contamination. RNO 2001.- Surveillance du milieu marin. Travaux du R.N.O.. Edition 2001 Ifremer et Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement.

Calmano W., Forstner, W. et Hong, J. 1994 Mobilization and scavenging of heavy metals following resuspension of anoxic sediments from the Elbe river. *Environmental Geochemistry of Sulfide Oxidation. A.C.S. Symp. Series*, 550 298 - 321

Cossa D., Martin J.M., Takayanagi K., & Sanjuan J. 1997. The distribution and cycling of mercury species in the western Mediterranean. *Deep Sea Research II*, Vol. 44, No 3-4 721-740.

- Forstner U. 1987 Sediment associated contaminants – an overview of scientific bases for developing remedial options. *Hydrobiologia* 149: 221 - 246.
- Huerta – Diaz M., & Morse J.W. 1992. Pyritization of trace metals in anoxic sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 56 2681 – 2702.
- Kramer C.J.M., M.C.T Scholten, J.T. Van Der Val, & E.M. Van Der Vlies 1991. Maximum pollutant concentrations at the wrong depth : a misleading pollution history in a sediment core. *Marine Chemistry* 36: 183 – 198.
- Laane R.W.P.M. 1992 Background concentrations of natural compounds in rivers, sea water, atmosphere , and mussels . Report of the group reports written during the international Workshop on Background Concentrations of Natural Compounds held in The Hague, 6 – 10 april 1992. Report DGW – 92.033. Tidal waters division. P 31.
- Loring D.H. & R.T.T. Rantala 1992 Manual for the geochemical analyses of marine sediments and suspended particulate matter. *Earth – Science Reviews*, 32: 235 – 283.
- Middleton R., & A. Grant 1990. Heavy metals in the Humber estuary .Scrobicularia clay as a pre industrial datum. *Proceedings of the Yorkshire geological society*. 48, 1, pp.75 – 80.
- Morley N., Burton J.D., & Statham P.J. 1990. Observations on dissolved trace metals in the Gulf of Lions. Water pollution research report 20 . EROS 2000 Second workshop on the North – West Mediterranean Sea. Martin J.M. & Barth H. eds.
- Petersen W., Hong J., Willamowski C., & Wallmann K. Release of trace contaminants during reoxidation of anoxic sediment slurries in oxic water. *Arch .Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol.*47,295 – 305.
- Prause B., Rehm E., Schulz – Baldes M. 1985 *Environmental Technology Letters* 6 261 – 266.
- Quémerais B. et Cossa D. 1995 Protocoles d'échantillonnage et d'analyse du mercure dans les eaux naturelles. Environnement Canada - Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint – Laurent. Rapport Scientifique et Technique ST 31, 39 pages.
- Saulnier,-I.; Mucci,-A. 2000 . Trace metal remobilization following the resuspension of estuarine sediments: Saguenay Fjord, Canada. *Applied-Geochemistry* vol. 15, no. 2, pp. 191-210
- Simpson S.L., Apte S., Batley G.E. Effect of short term resuspension events on trace metal speciation in polluted sediments. *Environmental Science and Technology* 32 620- 625
- Whitehead N.E., B. Oregioni & R. Fukai 1984. Background levels of trace metals in mediterranean sediments. VII emes Journées d'étude sur les pollutions marines en Méditerranée. Lucerne, 11 – 13 octobre 1983.

7. Suivi hydrosédimentaire

7.1. Moyens et instrumentation

7.1.1. Instrumentation hydrosédimentaire

Un ensemble d'échantillonnage et de mesures *in situ* devait être mis en œuvre de façon à suivre à court et moyen termes le devenir du matériel particulaire sur le site, l'évolution du panache turbide et les processus de sédimentation et remise en suspension.

L'instrumentation des moyens nautiques pour le suivi du panache turbide est composée :

- de **sondes turbidimétriques OBS 3** (6) et de **capteurs de pression** (4), pour déterminer à chaque instant l'immersion exacte de ces sondes montées sur des lignes lestées et mises à bord des vedettes *Largado et Calambo*,
- d'une **sonde autonome OBS 3A** multiparamètres (turbidité, pression, salinité et température) et d'un profileur de courant ADCP petits fonds [*Vedette Bigorno*].
- L'utilisation des sondes turbidimétriques OBS a nécessité une précalibration en laboratoire avec les sédiments du site de dragage prévu (quai Mirabeau) et prélevés par le Service Maritime des Bouches du Rhône en juillet 2000 ; la réponse de ces sondes étant directement dépendante des caractéristiques du sédiment,
- d'un **sonar à imagerie Tritech Seaking DFP** pour visualiser la convection du matériel particulaire au cours du clapage, et les processus de décantation et de séparation de ce matériel sur la tranche d'eau [*Vedette Calambo*]. Des essais préliminaires avec des moyens nautiques du Port Autonome de Nantes - St. Nazaire ont permis de sélectionner sur une gamme de fréquences (entre 0.5 et 2.1 MHz), celle de 1.2 MHz pour une réponse optimale du suivi des suspensions dans la colonne d'eau. Pour les travaux réalisés à Fos, le sonar était fixé sur une perche et immergé à 1,5 m au-dessous de la flottaison de la vedette. Ce système, configuré en mode imagerie pour cette étude, permettait de visualiser la totalité de la tranche d'eau (24 m) et était interfacée avec un PC Tetra 2 pourvu du logiciel Seaking d'acquisition de données sonar.
- de **flotteurs dérivants** munis d'une drogue (3) pour matérialiser le sens de déplacement du panache turbide,
- de moyens de **positionnement satellitaire DGPS** (NR 109 et JNAV 500) pour les 3 vedettes,
- de logiciels d'acquisition de ces divers paramètres développés par Ifremer (DEL/EC-PP),
- d'une benne de prélèvements sédimentaires "Orange Peel" du Service Maritime 13.

L'instrumentation du site expérimental pour le suivi à court et moyen termes de l'évolution des dépôts sédimentaires (compaction et remises en suspension éventuelles) comprend (1) : la pose

- d'**altimètres autonomes immergeables à ultrasons ALTUS** (4) montés sur trépieds spécialement adaptés pour cette étude. Ce système de mesure permet d'évaluer avec une grande précision (± 2 mm) l'évolution altimétrique du matériel déposé sur le fond après clapage,
- d'un système expérimental pour estimer le tassement naturel du sédiment en dehors des processus d'érosion /dépôt occasionnés par l'hydrodynamique du milieu ambiant,
- d'une **sonde autonome multiparamètres SAMPLE** (turbidité, pression, température, salinité, vitesse et cap du courant),

et (2) : un suivi bathymétrique au moyen d'une vedette instrumentée d'un sondeur à ultrasons Raytheon (fréquence 200 kHz).

Instrumentation des vedettes Largado et Calambo II

DGPS

Logiciel d'acquisition de données

Sonar imagerie Tritech DFP (Calambo)

Sonde OBS 3

Capteurs de pression

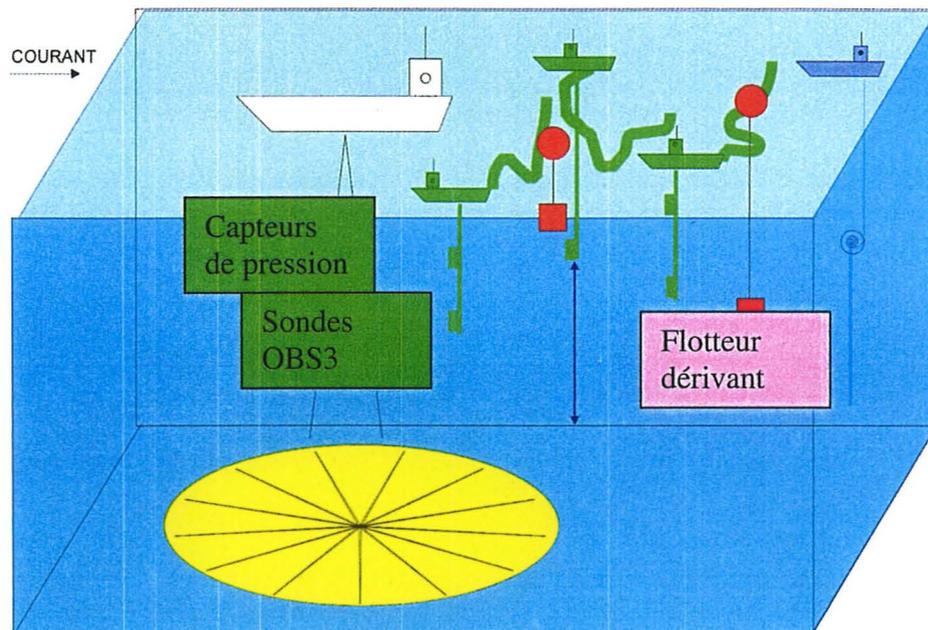


Figure 6-1. Schéma du dispositif instrumental

L'instrumentation des clapets et de la DAM *Cap Croisette* a nécessité le développement spécifique de préleveurs pour des échantillonnages, à différents niveaux, du matériel dragué. Ces préleveurs étaient mis en place lors de la phase de chargement.

7.1.2. Etalonnage des sondes turbidimétriques

Sept turbidimètres ont été utilisés au cours de la campagne. Ils sont tous basés sur le même principe de mesure, à savoir la rétrodiffusion optique. En provenance de chez D&A Instruments, ce sont des OBS (Optical Backscattering Sensor) de type 3 (capteur nécessitant une alimentation et une acquisition de données séparées) ou 3A (appareil autonome disposant de sa propre alimentation et de son système d'acquisition de données).

Six d'entre eux sont des OBS-3 (3_0032[1], 3_0131[2], 3_0264[3], 3_0477[4], 3_1566[5], 3_1567[6]) et le dernier un OBS-3A (3A_041[A1]).

De par la nature même du principe de mesure, ces appareils nécessitent d'être réglés électroniquement et étalonnés en fonction des caractéristiques et de la concentration du matériel particulaire qu'ils sont censés mesurer.

7.1.2.1. Préréglage des turbidimètres

Afin d'obtenir une référence électronique répétitive pour effectuer le réglage, les turbidimètres sont plongés à tour de rôle dans des solutions de formazine (composé chimique stable, de fabrication aisée et facilement mesurable au turbidimètre de laboratoire) à différentes concentrations. Ce composé sert de référence internationale pour la mesure de turbidité, et les OBS-3 présentent une réponse quasi linéaire pour des valeurs comprises entre 0 et 4000 FTU (Formazin Turbidity Unit).

Un échantillon du matériel particulaire à investiguer est naturellement nécessaire, et celui-ci nous a été fourni par le Service Maritime des Bouches du Rhône sous la forme d'un prélèvement de vase en provenance du bassin Mirabeau à Marseille.

A ce stade il est bon de rappeler quelques constats de faits connus ou issus de notre expérience :

- Les turbidimètres OBS-3 ont une réponse "en cloche" en fonction de la concentration.
- Pour une même concentration le signal de sortie d'un OBS-3 est plus élevé si le sédiment est tamisé plus fin.
- Pour un même réglage à la formazine, la réponse d'un OBS-3 face à un même sédiment est différente en dynamique de signal en fonction de sa série de fabrication.

A la suite de différents essais (qu'il est inutile de préciser ici) à la fois dans des solutions de formazine et des solutions de vase, il a été décidé de régler les six OBS-3 à un équivalent de 4000 mV pour 500 FTU ; ceci afin de disposer d'une dynamique de mesure suffisamment étendue pour tous (0 à 10000 mV en entrée de la station d'acquisition) et conserver la

compatibilité des deux moins sensibles (3_1566[5] et 3_1567[6]) avec la station de mesures SAMPLE II (0 à 5000 mV en entrée) en seconde partie de campagne.

Deux échantillons de vase (l'un tamisé à 5000 μm pour éliminer les gros débris, l'autre tamisé à 250 μm) préparés à la limite de la courbe ascendante de l'OBS-3(3_1567[6]) ont donné des mesures respectivement de 5040 mV, pour une concentration mesurée de 2940 mg/l et 4900 mV pour 3210 mg.l^{-1} (Voir Annexes).

Compte tenu de la difficulté de manipulation pour le réglage de l'OBS-3A (3A_041[A1]), l'étalonnage d'usine a été conservé, soit 0 à 2500 mV pour 0 à 2000 NTU ; la réponse dans la solution filtrée à 3210 mg/l s'est mesurée à 850 mV.

7.1.2.2. Comportement des turbidimètres sur le terrain

La constatation qui a pu être effectuée sur la zone d'expérimentation pendant les largages est que la réponse des turbidimètres est apparue largement plus faible que celle qui était attendue, que ce soit en surface au tout début de l'opération ou à proximité du fond lors de la phase de chute du matériel particulaire quand la majeure partie du sédiment s'est déposée. Ceci a pendant un temps laissé planer le doute sur le bon fonctionnement des lignes de sondes, mais les contrôles effectués à bord ont permis de confirmer que tout était correct et que les turbidimètres réagissaient bien à une sollicitation de rétrodiffusion.

Suite à une mauvaise manœuvre de la vedette "Calambo", les câbles d'une des lignes de sondes ont été sectionnés par l'hélice, ce qui a provoqué la perte de l'OBS-3(3_0477[4]) et d'un capteur de pression.

7.1.2.3. Post-étalonnage des turbidimètres

Préalablement au post-étalonnage proprement dit, les turbidimètres OBS-3 (3_0032[1], 3_0131[2], 3_0264[3], 3_1566[5], 3_1567[6]) et OBS-3A (3A_041[A1]) ont été contrôlés dans une solution de formazine à 445 FTU et se sont révélés stables par rapport à leur préréglage. Le matériel sédimentaire utilisé pour l'opération a été fourni sous la forme d'un échantillon de vase du bassin d'Arenc (Marseille) prélevée à la benne et récolté en surface dans le clapet 1.

Compte tenu de la réponse des turbidimètres sur le terrain (faible niveau de signal en général), et afin de pallier un artefact de mesure (réponse "en cloche" des instruments), l'ensemble du domaine de mesure a été balayé. Il est à noter qu'à ce moment l'OBS-3A (3A_041[A1]) a été victime d'une panne générale et n'a donc pas pu être étalonné.

La vase brute a été diluée dans de l'eau douce jusqu'à ce que les turbidimètres OBS-3 affichent une réponse significative (de 50 à 310 mV) à l'extrémité de la courbe descendante. Un prélèvement a été réalisé pour la mesure de MES par filtration et pesée. Les opérations de dilutions successives sous agitation forte, de prélèvements et de pesées se sont ensuite poursuivies jusqu'à l'obtention de la courbe complète (Voir Annexes). Pour des raisons techniques (réflexion sur les parois du récipient d'étalonnage) la partie basse des courbes n'a

pas été investiguée en dessous de 60 mg.l^{-1} , mais on peut noter que toutes les courbes passent par le zéro à l'origine.

Une manipulation supplémentaire a été effectuée sur un échantillon de la même vase. Dans un bécher fermé, un volume de vase a été faiblement dilué dans de l'eau douce, agité fortement puis laissé reposer ; la sédimentation n'a pris que de l'ordre de quelques dizaines de secondes, laissant rapidement une eau quasi claire en surface et comme une sorte de film huileux sur les parois du récipient.

7.1.2.4. Vérification des lignes de turbidimètres - capteur de pression

Les incertitudes liées à l'interprétation des mesures turbidimétriques nous ont amené à vérifier le fonctionnement de l'appareillage dans les mêmes conditions de montage que sur les vedettes à Fos mais sur un site présentant des caractéristiques sédimentaires connues du laboratoire.

Ainsi, un ensemble autonome, alimenté par une batterie de forte capacité, a été déployé à partir du Pont Éon, situé sur un affluent de la rivière Penzé (Finistère).

Il était composé des lignes de sondes "Largado" (OBS-3 (3_0032[1], 3_0264[3], 3_1566[5]) et deux capteurs de pression) reliées au PC "Calambo" par une boîte de connexions et la carte d'acquisition de données, ainsi que d'un GPS également relié au PC. L'ensemble a parfaitement fonctionné.

La mesure sur place a montré une dynamique de signal élevée (de 0 jusqu'à 10000 mV dans les bouffées turbides) en fonction de la profondeur d'immersion et des turbidimètres eux-mêmes. Un prélèvement d'eau a été réalisé et la mesure en laboratoire a donné 150 mg.l^{-1} pour un signal de sortie de 225 mV sur l'OBS-3 (3_1566[5]) qui rappelons-le est le moins sensible ; ce qui donnerait 5000 mV pour une concentration aux environs de 3300 mg.l^{-1} .

Ceci montre bien que dans un environnement sédimentaire naturel tel que celui de la Penzé l'ensemble du système (et en particulier les OBS-3) fonctionne parfaitement et est à même de fournir des mesures valides sur la charge particulaire.

7.1.2.5. Conclusion sur l'étalonnage des turbidimètres et les mesures

Il paraît évident, au vu des résultats, que les sédiments en provenance du bassin d'Arenc présentent des caractéristiques très différentes de celles des sédiments du bassin Mirabeau. (Voir Annexes). Cela se traduit par une différence d'un facteur 3 dans la réponse des OBS3, avec un déficit de signal pour les sédiments qui ont été clapés. Ceci explique en partie les faibles valeurs généralement rencontrées dans les mesures. A ce propos, il ne paraît pas réaliste de penser que ces faibles valeurs puissent être attribuées à des concentrations très élevées (supérieures à 40 g.l^{-1}) présentes en permanence dans la colonne d'eau.

D'autre part, la très forte vitesse de chute constatée des sédiments peut aussi expliquer qu'il a été difficile de trouver des concentrations élevées quelques minutes seulement après les clapages.

Enfin on peut émettre l'hypothèse que les caractéristiques intrinsèques des mixtures mesurées puissent être différentes entre, d'une part son état sous *agitation forte dans un récipient* au laboratoire et d'autre part son état au sortir *en bloc* d'un clapet *dans un environnement calme*. En effet, au laboratoire, un corps huileux avait été libéré du sédiment après agitation ; on peut penser que le phénomène ne se produit pas avec la même intensité sur le terrain, et que le corps huileux enveloppant les particules puisse être un obstacle au principe de la rétrodiffusion optique, entraînant ainsi une perte de signal.

7.2. Conditions des suivis

7.2.1. Reconnaissance du site (02/05/2001)

Les systèmes embarqués sur les vedettes et les flotteurs dérivants sont mis en œuvre pour réaliser des tests et un état référence du site de rejet. Les teneurs en matières en suspension enregistrées par les sondes turbidimétriques (OBS) sur le site de rejet sont de l'ordre de quelques mg/l (bruit de fond). Des prélèvements sédimentaires sont effectués en 5 points selon le schéma ci-dessous :

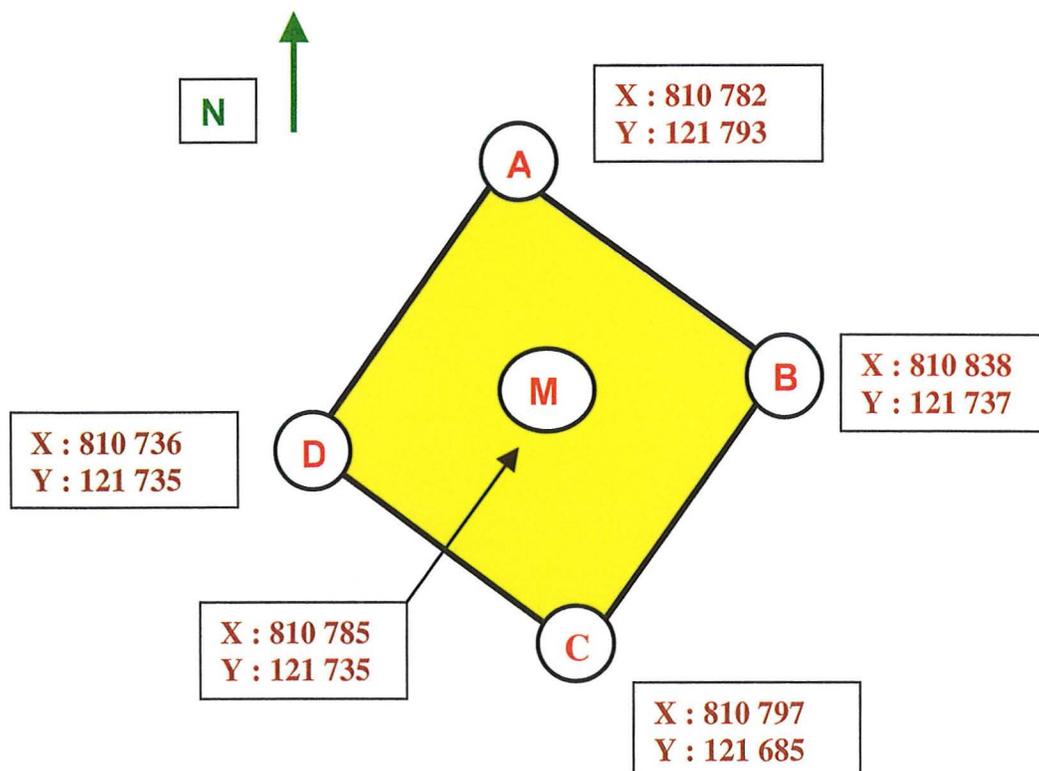


Figure 6-2. Localisation des prélèvements de sédiments sur le site de rejet

Localisation	Teneur en eau (%) [*]	Poids Spéc. Appt. Sec (kg.m ⁻³) [**]	Bulk Density (kg.m ⁻³) [**]	Densité [***]	Matière Organique C.O.T. (%)
Point A	77	867	1532	1.52	0.81
Point B	56	1050	1641	1.63	0.90
Point C	68	948	1592	1.57	0.88
Point D	69	929	1567	1.56	0.82
Point M	69	880	1554	1.53	0.94

	GRANULOMETRIE (fraction < 500µm)		
	% < 63 µm	% > 63 µm	Diamètre médian (de la fraction < 63 µm)
Point A	90.2	9.8	11.2
Point B	88.8	11.2	10.6
Point C	89.9	10.1	12.4
Point D	88.5	11.5	12.3
Point M	91.6	8.4	11.6

Tableau 6-1. Caractéristiques des sédiments du site expérimental de clapage

N.B. : [*] la *teneur en eau* est calculée comme étant le rapport : masse d'eau évaporée / masse de sédiment sec, [**] le "*poids spécifique apparent sec*" est calculé comme étant le rapport : masse du sédiment sec / volume occupé par le sédiment total, la "*bulk density*" correspond à la densité humide (encore appelée densité apparente), [***] la *densité* du sédiment est calculée en prenant pour hypothèse une densité des particules élémentaires de 2,5.

7.2.2. Suivi du 1^{er} clapage par benne (03/05/2001)

Environ 250 m³ de sédiments du bassin d'Arcen ont été chargés dans la benne. Les 50 premiers m³ étaient constitués par des gravats et déchets métalliques divers collectés au droit d'un émissaire pluvial. Pour la suite du chargement la drague à benne a été éloignée du quai à la recherche de sédiments plus en rapport avec les besoins. En raison de la diversité des sédiments dragués peu représentatifs, aucun prélèvement sédimentaire pour analyses granulométriques n'a été effectué ; seul un prélèvement dans le clapet a été réalisé à l'arrivée sur le site expérimental pour tests rhéologiques ultérieurs en laboratoire de la fraction inférieure à 500 µm.

Le point de clapage prévu sur le site expérimental a été déplacé vers l'est au point :
x 811 203, y 121 662.

Avant clapage, un contrôle de l'ensemble des sondes (état référence To) met en évidence des teneurs en matières en suspension de l'ordre de quelques mg.l⁻¹ (bruit de fond), identiques à celles enregistrées lors de la reconnaissance du site le 02/05/01.

Suite au déplacement inopiné du site de rejet, aucune mesure de courant n'a pu être réalisée sur le nouveau point. Les mesures de courant réalisées par flotteurs dérivants sur le site expérimental initial montraient un courant de SW (220°) de 4 cm.s⁻¹. La direction moyenne du vent était ENE (60°), force 4 Nds, mer belle.

Il est à noter que trente minutes avant le clapage, un pétrolier de tonnage important avec un tirant d'eau en conséquence et mouillé dans le Sud de la zone expérimentale, a manœuvré et fait route vers le complexe pétrolier de Fos situé à l'Est du point de rejet.

Au moment du rejet, les conditions étaient : barge à l'arrêt, ouverture (trop) lente des clapets due à une batterie défaillante, vent de SW (220°) force 4 à 8 Nds, mer belle devenant faiblement agitée en fin de suivi.

Le suivi hydrosédimentaire du panache est mené pendant 98 minutes après le "top clapage". Les flotteurs dérivants (fond et mi-profondeur) sont largués lors du clapage pour faciliter le suivi de la tache turbide. Le sens moyen de déplacement du flotteur mi-profondeur indique un courant de NE (45°) de 10 cm.s⁻¹. Le déplacement du flotteur fond semble perturbé (cap et vitesse sont aléatoires pendant les 27 premières minutes), puis indique un sens identique au flotteur mi-profondeur avec une vitesse de 5,2 cm.s⁻¹.

Il est à noter que les orientations du courant et du vent sont totalement différentes entre les mesures préalables et celles réalisées après clapage.

Les résultats du suivi hydrosédimentaire montrent que (voir schémas en annexe) :

- durant 90 secondes après le rejet, seule la couche du fond présente de fortes teneurs en MES avec des valeurs supérieures à 2 g.l⁻¹.
- des valeurs notables sont ensuite observées au fond (100 à 300 mg.l⁻¹) et en surface (10 à 100 mg.l⁻¹) à proximité du point de clapage (40 m).

- de 4 à 26 mn, la turbidité diminue dans le panache (10 à 100 mg.l⁻¹). Ces mêmes valeurs sont observées sur plusieurs axes :

- * vers le NE (100 m après 22 mn) pour le fond et la mi-profondeur,
- * dans un rayon de 80 m autour du point de clapage pour la mi-profondeur,
- * au SE seulement pour la surface.

- de 26 à 38 mn, la turbidité :

- * au voisinage du fond, est en forte augmentation (500 à 700 mg.l⁻¹) dans le même axe NE sur 180 m et reste plus faible dans un axe NNE jusqu'à 250 m,
- * à mi-profondeur, suit la même orientation qu'au fond, mais avec des teneurs homogènes comprises entre 10 et 100 mg.l⁻¹,
- * en surface, atteint les valeurs du bruit de fond enregistrées avant clapage.

Enfin, les valeurs observées entre 38 et 98 mn semblent douteuses. L'extension des fortes turbidités vers le NE pourrait être reliée à la navigation importante dans cette zone. Suite à ce constat, des tests laboratoires sur les sondes OBS ont été effectués et se sont révélés cohérents entre eux.

Le panache turbide a été visualisé pendant 31'30" (à partir du "top clapage") à l'aide du sonar à imagerie Tritech. L'enregistrement montre la formation d'une couche relativement dense près du fond, d'épaisseur très irrégulière mais pouvant atteindre 4,80 m, 55 secondes après le clapage. Deux situations données en annexe, 1'32" et 1'42", mettent en évidence cette couche ; les sondes turbidimétriques avaient alors relevé des valeurs supérieures à 2 g.l⁻¹.

Le dépôt semble évoluer très rapidement car, comme il sera discuté par la suite, les comparaisons bathymétriques ne permettront pas de relever d'importants exhaussements.

Il est à noter que la position de la vedette Calambo au moment du clapage (trop en arrière par rapport à la drague) et la lenteur de l'ouverture du clapet n'ont pas permis d'observer les premiers instants de la chute des sédiments.

7.2.3. Suivi du 2^{ème} clapage par benne (05/05/2001)

Environ 250 m³ de sédiments sont prélevés dans le bassin d'Arenc (position identique à celle de la fin du chargement du clapet 1). Des prélèvements sédimentaires sont effectués pour des analyses diverses (granulométrie, densité, teneurs en eau....).

	Teneur en eau %	Poids volum. ap. sec kg. m ⁻³	Bulk Density kg. m ⁻³	Densité	Diam. Médian µm	Princx Modes µm	Carb. Organ. Total %
SURFACE 14h 40	145	524	1284	1.31	23	2 et 40	-
MI-PROF 10h 45	130	565	1299	1.34	22	2 et 40	6.91
FOND 9h 30	109	624	1300	1.37	23	2 et 40	5.42

Tableau 6-2. Caractéristiques des sédiments chargés dans le clapet 2 (lors du chargement du 04/05/01)

	Teneur en eau %	Poids volum. ap. sec kg. m ⁻³	Bulk Density kg. m ⁻³	Densité	Diam. médian µm	Princx Modes µm	Carb. Organ. Total %
SURFACE	117	628	1363	1.38	-	-	-
MI-PROF (*)							
FOND	108	651	1354	1.39	19	2 et 20 à 30	-

Tableau 6-3. Caractéristiques des sédiments chargés dans le clapet 2 (avant le clapage du 05/05/01)

N.B. : Le diamètre médian [Q50] est calculé sur la fraction < 400 µm (la fraction > 400 µm représente 2.3 à 3.3 % du total de l'échantillon). (*) Entre la phase finale de chargement et l'échantillonnage sédimentaire avant transit sur la zone expérimentale, le préleveur mi-profondeur a disparu de la barge.

Le point de clapage prévu sur le site expérimental est marqué par une bouée : x 810 815, y 121 765.

Comme pour les jours précédents, un contrôle de l'ensemble des sondes (état référenceTo) est effectué avant clapage ; les teneurs en matières en suspension enregistrées par les sondes OBS sur le site de rejet sont de l'ordre de quelques mg.l⁻¹ (bruit de fond).

Des mesures de courant réalisées près du fond à l'aide d'un flotteur dérivant montraient un courant de SW (220°) de 2 cm.s⁻¹. La direction moyenne du vent était NNW (340°), force 6 Nds, mer belle.

Au moment du rejet les conditions étaient : ouverture des clapets à l'arrêt puis dégagement de la barge dès l'ouverture, vent d'Ouest 4 à 6 Nds, mer belle devenant faiblement agitée en fin de suivi.

Le suivi hydrosédimentaire du panache est mené pendant 86 minutes après le top clapage. Les flotteurs dérivants (fond et mi-profondeur) sont largués lors du clapage. Le sens moyen de déplacement du flotteur fond indique un courant de Sud (175°) de 10 cm.s⁻¹ ; celui de mi- profondeur indique un courant de SSE (160°) de 11 cm.s⁻¹.

Quelques minutes après le "top clapage", le câble des sondes OBS mis en place sur la vedette *Calambo* est coupé par l'hélice de la vedette occasionnant la perte d'une sonde OBS et l'interruption du suivi turbidimétrique par cette vedette.

Les résultats du suivi hydrosédimentaire montrent que (voir schémas en annexe) :

- de 0 à 4 mn après le rejet :

* la couche du fond présente de fortes teneurs en MES avec des valeurs variables comprises entre 10 et 300 mg.l⁻¹ ; un pic notable (300 à 700 mg.l⁻¹) est relevé de 1 à 2 mn après le "top clapage"

* des valeurs notables (10 à 300 mg.l⁻¹) sont observées entre 2 et 3' 30" en surface

- de 4 à 14 mn, au voisinage du fond, la turbidité (10 à 300 mg.l⁻¹) progresse dans le Sud du point de rejet en formant une tache investiguée d'environ 100 m de diamètre. La colonne d'eau supérieure présente des turbidités inférieures à 10 mg.l⁻¹.

- de 14 à 30 mn :

* la tache turbide (100 à 300 mg.l⁻¹) progresse toujours vers le Sud au voisinage du fond (extension de 170 m du point de rejet sur les 18 premières mn). Cette tache, toujours au fond dans une seconde période, est suivie d'une forte décroissance des teneurs (10 à 100 mg.l⁻¹)

- la tranche d'eau, à mi-profondeur présente des turbidités inférieures à 10 mg.l⁻¹ pendant les 18 premières mn. La fin de cette période (à partir de 24 mn) est marquée par une augmentation importante mais aléatoire des turbidités (100 mg.l⁻¹ à 2 g.l⁻¹).

Il est à noter que cette augmentation des turbidités à mi-profondeur est corrélée avec la diminution des turbidités au fond. L'apparition de ces fortes concentrations nous a conduit à vérifier le bon fonctionnement de la sonde OBS mi-profondeur (entre 35 et 37 mn). Son contrôle sur le pont n'a pas révélé d'anomalie.

* la tranche d'eau en surface présente toujours des teneurs inférieures à 10 mg.l⁻¹.

- de 30 à 86 mn, l'extrême limite géographique de l'investigation s'est poursuivie jusqu'à environ 500 m vers le Sud ; l'évolution des matières en suspension montre :

* au fond, une tache turbide, avec des teneurs comprises entre 10 et 100 mg.l⁻¹, est diffuse et entrecoupée de zones peu chargées (inférieures à 10 mg.l⁻¹).

* l'augmentation importante des turbidités à mi-profondeur observée précédemment est toujours constatée en s'étendant vers le Sud (jusqu'à 400 m du point de rejet). L'investigation de cette même tache, à partir de 49 minutes après le "top clapage", ne présente plus que des turbidités de l'ordre du bruit de fond.

Le panache turbide a été visualisé pendant 10 mn environ à partir du clapage à l'aide du sonar à imagerie Tritech (voir en annexe deux situations). La situation + 2' 10", réalisée en frontière de dépôt, révèle encore une importante masse turbide près du fond et des suspensions notables au voisinage de la surface. A noter que les sondes turbidimétriques "fond" et "surface" ont donné des valeurs allant jusqu'à 700 mg.l⁻¹ et 300 mg.l⁻¹ respectivement [voir ci-dessus].

Dans son intégralité, l'enregistrement montre :

- la formation d'une couche relativement dense au voisinage du fond, d'épaisseur irrégulière, mais pouvant atteindre une hauteur de 4,50 m à 4.80 m 23 secondes après le clapage,

- des coupes transversales dans le panache pour la totalité de la colonne d'eau.

Il est à noter qu'il n'a pu être effectué plusieurs passages dans le panache avant qu'il ne disparaisse, en raison de problèmes techniques (sondes et câbles pris dans l'hélice de la vedette). La position de la vedette Calambo au moment du clapage (pas assez parallèle par rapport à la drague), n'a pas permis d'observer la chute initiale des sédiments.

Parallèlement à ces travaux, des mesures ponctuelles hydrosédimentaires (turbidité, salinité, température et échantillonnage des matières en suspension) ont été réalisées par la vedette *Bigorno*.

7.2.4. Suivi du 3^{ème} clapage - DAM "Cap Croisette" (09/05/2001)

Environ 230 m³ de sédiments ont été prélevés dans la partie centrale du bassin d'Arc. Le volume total aspiré (mélange eau + sédiment) par la DAM est de 1073 m³.

	Teneur en eau (%) par rapport au poids sec	Poids volum. appt. sec kg. m ⁻³	Densité du matériau chargé	Densité du matériau en place (estimée)	Diamètre médian (sur fr.<400 µm)	Principx. modes (µm)
fournies par la DAM (moyennes)		435	1.085	1.30	-	-
Prélèvement IFREMER (fond)	89	723			20.3	20 et 40

Tableau 6-4. Caractéristiques physiques du sédiment

Le point de clapage prévu sur le site expérimental est marqué par une bouée : x 810 815, y 121 765

Avant clapage un contrôle de l'ensemble des sondes (état référence To) est effectué. Comme pour les jours précédents, les teneurs en matières en suspension enregistrées par les sondes OBS avant clapage sur le site de rejet, sont de l'ordre de quelques mg.l⁻¹ (bruit de fond).

Des mesures de courant réalisées près du fond à l'aide d'un flotteur dérivant montraient un courant de Sud (190°) de 4,6 cm.s⁻¹. La direction moyenne du vent était SSE (150°), force 14 Nds, mer agitée. Au moment du clapage les conditions étaient : ouverture de la drague en marche sur son erre, drague positionnée ensuite au Sud pour abriter la zone de suivi, vent de SSE (150°) 14 Nds, mer agitée à très agitée.

Le suivi hydrosédimentaire du panache est mené pendant 79 mn après le "top clapage". Les flotteurs dérivants (fond et mi-profondeur) sont largués lors du clapage. Le sens moyen de déplacement des flotteurs indique visuellement un courant de Nord. Les positionnements successifs des flotteurs n'ont pu être enregistrés. La vitesse et le cap du courant

apparaissent différents entre les mesures préalables et celles réalisées pendant le suivi.

Quelques minutes après le top clapage, le câble de la sonde OBS surface est coupé par l'hélice de la vedette *Calambo* occasionnant la perte de cette sonde et l'interruption momentanée du suivi turbidimétrique du panache par la vedette. Malgré cet incident le suivi est mené jusqu'à son terme avec les autres sondes.

Les résultats du suivi hydrosédimentaire montrent que (voir schémas en annexe) :

- de 0 à 4 mn après le rejet :

* la couche du fond présente de fortes teneurs en MES avec des valeurs variables, de 100 mg.l⁻¹ à plus de 2 g.l⁻¹, vers l'ENE

* quelques valeurs notables (10 à 300 mg.l⁻¹) sont observées à partir de 3' 30" à mi-profondeur sur le point de clapage

* la couche de surface ne présente pas de turbidités supérieures à la valeur de 10 mg.l⁻¹.

- de 4 à 15 mn, au voisinage du fond, une tache turbide (10 à 300 mg.l⁻¹) d'environ 60 m de diamètre progresse d'environ 100 m vers le Nord. La colonne d'eau supérieure présente quelques pics de turbidités (10 à 100 mg.l⁻¹) au SE de la tache observée au fond.

-de 15 à 46 mn :

*seule la couche turbide du fond continue son transit vers le Nord avec des concentrations comprises entre 10 et 100 mg.l⁻¹ (extension de 170 m du point de rejet sur les 38 premières minutes)

* le reste de la tranche d'eau ne présente pas de teneurs supérieures à 10 mg.l⁻¹.

- au-delà de 38 mn, le suivi ne révèle plus que des concentrations de l'ordre du bruit de fond sur toute la tranche d'eau.

Le panache turbide a été visualisé pendant 12 mn environ (à partir du " top clapage") à l'aide du sonar à imagerie Tritech (voir en annexe quatre situations types). L'enregistrement montre :

* la chute des sédiments dès l'ouverture de la drague,

* l'apparition des sédiments à environ 5 m de la surface après 20 secondes,

* les sédiments touchant le fond après 36 s. La situation + 46" proposée en annexe montre l'instant très fugace où la mixture occupe toute la tranche d'eau. La vitesse de chute du matériau a ainsi été estimée à 1,2 m.s⁻¹,

* une couche très turbide, au voisinage du fond, de l'ordre de 4,5 m d'épaisseur, après 140 s ; les sondes turbidimétriques "fond" enregistraient alors des valeurs supérieures à 2 mg.l⁻¹ (voir ci-dessus).

Ultérieurement le suivi a permis de visualiser le panache turbide dans la totalité de la colonne d'eau (voir situations de + 2'30" et 2'41" ; cette dernière met en évidence la constitution d'une couche plus dense sur 5 à 7 m au-dessus du fond).

Il est à noter que le bon positionnement de la vedette par rapport à la DAM a permis d'appréhender l'ensemble de la chute des sédiments. La qualité de la mesure a rendu possible une évaluation de la vitesse de chute du matériel clapé. Il a été estimé que le temps mis pour la chute des sédiments clapés par la DAM est 2,9 fois supérieur au temps mis par les sédiments clapés par la benne.

Parallèlement à ces travaux, des mesures ponctuelles hydrosédimentaires (courant, turbidité, salinité, température et échantillonnage des matières en suspension) étaient réalisées avec la vedette *Bigorno*.

7.3. Suivis bathymétriques

Deux couvertures bathymétriques ont été effectuées pour tenter d'estimer l'aurole de dépôt.

Il est à noter qu'un levé bathymétrique classique permet au mieux d'envisager une précision altimétrique de $\pm 0,10$ m. La nature sédimentaire du fond peut jouer sur cette précision : un fond vaseux réfléchit moins bien le son qu'un fond sableux ou rocheux. Le volume et l'état de consolidation des dépôts vaseux prennent une part non négligeable sur les résultats bathymétriques. Les facteurs pouvant intervenir sur la précision sont, entre autres, la vitesse du son dans l'eau de mer, la topographie du fond, l'état de la mer, le moyen nautique utilisé.

Une couverture bathymétrique de référence sur le site expérimental a été réalisée par le Service Hydrographique du Port Autonome de Marseille en septembre 2000. Après les 2^{ème} et 3^{ème} clapages, des sondages bathymétriques sont menés les 5 et 10 mai 2001. Le faible volume de dépôt (une benne sur les deux prévues) ne permet pas de constater une évolution bathymétrique notable.

La comparaison des courbes de niveau, cartographiées tous les 0,20 m, **entre les sondages de septembre 2000 et du 5 mai 2001 montre :**

a) pour le 5 mai, une position géographique des courbes de niveau 23,4 m et 24,0 m (courbes encadrant la zone expérimentale) proche de celle de septembre,

- b) quelques dômes de dépôts entre les courbes de niveau 23,6 et 23,8 m,
- c) un léger déplacement vers l'ESE de la courbe de niveau 23,6 m dans la zone de clapage ; ce même sens de déplacement, plus accentué, est constaté pour la courbe 23,8 m.

Ces résultats sont certainement plus indicatifs que significatifs. La différence d'altitude entre deux courbes de niveau est proche de la précision altimétrique attendue ; précision qui a du être dégradée légèrement par la présence d'un clapot généré par un vent local au cours du levé bathymétrique. Toutefois le déplacement des courbes de niveau vers l'ESE est en concordance avec la direction du vent d'ouest et les courants au voisinage du fond (flotteur dérivant).

L'analyse de la couverture bathymétrique du 10 mai 2001, réalisée par mer calme le lendemain du clapage de la DAM, montre :

- a) que les courbes de niveau 23,4 et 24,0 m occupent toujours une position géographique proche de celle de septembre 2000,
- b) un léger déplacement vers le NW de la courbe de niveau 23,6 m,
- c) un déplacement vers le NW de la courbe de niveau 23,8 m,
- d) une disparition des dômes de dépôts observés le 5 mai 2001.

Le déplacement des courbes de niveau 23.6 et 23.8 m vers le NW indique un glissement de ces deux courbes vers une position géographique moyenne située entre les observations de septembre 2000 et du 5 mai 2001. Ce glissement peut correspondre à un léger tassement des sédiments clapés le 5 mai 2001.

Le sondage du 10 mai n'a pas permis de mettre en évidence des dépôts notables de la mixture clapée par la DAM. Ceci est confirmé par les carottages de fin de campagne (voir paragraphe suivant) et les observations faites par les plongeurs.

7.3.1. Carottages

Deux carottes avaient été prélevées par plongeur le lendemain du clapage par la DAM (voir localisations sur la carte bathymétrique). La description des faciès et les paramètres sédimentologiques caractérisant ces divers faciès sont donnés dans les tableaux ci-dessous.

La première carotte, réalisée dans la zone de clapage, montre un dépôt de vase silteuse noirâtre, superficiel, de quelques millimètres pouvant être attribué aux rejets des 5 et 9 mai 2001.

Au vu des données bathymétriques, l'on peut penser que cette carotte a été réalisée légèrement trop au nord.

La 2^{ème} carotte, prélevée dans le SSW de la zone expérimentale et ayant pour but de fournir un "témoin" montre une fine pellicule millimétrique de vase silteuse noirâtre. Au-dessous, le sédiment est une vase fine brunâtre compacte de densité élevée. Il ne peut être déterminé ici si cette vase noirâtre provient ou non des clapages expérimentaux ou de clapages antérieurs effectués à proximité du sud de la zone.

7.4. Instrumentation du site

Compte-tenu (1) des premiers constats bathymétriques montrant l'inexistence d'une auréole de dépôt notable susceptible d'évoluer au cours du temps, (2) de l'insécurité du site (mouillage à proximité immédiate du site expérimental de pétroliers et méthaniers) et (3) du faible résultat prévisible, il a été décidé de ne pas instrumenter le site pour un suivi à moyen terme.

8. Suivi écotoxicologique

Françoise Quiniou et Xavier Caisey

8.1. Echantillonnage

Tous les prélèvements ont été stockés dans des pots et flacons en polyéthylène préalablement lavés à l'acide et rincés à l'eau déminéralisée, puis pré-rincés avec l'eau des prélèvements ou l'eau de mer lors des prélèvements de sédiments.

Prélèvement	Description	Bactérie	Bivalve	Amphipode
E1	Bassin d'Arenc	X	X	
E2	Ref. avant	X	X	
E3	Ref. avant	X	X	
E4	Ref. avant	X	X	
E8	Panache clapet 2	X	X	
E9	Panache clapet 2	X	X	
E10	Panache clapet 2	X	X	
E11	Surnageant DAM	X	X	
E12	Panache DAM	X	X	
E13	Panache DAM	X	X	
E14	Panache DAM	X	X	
S1	Ref. zone C	X		
S2	Ref. zone D	X		
S3	Ref. zone A	X		
S4	Ref. zone B	X		
S5	Ref. zone M ou E	X	X	X
S6	Zone post clapet 1	X		
S7	Sed. Moy. clapet 2	X	X	X
S8	Surf. Avt clapage	X	X	X
S post 2	Zone post clapet 2	X		
S9	DAM avant		X	X
S10	Fond DAM avant	X	X	X
S11	Zone post DAM	X	X	X
S12	Hors zone	X	X	X
S13	Zone + 2 mois	X		

Tableau 7-1 : Bio-essais réalisés sur les différents prélèvements.

Les prélèvements d'eau ont été filtrés, comme pour la chimie, afin d'évaluer la toxicité des eaux telles quelles et celle de la part dissoute. Les eaux et sédiments ont été sous-échantillonnés pour expédition au divers partenaires réalisant des tests de toxicité. Une première série a été expédiée depuis Martigues (E1, E8, E9, E10, E11, S5, S7, S7, S8, S9,

S10) et les derniers échantillons (S11, S12, E12, E13, E14) depuis Brest après réception du dernier sédiment (S12). Le tableau 7-1 présente l'ensemble des bio essais réalisés sur les eaux et sédiments prélevés. La toxicité potentielle de tous les échantillons a été évaluée par le test bactérie, alors que seule une sélection d'eaux et sédiments a été testée avec les deux autres tests. Les eaux ont été testées brutes et filtrées à 0,45µm.

8.2. Sélection des bio essais utilisés

Conformément aux recommandations de la démarche d'analyse des risques, décrite dans Géodrisk (Alzieu et Quiniou, 2001), trois espèces test ont été utilisées :

- 1 - Le test développement embryonnaire de bivalve (*Crassostrea gigas*) sur les eaux et les sédiments,
- 2 - Le test sur l'inhibition de la bioluminescence de la bactérie *Vibrio fischeri* (Microtox®), sur toutes les eaux et les sédiments,
- 3- Le test sur la mortalité de l'amphipode fouisseur (*Corophium arenarium*), sur la sélection de sédiments.

Ces bio essais ont été réalisés selon les protocoles décrits dans Géodrisk (Quiniou, 2001).

8.3. Paramètres physico-chimiques des échantillons testés

8.3.1. Poids sec des sédiments

Afin de ramener les effets observés au poids sec de sédiment testé, ces derniers ont été mis à l'étuve, 48h à 60°C, pour mesurer le taux d'humidité.

observation	Sédiment	% eau
vase grise	S1	39,69
vase grise	S2	38,48
vasegrise	S3	43,80
vase grise	S4	38,88
vase grise	S5	42,49
vase noire	S6	40,73
vase noire odorante	S7	53,96
vase noire	S8	52,62
vase très noire + brins	S post 2	54,77
vase noire liq.	S10	55,07
vase noire	S11	48,65
sable gris+coquilles	S12	23,89
sable gris	S13	

Tableau 7-2 : Poids secs des sédiments testés.

8.3.2. Salinité et pH des eaux destinées aux bio-essais

référence	pH	salinité
eau de mer	7,9	35,2
E1	7,7	16,6
E2	7,9	37,6
E3	7,9	37,6
E4	7,9	37,4
E8	7,9	37,8
E9	7,9	37,9
E10	7,9	37,6
E11	7,6	37,4
E12	7,9	37,5
E13	7,9	37
E14	7,8	37,3

Tableau 7-3 : Valeur des salinités et pH des eaux testées.

8.4. Résultats des tests de toxicité

8.4.1. Test Microtox

8.4.1.1. Toxicité des eaux

Les eaux échantillonnées ont été testées brutes et filtrées 0,45µm, selon le protocole phase liquide du Microtox (Microbic, 1992) et la norme ISO (1998). Une première série d'essais a été réalisée en utilisant le diluant de salinité > 35 et pH 5,8. Toutes les eaux ont, dans ce cas, un effet de stimulation sur les bactéries dont la luminescence augmente au bout de 5 mn puis 15 mn de contact ; que les eaux soient testées brutes ou filtrées 0,45µm. Afin d'éliminer les effets du pH et de la salinité, du diluant, sur la bioluminescence des bactéries, toutes les eaux ont été re-testées en eau de mer de référence (eau de mer de la station d'Argenton) filtrée sur cartouche millipore de vide maille 0,22µm. Afin de comparer les résultats avec cette eau témoin, les échantillons, de salinité > 35 ont été dilués de 5 % pour avoir une salinité égale à celle de l'eau de mer de référence utilisée dans les essais ($35,2 \pm 0,5$). L'échantillon 1 étant très dessalé, c'est l'eau de mer de référence qui a été ramenée à la salinité de l'échantillon E1.

Les résultats obtenus montrent que les eaux ne modifient pas la luminescence des bactéries à l'exception de l'eau E1 du bassin d'Arcenc qui provoque une légère inhibition quand elle est testée à 100% et E11 ou eau surnageant dans la DAM (Cap Croisette) qui donne une CE50 lorsqu'elle est testée à la dilution 95 %.

<i>mn</i>	5	15	30
<i>E1 tq</i>	5 à 10	5 à 10	5 à 10
<i>E1 0.45</i>	5 à 10	5 à 10	5 à 10
<i>E2 tq</i>	0	0	
<i>E2 0.45</i>	0	0	
<i>E3 tq</i>	0	0	
<i>E3 0.45</i>	Stimulation	Stimulation	
<i>E4 tq</i>	0	0	
<i>E4 0.45</i>	Stimulation	Stimulation	
<i>E8 tq</i>	Stimulation	Stimulation	
<i>E8 0.45</i>	Stimulation	Stimulation	
<i>E9 tq</i>	0	0	
<i>E9 0.45</i>	Stimulation	Stimulation	
<i>E10 tq</i>	0	0	
<i>E10 0.45</i>	Stimulation	Stimulation	
<i>E11 tq</i>	30 à 40	30 à 40	30 à 40
<i>E11 0.45</i>	30 à 40	30 à 40	30 à 40
<i>E12 tq</i>	0	0	
<i>E12 0.45</i>	Stimulation	Stimulation	
<i>E13 tq</i>	0	0	0
<i>E13 0.45</i>	0	0	0
<i>E14 tq</i>	0	0	0
<i>E14 0.45</i>	Stimulation	Stimulation	

Tableau 7-4: Taux d'inhibition ou d'activation des eaux sur *Vibrio fischeri*

8.4.1.2. Toxicité des sédiments

Les sédiments ont été testés en contact direct selon le protocole phase solide du Microtox (Microbic, 1992). Les essais ont été réalisés depuis la concentration 100 g.l⁻¹ jusqu'à 0, en pratiquant des dilutions successives de 50%.

8.4.2. Test Bivalve, *Crassostrea gigas*, sur eaux et sédiments

Le test correspond à la norme ASTM (1994) modifiée selon le protocole présenté dans le cédérom Géodrisk (Quiniou, 2001).

Les essais sont réalisés en eau de mer de synthèse et chaque échantillon est testé en triplicat sur deux couples de géniteurs. La sensibilité des géniteurs est testée par le sulfate de cuivre comme toxique de référence. Les réponses des géniteurs lors des deux séries de tests ont donné des

valeurs de CE50 du sulfate de cuivre de 4 et 5,2 μg d'ion Cu par litre avec des intervalles de confiance à 95% de 3 à 4,9 $\mu\text{g.l}^{-1}$ et 3,8 à 6,8 $\mu\text{g.l}^{-1}$, ce qui est conforme aux valeurs habituellement observées (Quiniou *et al.*, 1999). Les anomalies dans les témoins étant respectivement de 14,3 et 13 % pour la première série et 9,3 et 8,7% pour la seconde série ; donc acceptables car inférieures à 20%.

Les résultats obtenus permettent d'évaluer la concentration de sédiment ou la dilution d'eau entraînant 50 % de larves "D" anormales CE 50 ; ils sont présentés dans le tableau 7-5.

Eaux	% brute	% filtrée 0,45 μm
E1	49,3	38,8
E2	117	132,6
E3	100	99,8
E4	104,1	82,1
E8	112,2	101,5
E9	104,2	101,5
E10	127,2	136,7
E11	1,49	---
E12	103	102
E13	> 100	> 100
E14	30,2	> 100
sédiment	g humide /L	g sec/L
S5	11,2	6,44
S7	0,13	0,06
S8	0,16	0,08
S9 liquide	0,64	
S10	0,22	0,1
S11	0,69	0,35
S12	> 10	> 7,61

Tableau 7-5 : Dilution des eaux et poids des sédiments (en g.l^{-1}) provoquant 50% de larves "D" anormales chez *Crassostrea gigas*.

Pour les eaux, les résultats montrent que testées à 100%, brutes ou filtrées, elles entraînent toutes ou presque 50 % d'anomalies du développement embryo-larvaire. Les salinités supérieures à 37 en sont vraisemblablement responsables. Cependant, on note que deux d'entre elles sont particulièrement toxiques :

° l'eau E1 entraîne une CE50 même diluée de moitié, cette eau du bassin d'Arenc est en fait une eau très peu salée contenant une très grande quantité d'eau de ruissellement de la ville de Marseille

° l'eau E11 (surnageant de la DAM) pour laquelle la CE50 est atteinte avec moins de 2% de ce surnageant.

Pour les sédiments, les résultats disponibles montrent que les boues draguées (S8 dans clapet 2) ou aspirées (S9 et S10 de la DAM) sont très toxiques.

8.4.3. Test amphipode : *Corophium arenarium*

Le test correspond à la norme en cours d'adoption par l'ISO : Projet ISO/CD 16712 (30/06/01) - Determination of acute toxicity of marine and estuarine sediments to amphipods. Il permet d'évaluer la dose létale sur une durée d'exposition aux sédiments de 10 jours. Ces derniers sont tamisés à 10 mm et les essais se déroulent en eau de mer naturelle filtrée, provenant du site de récolte des amphipodes. Le sédiment de référence provient aussi du site de récolte et est tamisé sur tamis de 200 µm de vide de maille. Les mortalités dans les témoins sont de 5%, et leur sensibilité est vérifiée par l'effet du chlorure de cadmium ++ , toxique de référence.

Les sédiments ont été testés bruts et dilués par le sédiment référence afin de pouvoir déterminer les quantités (% de sédiment à tester dans le sédiment total) provoquant 50% de mortalité des amphipodes.

Sédiment	CE50 % g humide	CE15 % g humide
S5	> 100	70 (estimation)
S7	21,2	4,1
S8	17,3	5,1
S9	53,6	20,4
S10	32,8	14,6
S11	331	65
S12	157	35

Tableau 7-6 : Effets des sédiments sur l'amphipode *Corophium arenarium*, quantité de sédiment entraînant 50 ou 15 % de mortalité.

Les résultats obtenus montrent que les sédiments en place sur zone (S5 avant les clapage ; S11 après les 3 clapages) et hors zone (S12) entraînent moins de 50% de mortalité testés bruts = CE 50 >100%.

Les sédiments dragués (S7, S8) ou aspirés (S9, S10) sont eux très toxiques les CE 15 étant < 5 pour les sédiments 7 et 8 dont le taux d'humidité.

8.5. Conclusion

Les tableaux 7-8 et 7-8 présentent de manière synthétique les résultats du suivi de la toxicité et montrent que :

1- Les échantillons d'eau de mer prélevés sur zone, avant et après clapages, ne sont pas toxiques vis à vis de la bactérie marine *Vibrio fisheri*. Les effets sur le développement embryonnaire de bivalve (test huître) sont identiques avant ou après clapage, à l'exception d'un prélèvement contenant plus de matières en suspension : ce qui correspond aux faibles contaminations dissoutes observées par l'analyse chimique.

2- L'eau de surverse de la DAM, présente une toxicité forte vis à vis des tests « bactérie » et « bivalve » : ceci correspond vraisemblablement à la présence d'une contamination organique (HAP ..) puisque la contamination métallique est faible.

3- Les résultats des tests de toxicité des sédiments sont beaucoup plus tranchés :

- avant clapage les tests « bactéries » et « bivalves » montrent l'existence d'une toxicité des sédiments en place sur la zone de clapage, vraisemblablement liée aux immersions antérieures,

- le test amphipode fouisseur est légèrement moins sensible, comme déjà démontré dans PNETOX, mais révèle néanmoins un effet marqué.

Ces observations confirment la validité de ces bio-essais pour suivre l'impact des immersions de boues de dragage.

Prélèvement	Bactérie	Bivalve	
<i>Eaux</i>	Description	CE x 15 mn	CE 50 % brute
			CE 50 % 0,45µm
E1	Bassin d'Arenc	5 à 10	38,8
E2	Ref. avant	0	132,6
E3	Ref. avant	0 à stim	99,8
E4	Ref. avant	0 à stim	82,1
E8	Panache clapet 2	stim	101,5
E9	Panache clapet 2	0 à stim	101,5
E10	Panache clapet 2	0 à stim	136,7
E11	Surnageant DAM	CE 30 à 40	---
E12	Panache DAM	0 à stim	102
E13	Panache DAM	0	> 100
E14	Panache DAM	0 à stim	> 100

Tableau 7-8: présentation synthétique des résultats d'écotoxicologie des eaux testées

sédiment		Bactérie	Bivalve	Amphipode			
		CE 50 g sec/L	Score d'effet	CE 50 g sec/L	Score d'effet	CE 15 g sed sec/L	Score d'effet
S1	Ref. zone C	0,22 - 0,44	2				
S2	Ref. zone D	0,23 - 0,46	2				
S3	Ref. zone A	0,21	2				
S4	Ref. zone B	0,23 - 0,46	2				
S5	Ref. zone M ou E	0,20 - 0,40	2	6,44	2 à 3	40	0
S6	Zone post clapet 1	0,05 - 0,1	3				
S7	Sed. Moy. clapet 2	0,08	3	0,06	3	1,9	1
S8	Surf. Avt clapage	0,18 - 0,35	3	0,08	3	2,4	1
S post 2	Zone post clapet 2	0,04	3				1 à 2
S9	DAM avant			0,30	3	<1	
S10	Fond DAM avant	0,34 - 0,68	1 à 2	0,10	3	6,6	1
S11	Zone post DAM	0,39 - 0,77	1 à 2	0,35	3	33,4	0
S12	Hors zone	2,28	1	> 7,61	1 à 2	26,6	0
S13	Zone + 2 mois	0,28 - 0,56	2				

Tableau 7-9: Synthèse des résultats d'écotoxicologie des sédiments testés.

9. Suivi des apports en contaminants des zones d'immersion par des bioindicateurs d'exposition

Bruno Andral, Claude Alzieu et Martial Huet

9.1. Le contexte

Les prescriptions applicables aux travaux de dragage et à leur rejet, telles que fixées par l'arrêté du 23 février 2001, imposent à l'exploitant de minimiser les impacts prévisibles sur les différents usages du milieu. A ce titre il doit s'assurer par tout moyen approprié, y compris par l'observation visuelle, que l'opération n'a pas d'effet significatif. Les apports en contaminants des opérations d'immersion des matériaux de dragage sont difficiles à estimer en raison de la :

- répétition des clapages de matériaux hétérogènes et dissemblables pendant des campagnes qui durent la plupart du temps plusieurs mois et engendrent des dépôts dispersés sur de grandes surfaces,
- difficulté de déterminer la biodisponibilité des contaminants associés aux particules ; les mesures chimiques, même pratiquées à partir d'extractions séquentielles, ne renseignent que très imparfaitement sur l'importance de la fraction qui intégrera la boucle biologique,
- variabilité des conditions physico-chimiques du milieu qui dispersent ou concentrent les dépôts et favorisent ou limitent la remobilisation des contaminants.

Face à cette méconnaissance du devenir des contaminants associés aux matériaux immergés on se contente généralement d'établir des bilans basés sur le produit : Concentration moyenne en contaminant dans le matériau x Volume de matériau immergé.

Ce calcul entaché d'importantes erreurs, tant sur les concentrations que sur les volumes, est utilisé à titre de comparaison avec les autres bilans globaux d'apports à l'Océan ; ceux des grands fleuves par exemple. Toutefois il ne renseigne pas sur l'impact régional des immersions. Les mesures directes, par prélèvement dans les panaches ou la détermination des flux diffusifs des dépôts par des chambres benthiques par exemple, se révèlent compliquées à mettre en œuvre et ne sont envisagées que lors d'opérations lourdes impliquant des moyens matériels et humains importants. Par contre l'analyse et l'observation d'organismes vivants, allochtones ou prélevés dans la zone d'immersion, peut fournir des indications sur l'importance des impacts et des stress auxquels ils sont soumis. Ces approches sont couramment appliquées par les réseaux de surveillance biologique de la qualité des milieux, pour lesquels des

mollusques filtreurs et dans certains cas des gastéropodes, jouent le rôle d'espèces bioindicatrices.

9.2. La biosurveillance des apports

9.2.1. Par les niveaux de contamination

La capacité des bivalves filtreurs à accumuler les contaminants auxquels ils sont exposés est, depuis le début des années 1970, mise à profit pour la surveillance de la qualité du milieu marin. La moule, essentiellement du genre *Mytilus*, a été proposée par Golberg (1975) comme "organisme sentinelle" pour l'étude des niveaux et des tendances de la contamination chimique en milieu côtier. La bioaccumulation des contaminants dans les tissus est, proportionnelle à leur biodisponibilité (Georges et Coombs, 1977), généralisable à une majorité de métaux divalents et aux composés organiques lipophiles comme les organochlorés (Harvey *et al.*, 1973) et se traduit par un pseudo-équilibre entre la concentration du micropolluant dans l'organisme et celle du milieu extérieur. La quantité de contaminant retenue dans les tissus est étroitement dépendante du cycle biologique de l'organisme (âge, maturité sexuelle) et des caractéristiques physico-chimiques du milieu.

Du point de vue opérationnel, deux stratégies sont mises en œuvre : la biosurveillance passive qui utilise les populations indigènes de moules sauvages ou cultivées et la biosurveillance active qui procède par transplantation d'individus prélevés sur des sites de référence non contaminés. Les avantages, inconvénients et complémentarités des deux approches sont sommairement résumés dans le tableau 8-1. En France le Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin (RNO) et le Réseau Intégrateurs Biologiques (RINBIO) en Méditerranée appliquent respectivement ces deux stratégies.

Biosurveillance	Passive	Active
Avantages	<ul style="list-style-type: none"> - Accessibilité de l'échantillonnage - Références nationales et internationales 	<ul style="list-style-type: none"> - Période d'exposition connue - Choix de l'emplacement des stations indépendant de la bathymétrie - Positionnement de l'échantillon dans la colonne d'eau Mesures optimisées par l'utilisation d'échantillons

		homogènes au regard de la population d'origine, de la taille, de l'âge et de leur environnement
Contraintes	<ul style="list-style-type: none"> - Répartition géographique des espèces sentinelles - Indisponibilité des tailles individuelles dans certaines zones - Variabilité saisonnière - Homogénéité des échantillons - Variations dues à la taille des organismes 	<ul style="list-style-type: none"> - Logistique lourde - Interprétation des données dépendante de la variabilité physico-chimique et trophique des sites de stabulation - Détermination de paramètres biométriques complémentaires

Tableau 8-1 : Avantages et inconvénients des méthodes de biosurveillance passives et actives.

9.2.2. Par les effets biologiques spécifiques

L'exposition des organismes vivants aux contaminants se traduit généralement par une réponse non spécifique qui peut se caractériser de manière aiguë par des mortalités massives ou plus fréquemment par des perturbations qui affectent la biodiversité et la représentation des espèces dans les peuplements cibles. Ce dernier aspect a fait l'objet de nombreuses recherches dans des contextes variés. Par contre, on ne connaît que peu d'exemples où un contaminant déterminé est repérable par la nature du stress ou de l'effet physiologique qu'il produit chez des espèces particulièrement sensibles. Le cas le plus significatif est celui du tributylétain (TBT), matière active des peintures antisalissures marines et polluant ubiquiste des milieux portuaires, qui provoque des malformations morphologiques spécifiques chez les mollusques. Ainsi à des teneurs dans l'eau 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 : phénomène connu sous le nom d'imposex. Dans son stade aigu, les femelles deviennent stériles mettant en péril la survie des populations. Le phénomène d'imposex a été observé chez plus de 118 espèces de gastéropodes et résulterait d'une perturbation des fonctions endocriniennes qui aboutirait à l'accumulation de testostérone (Bettin *et al.*, 1996). Si d'autres substances présentes dans l'environnement sont également des perturbateurs endocriniens, le TBT est le seul qui agisse à aussi faible concentration sur les gastéropodes. De plus, on a observé *in situ* et au laboratoire que des niveaux de contamination similaires (2 ng.l^{-1}) provoquent des malformations dans la

calcification des coquilles d'huîtres creuses *Crassostrea gigas* (Alzieu *et al.*, 1981). Les perturbations se traduisent par la formation de chambres remplies d'une substance gélatineuse et l'absence de croissance en longueur.

Ces deux malformations, imposex et chambrage, sont considérées comme bioindicatrices spécifiques du TBT et à ce titre intégrées dans divers programmes de surveillance.

9.3. Application des bioindicateurs aux zones d'immersion

Les zones d'immersions des matériaux de dragage sont généralement situées à plus ou moins grande distance des côtes par des fonds de l'ordre de 20 à 30 mètres. Ceci signifie que la surveillance ne peut être réalisée à partir de mollusques autochtones, tels que gastéropodes et moules, qui ne colonisent pas ces fonds meubles. C'est donc par transfert d'individus allochtones qu'on peut envisager d'appliquer les techniques de la biosurveillance au suivi des zones d'immersions.

9.3.1. Protocoles expérimentaux de la biosurveillance active.

En Méditerranée le Réseau Intégrateurs Biologiques (RINBIO) a été conçu pour mesurer les niveaux de contamination dans cinquante zones côtières considérées comme homogènes et utilisées comme référentiel géographique pour le Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE) du Bassin Rhône Méditerranée Corse. Les protocoles mis en œuvre et optimisés par les campagnes successives sont transposables à l'évaluation de la contamination des zones en mer ouverte, telles que les zones d'immersion de matériaux de dragages. Dans ce dernier cas il est également possible d'évaluer l'impact spécifique d'un clapage ou celui plus global d'immersions multiples.

9.3.1.1. Les espèces sentinelles

Les moules *Mytilus edulis* et *Mytilus galloprovincialis* satisfont aux exigences de surveillance des niveaux de contamination :

- facilité d'approvisionnement et large aire de répartition en Europe,
- physiologie et processus de bioaccumulation bien connus,
- tolérance à de larges gammes de température et de salinité,
- résistance à la déshydratation au cours du transport.

Les lots transplantés sont sélectionnés à partir de zones peu ou pas polluées par les contaminants recherchés ; les cinétiques de contamination étant beaucoup plus rapides que celles de décontamination on limite ainsi le temps de stabulation nécessaire pour la mise à l'équilibre avec le milieu. On recherchera des individus âgés de 18 à 24 mois et appartenant à un même patrimoine génétique. Un double calibrage (grille de 19 mm) permet d'obtenir une cohorte homogène. Lorsque cela est possible, on privilégie les moules de captage car leur cycle de croissance s'est intégralement déroulé sur le site de production. Une fois le tri réalisé, les lots obtenus (3 kg de moules) sont mis en poche ostréicole, puis immergés sur le site d'origine pour favoriser le regrappage et obtenir de meilleurs taux de survie lors de la transplantation.

Le bigorneau perceur *Nucella lapillus* en Manche et Atlantique, et le murex tronqué *Hexaplex trunculus* en Méditerranée, sont des espèces connues pour être très sensibles à l'exposition au TBT. Le suivi de l'imposex dans des populations autochtones et allochtones a été utilisé dans le cadre de programmes visant à évaluer la contamination des eaux. En vue de leur transplantation, les individus de *N. lapillus* sont récoltés dans le milieu naturel sur un site reconnu peu contaminé par le TBT. Le prélèvement s'effectue au niveau de mi-marée, sur les estrans rocheux, en période de vive-eau. Chaque échantillon homogène est constitué d'une cinquantaine de bigorneaux, placés dans des cages ajourées, en présence d'une quantité suffisante de nourriture, soit environ une moule (*M. edulis*) par individu et par semaine de stabulation. *H. trunculus* est un gastéropode commun en Méditerranée. Exploité commercialement il peut être récolté par plongées ou à la drague. De la même façon que pour *N. lapillus*, des lots de 50 à 60 individus sont disposés dans les cages ajourées en présence de nourriture (moules), en quantité suffisante (10 kg).

9.3.1.2. La structure support

Les stations artificielles sont constituées par une structure métallique représentée sur la figure 8-1. Le système est solidarisé avec le fond par un lest de 30 kg constitué de quatre maillons de chaîne. Afin d'empêcher tout risque de déplacement une ancre plate de 2 kg peut être ajoutée au lest. Les liaisons entre l'ancre, le lest et la poche sont assurées respectivement par une chaîne galvanisée et un cordage en polypropylène. Un flotteur principal de 11 litres fixé au-dessus des poches assure leur maintien à 10 mètres sous la surface, quelles que soient les conditions d'envasement ou de biofouling.

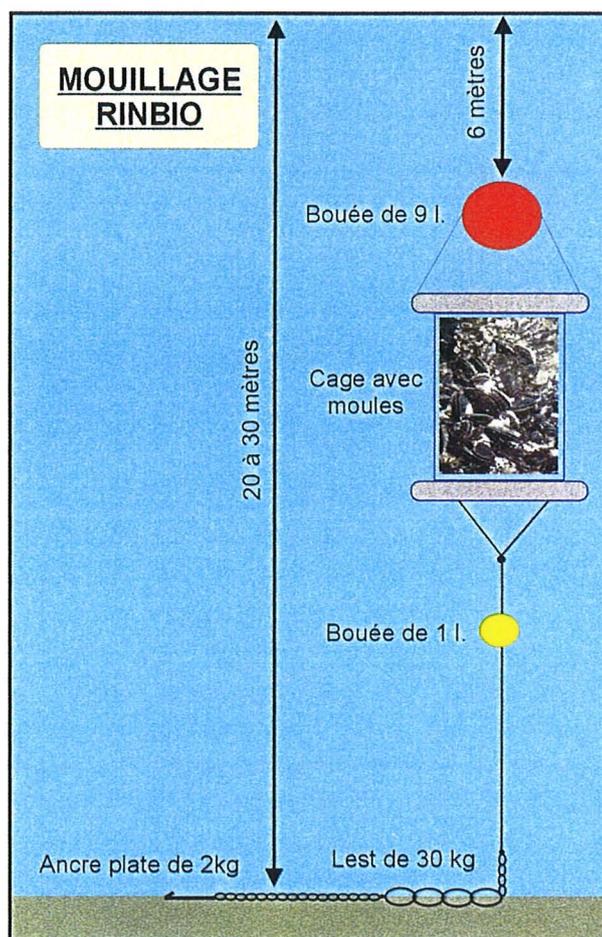


Figure 8-1 : Schéma d'un mouillage en place

Le mouillage ainsi réalisé répond à plusieurs critères d'ordres techniques et économiques :

- discrétion de l'ensemble permettant de réduire les risques de destruction liés au trafic maritime et à la pêche,
- tenue adaptée aux conditions hydrodynamiques de la Méditerranée jusqu'à la bathymétrie des 10 mètres,
- réduction des forces de traînée qui pourraient être à l'origine de conditions défavorables à la survie des coquillages par immersion à 10 mètres sous la surface,
- flottabilité adaptée à l'alourdissement du système par envasement et biofouling,
- faible coût et facilité de manutention pour la pose et la relève rapide de l'ensemble.

La récupération des échantillons a lieu en plongée. L'usage combiné du GPS différentiel, d'un sonar panoramique et d'un sondeur vertical permet de repérer les mouillages sans difficultés. Le signal composé de 2 ou 3 signaux lenticulaires à des profondeurs connues permet de le distinguer avec certitude parmi les échos parasites engendrés par des bancs de poissons, des déchets flottants ou des thermoclines fréquentes dans la zone côtière. La détection acoustique du mouillage peut être facilitée en ajoutant à la ligne de mouillage deux bouées « nokalon » d'un litre. La récupération sans l'aide de plongeurs est également possible par accrochage des mouillages à l'aide d'un système traînant.

9.3.1.3. La stabulation

L'échantillon expérimental est placé dans deux poches ostréicoles de maille 18 mm, de dimension 0,5 m x 0,35 m, accolées dos à dos et renfermant chacune trois kg de moules. Chaque poche est rigidifiée par deux tubes PVC de diamètre 40 mm fendus dans leur longueur et enfilés sur la partie supérieure et inférieure de la poche. Si l'on souhaite procéder à plusieurs prélèvements espacés dans le temps les poches sont alors compartimentées en deux par un jonc, de façon à disposer sur chaque mouillage de quatre échantillons identiques.

L'immersion doit être préférentiellement réalisée pendant la période de repos sexuel des moules, généralement du mois d'avril au mois août. La durée d'immersion nécessaire pour atteindre un pseudo équilibre avec le milieu est alors d'environ 3 mois.

Pour les gastéropodes, utilisés comme indicateurs d'exposition au TBT et non de bioaccumulation, la période immersion peut être indépendante du cycle de reproduction. La durée de stabulation à partir de laquelle l'évolution de l'imposex devient significative est de l'ordre de deux mois pour *N. lapillus* et de 45 jours pour *H. trunculus*.

9.3.1.4. Plan d'échantillonnage

Le plan d'échantillonnage adapté à un site d'étude, doit impérativement comporter :

- un témoin d'origine des coquillages, qui sera utilisé pour déterminer l'état physiologique et les niveaux de contamination avant transplantation,
- un témoin, implanté pendant la durée de l'étude, hors du site expérimental et dans une zone de référence non impactée par des rejets divers,
- des échantillons tests, répartis dans la zone d'étude en fonction des connaissances relatives aux origines des apports à contrôler et aux

conditions hydrodynamiques dominantes pendant la période de stabulation choisie. Pour ces derniers la densité de répartition favorisera le suivi dans le champ proche des rejets. La période d'implantation du dispositif sera adaptée à l'évaluation de l'impact spécifique d'un clapage ou de celui d'immersions multiples.

9.3.1.5. Traitement des échantillons de moules

Les échantillons sont égrappés et lavés à l'eau de mer. La mortalité est évaluée et la mesure de l'épaisseur de la coquille est effectuée sur quinze moules sélectionnées au hasard pour évaluer l'homogénéité du lot. Environ 80 individus sont conservés pour les analyses chimiques. Deux piluliers de chairs, égouttées puis lyophilisées, sont préparés pour chaque station. Les coquilles correspondantes sont séchées à 60°C à l'étuve, puis pesées. Pour chaque échantillon le rapport entre le poids sec de chair et le poids sec de coquilles détermine un indice de condition qui constitue un bon indicateur de l'état physiologique (réserves énergétiques, croissance tissulaire, stade sexuel) des coquillages. Il permet de pondérer la contamination mesurée entre secteurs de qualité trophique différente (Andral *et al.*, 2001) en utilisant des modèles de régression linéaire spécifiques à chacun des contaminants (figure 8-2). Lorsque la distribution de l'indice de condition reste homogène pour l'ensemble des stations implantées, les données peuvent être interprétées en l'état.

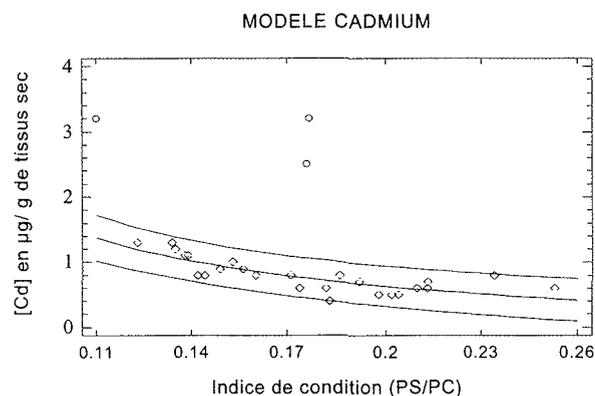


Figure 8-2 : Modèle de régression linéaire pour le cadmium. En rouge l'intervalle de confiance à 95 %.

9.3.1.6. Détermination de l'imposex chez les gastéropodes

Au laboratoire les coquilles sont mesurées (hauteurs) au dixième de millimètre à l'aide d'un pied à coulisse, puis broyées dans un étai. L'observation des différents éléments du tractus génital permet de distinguer les mâles des femelles. Chez les mâles, le pénis se situe au niveau de la tête, en arrière du tentacule oculaire droit. Un conduit spermatique, appelé *vas deferens*, relie le pénis à la prostate. L'acheminement des spermatozoïdes du testicule vers la prostate s'effectue au long de la vésicule séminale, conduit sinueux. En l'absence d'imposex chez la femelle, aucun organe sexuel n'est développé au niveau de la tête. L'ouverture génitale (vulve) est située en avant de la glande à capsules, analogue à la prostate chez les mâles. Dans cet organe, les œufs fécondés sont entourés d'une matrice protéique protectrice qui est ensuite fixée au rocher : la capsule. Les ovocytes transitent de l'ovaire vers la glande à capsules via l'oviducte puis la glande à albumen. Entre la glande à albumen et celle à capsules, il existe une glande remarquable par sa couleur brune : la spermathèque, où sont stockés les spermatozoïdes après la copulation. L'imposex se caractérise chez la femelle par le développement des organes sexuels mâles que sont le pénis et le *vas deferens*. L'observation de ce phénomène nécessite d'effectuer une incision longitudinale du plafond de la cavité palléale. Comme établi par Gibbs *et al.* (1987) l'évolution de l'imposex est échelonnée selon différents stades de VDS (*Vas Deferens Sequence*). Au stade 0, la femelle ne possède aucune caractéristique mâle.

Au stade 1, une ébauche de *vas deferens* apparaît au niveau de la papille génitale. Alors que cette portion du *vas deferens* se prolonge vers l'avant de l'animal, le pénis commence à se former, au niveau de la tête, en arrière du tentacule oculaire droit : il s'agit du stade 2. Au stade suivant, le pénis est bien distinct ; il est prolongé par la portion antérieure du *vas deferens*. La portion postérieure du *vas deferens* s'étend alors plus encore vers l'avant. Les deux portions du *vas deferens* poursuivent leur développement l'une vers l'autre jusqu'à fusionner. La femelle est alors au stade 4 ; le pénis s'est allongé. Au stade 5, le pénis a atteint sa taille maximale ; le *vas deferens* a proliféré autour de la papille génitale et obstrue la vulve. L'expulsion des pontes est désormais impossible et la femelle est donc stérile. Ce phénomène est confirmé, au stade 6, par la présence de capsules avortées au sein de la glande du même nom. La détermination de ces stades est réalisée après observation sous loupe binoculaire dont le micromètre, inséré dans un des optiques, sert à mesurer la longueur du pénis au dixième de millimètre. Les données, hauteur de la coquille, sexe, longueur du pénis, stade de VDS, sont soumises à un traitement statistique. Tel que défini par Gibbs *et al.* (1987), la moyenne

des stades de VDS, pour un échantillon donné, fournit la valeur d'un premier indice, le VDSI (*VDS Index*). Le deuxième indice défini par Bryan *et al.* (1986) est le RPSI (*Relative Penis Size Index*). Il est calculé comme suit :

$$\text{RPSI} = \frac{(\text{longueur moyenne du pénis des femelles})^3}{(\text{longueur moyenne du pénis des mâles})^3} \times 100$$

9.4. suivi de la zone de Fos

Une approche des apports à court et moyen terme d'une immersion spécifique dans le Golfe de Fos a été tentée par transplantation de bioindicateurs selon un maillage de stations expérimentales.

9.4.1. Caractéristiques de la zone d'immersion

La zone concernée représentée sur la figure 8-3, d'une profondeur comprise entre 20 et 30 mètres, reçoit les boues de dragage des ports voisins, soit environ 7900 m³ par an. La plus grande partie des matériaux est clapée au sud de la zone

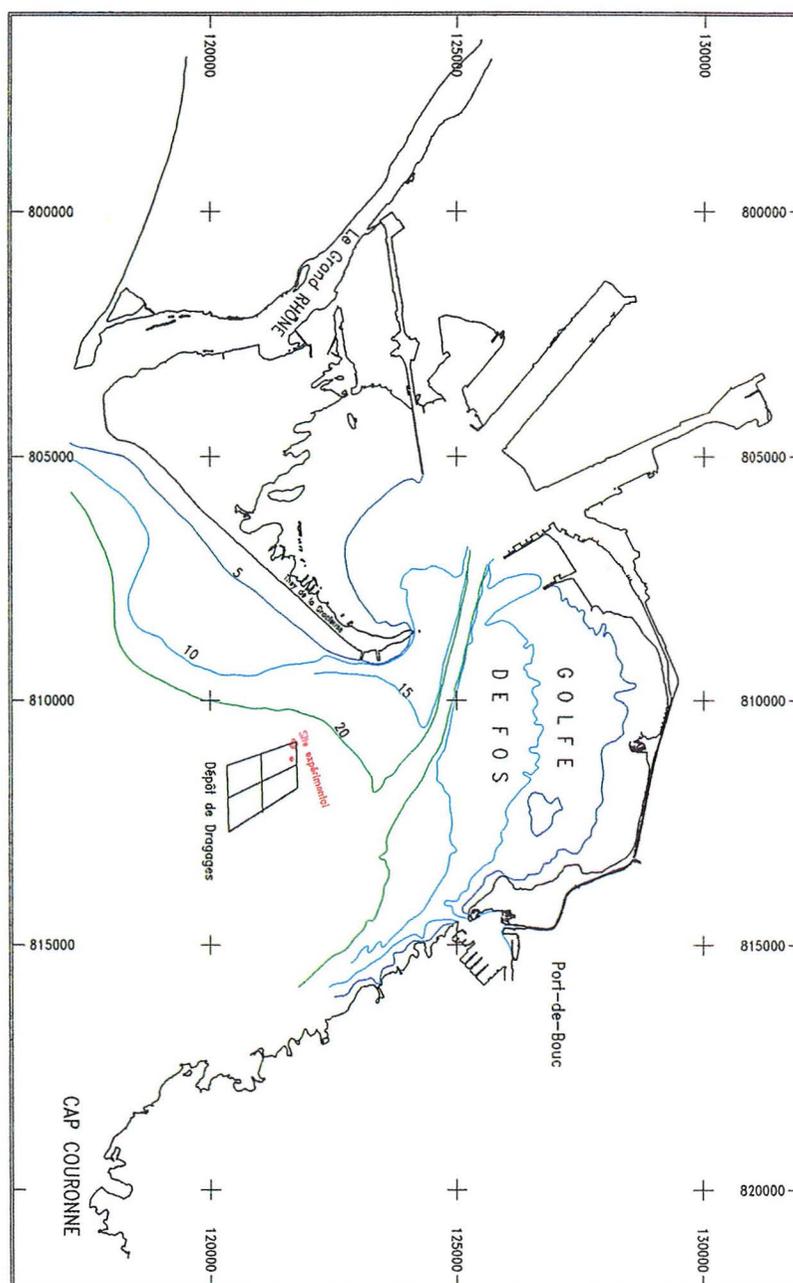


Figure 8-3 : localisation de la zone d'immersion de Fos.

L'étude préalable à la définition de la zone a montré que les risques d'une action dispersive des courants sur les sédiments déposés sont réduits, notamment en période de vent calme. Les mesures courantologiques *in situ* indiquent que la vitesse des courants est de l'ordre de 5 à 10 cm.s⁻¹, c'est-à-dire insuffisante pour remettre en suspension les dépôts sur le fond. Seules les suspensions, les plus fines sont susceptibles de se disséminer sur de grandes étendues. Les risques de remobilisation des sédiments par les courants semblent être faibles du fait des profondeurs et des tensions sur le fond, à l'exception des régimes de fortes tempêtes des secteurs sud-ouest à sud-est. Pour les autres régimes de vent, les risques sont très limités. Les sédiments apparaissent homogènes et très enrichis en éléments fins (0 à 125 µm) qui représentent plus de 97% du sédiment superficiel. Le diamètre médian se situe entre 6 et 12 microns. Les courbes granulométriques sont de type semi-logarithmique : elles correspondent à un faciès de transition entre le faciès parabolique (dépôt en présence d'un courant) et le faciès hyperbolique (dépôts par décantation).

Le peuplement benthique est constitué à plus de 50 % par des individus des espèces vasicoles dont la grande majorité est susceptible de supporter un taux de sédimentation élevé.

La contamination des sédiments est soumise à l'hétérogénéité des dépôts ; le tableau 8-2 donne un ordre de grandeur des concentrations dans le sédiment superficiel.

CO T %	Al %	Hg	Cd	As	Pb	Cr	Cu	Zn	Ni	PCB
1,0	5,0	0,28	0,10	7,0	32,0	40,0	28,0	120,0	27,0	0,04

Tableau 8-2 : Ordre de grandeur des teneurs en métaux et PCB dans les sédiments superficiels exprimés en mg.kg⁻¹ de poids sec.

Ces valeurs apparaissent inférieures aux seuils considérés comme représentatifs de sédiments portuaires faiblement anthropisés, c'est-à-dire au niveau 1 de l'arrêté du 14 juin 2000.

9.4.2. Stratégie du suivi

Les filières de moules ont été disposées selon le maillage concentrique représenté sur la figure 8-4. Il s'étend à partir du site d'immersion (carreau central) sur 200, 400, 900 mètres ; une station supplémentaire a été placée à environ 1800 m du point d'immersion.

Schéma de pose des poches de moules campagne Fos

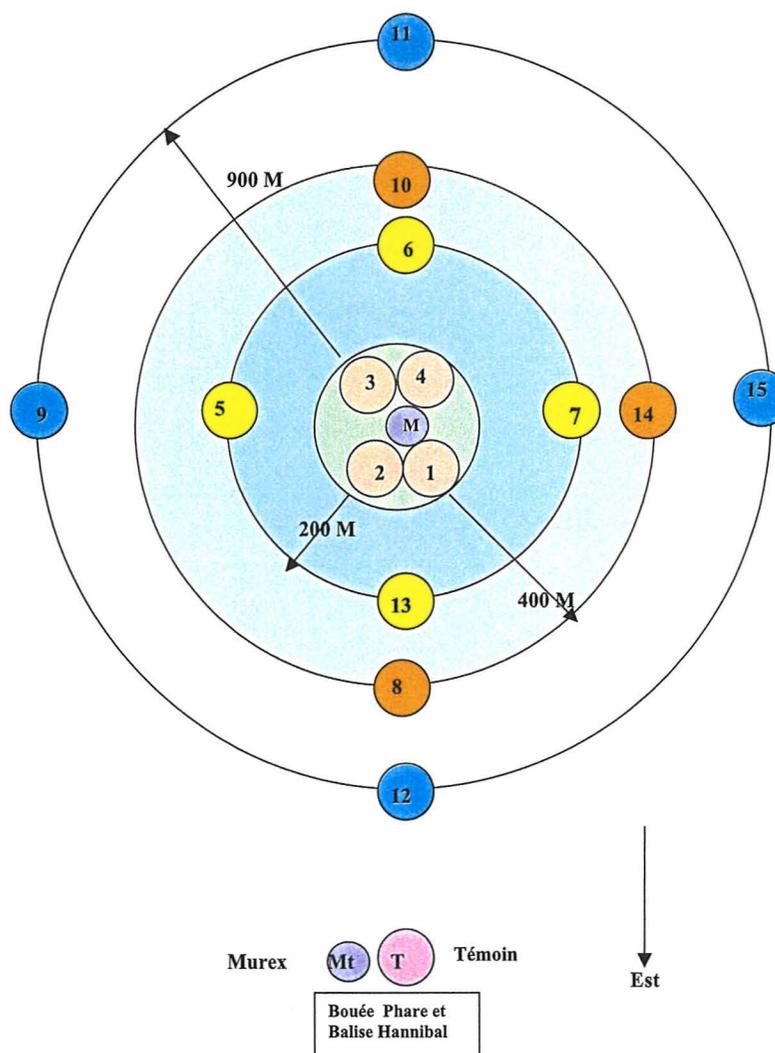


Figure 8-4 : Schéma de pose des stations artificielles.

Toutes les stations ont été doublées pour optimiser le pourcentage de récupération des échantillons, à l'exception du carreau central où elles ont été quadruplées. Les stations ont été implantées dès que les opérations d'immersions ont été terminées. Un échantillon a été conservé pour réaliser un témoin. Sur chaque station 6 kg de moules étaient stockés dans deux poches ostréicoles compartimentées en deux par un jonc, de façon à

disposer sur chaque mouillage de quatre échantillons qui ont été prélevés en plongée en découpant une ouverture dans chaque compartiment. Les prélèvements ont été réalisés après 5, 34 et 108 jours d'immersion. Les stations ont été relevées avec une embarcation légère, dont l'instrumentation de bord (GPS différentiel, carte informatique, sonar latéral et sondeur classique) a facilité les opérations. Le temps de recherche des mouillages dans les conditions normales (météo, présence du dispositif et du mouillage principal) a été de 5 minutes en moyenne. A chaque relève les échantillons ont été dégrappés et lavés à l'eau de mer. Après estimation de la mortalité et mesure de la hauteur de coquille, deux piluliers ont été préparés par station selon les procédures du réseau RINBIO.

Les analyses chimiques ont été réalisées selon les protocoles suivant :

- plomb, cadmium, cuivre, zinc, chrome, nickel par spectrométrie d'absorption atomique,
- mercure par fluorescence atomique après formation des vapeurs froides en présence de chlorure stanneux,
- méthylmercure par chromatographie en phase gazeuse de l'éthylméthylmercure,
- arsenic technique des hydrures,
- organochlorés par chromatographie capillaire en phase gazeuse couplée à un détecteur à capture d'électrons,
- Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) par chromatographie haute performance couplée à un détecteur à fluorescence,
- TBT par chromatographie en phase gazeuse du dérivé éthylé.

9.4.3. Résultats et conclusions

Pendant la durée de la stabulation la mortalité est restée faible (20 %) et équivalente à celle du témoin d'origine des coquillages, ce qui montre un stress lié aux opérations de calibrage et non aux conditions de stabulation. Les indices de condition équivalents, compris entre 0,11 et 0,17 en tenant compte de l'échantillon de référence, témoignent de l'homogénéité trophique du site. La variabilité du facteur de concentration en fonction des conditions physiologiques peut dans ce cas être négligé et les données brutes utilisées en l'état.

Tous les métaux traces ont été détectés dans l'ensemble des échantillons. La majorité des congénères de PCB présentent des concentrations inférieures aux limites de détection. Les CB 153 et 138 restent les meilleurs marqueurs et dans une moindre mesure les CB 101, 118 et 180

qui sont présents dans tous les échantillons. Pour les HAP, seuls le fluoranthène, le naphthalène, l'acénaphène, le fluorène, le phénanthrène, le pyrène, le benzo-a-anthracène et le chrysène présentent des concentrations supérieures à la limite de détection. L' α HCH et le γ HCH n'ont pas été décelés par la méthode utilisée.

Pour une même date de prélèvement et sur un même cercle, les moules ne présentaient pas de niveaux significativement différents pour l'ensemble des contaminants. Ceci tend à montrer que la contamination est uniforme autour du point d'immersion. Les résultats ont donc été interprétés en fonction de leur distance au point central et de la durée de stabulation. Ils ont été comparés à ceux du lot témoin, ainsi qu'aux niveaux de référence de la zone établis lors des campagnes du réseau de surveillance RINBIO. La station retenue à cet effet était constituée d'un échantillon originaire du même site, possédant des caractéristiques biométriques équivalentes. La période de stabulation correspondait également à la période de repos sexuel. La distance de cette station au site de rejet est d'environ 3500 m.

Les figures 8-5 à 8-9 montrent l'évolution des teneurs (en poids sec de chair), de certains contaminants dans les moules, en fonction de leur durée de stabulation et de leur distance au point central de la zone d'immersion. Pour faciliter la lecture, les teneurs des moules transplantées (Témoin J0) ainsi que celles correspondant au point RINBIO de la zone (Niveau Zone) sont indiquées.

Pour le CB 153 (fig. 8-5) on constate que les processus de bioaccumulation sont rapides. Au bout de 5 jours les niveaux sont déjà supérieurs au lot témoin. Les résultats mettent en évidence une augmentation constante des niveaux de contamination au cours du temps par rapport au témoin et au niveau moyen de la zone. En fin d'expérimentation, il ne semble pas que l'état d'équilibre avec le milieu ambiant soit atteint. En l'absence d'autre source de PCB connue, l'apport par le sédiment immergé est caractérisé.

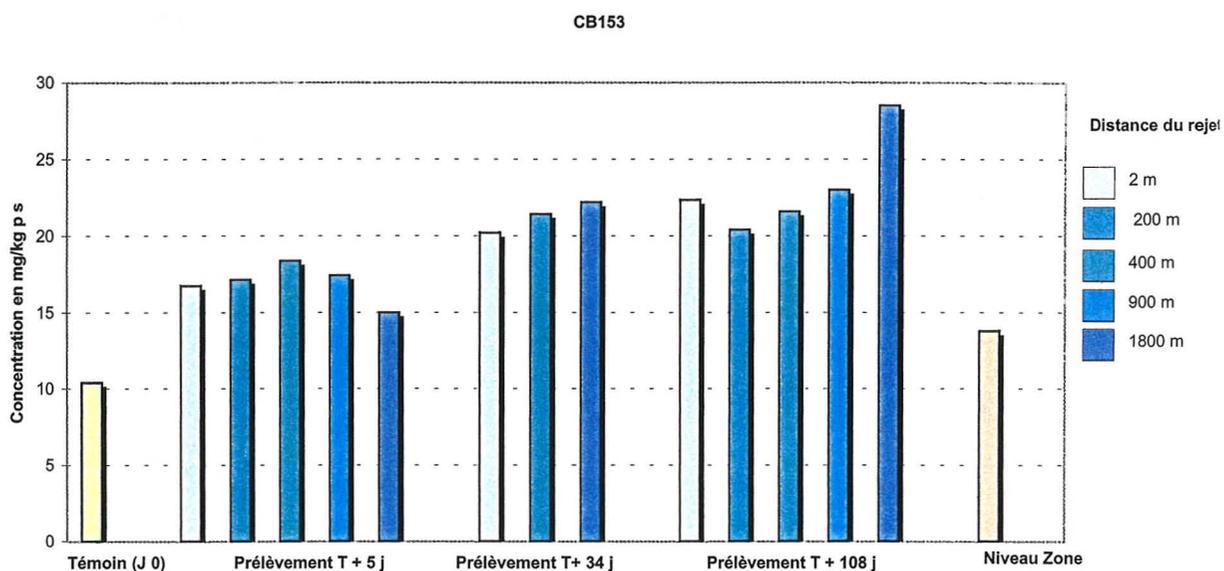


Fig. 8-5 : Evolution des concentrations en CB153.

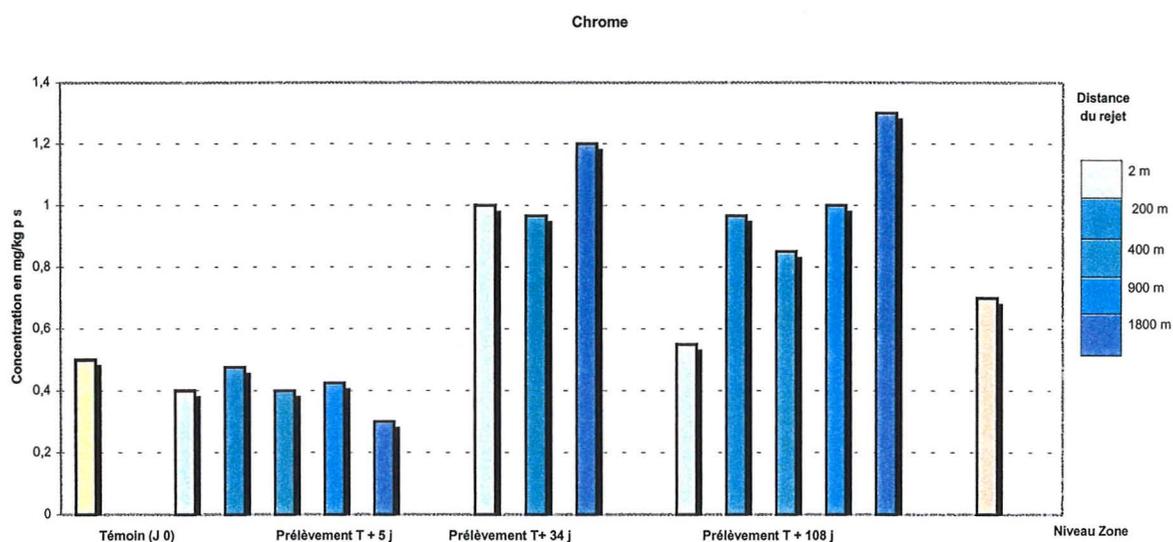


Fig. 8-6 : Evolution des concentrations en chrome.

Pour le chrome (fig. 8-6) on remarque un profil relativement équivalent. Toutefois les processus de bioaccumulation semblent plus lents puisqu'il n'existe pas de différence nette entre le lot témoin et le premier échantillon récolté après 5 jours de stabulation.

Pour le plomb (fig. 8-7), on observe une augmentation du niveau de contamination dès le cinquième jour d'exposition, mais il semble exister un plateau au niveau du trente quatrième jour, à partir duquel les concentrations diminuent dans la chair des moules, sans toutefois atteindre le niveau de référence de la zone.

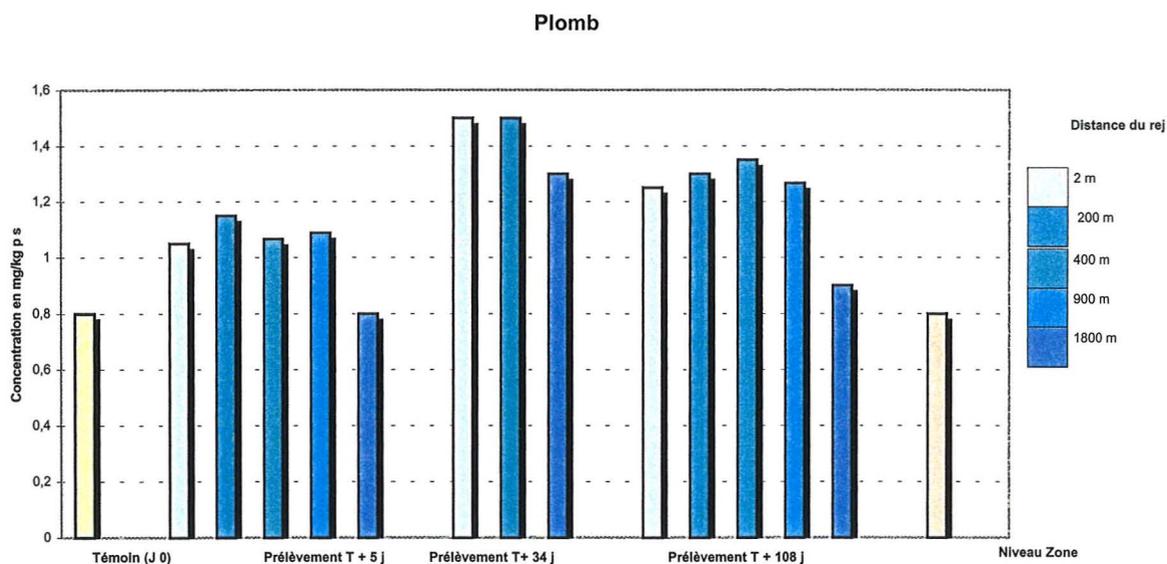


Fig. 8-7: Evolution des concentrations en plomb.

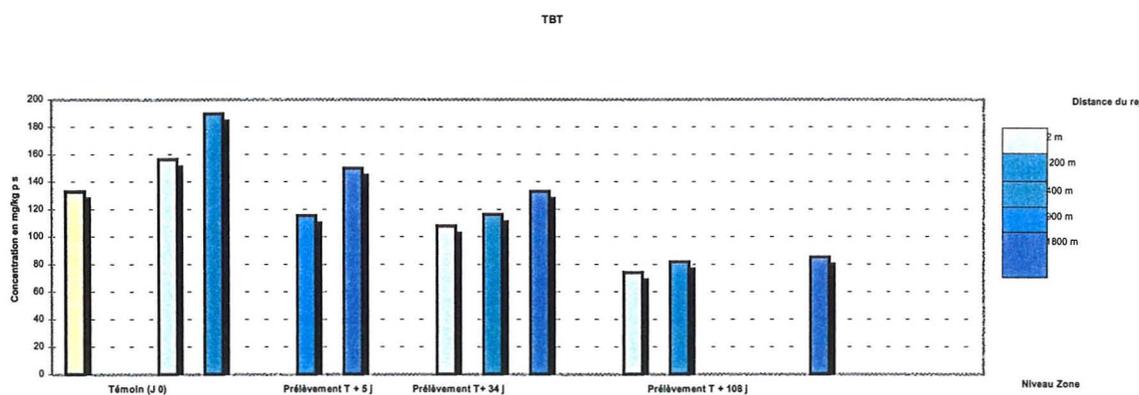


Fig. 8-8 : Evolution des concentrations en TBT.

Pour le TBT le profil est sensiblement différent (fig. 8-8) car on observe une augmentation des niveaux dès le cinquième jour. Il n'a cependant pas

été possible de connaître le niveau moyen sur la zone, ce paramètre n'étant pas mesuré dans le cadre du réseau RINBIO.

Il est par contre possible que le niveau de l'échantillon témoin soit plus élevé que le niveau de contamination observé dans la zone. C'est par exemple le cas du DDE (fig. 8-9) pour lequel les concentrations du témoin transplanté sont significativement plus élevées que celles de la zone. On observe dans ce cas un phénomène de décontamination générale au cours de la période d'exposition, tendant à atteindre le niveau moyen de la zone.

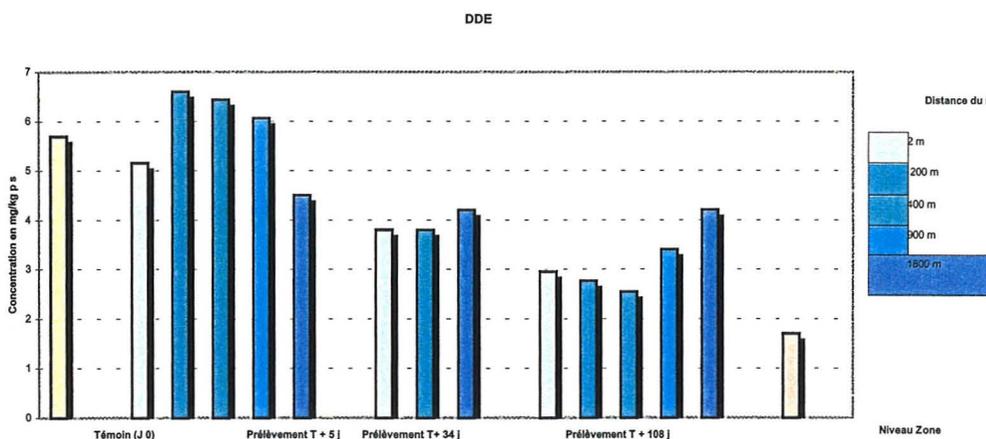


Fig. 8-9 : Evolution des concentrations en DDE.

Ces cas types mettent nettement en évidence la nécessité d'utiliser des moules dont les niveaux de contamination sont les plus faibles possibles pour les contaminants cibles. De plus une connaissance des niveaux de fond dans la région du site d'immersion est de grande utilité pour interpréter les résultats du suivi.

Les résultats obtenus montrent que pour une majorité de contaminants les stations artificielles de moules ont été soumises à un apport significatif au cours de la période d'exposition consécutive au rejet des sédiments de dragage. Toutefois les niveaux les plus élevés mesurés dans les moules sont nettement inférieurs aux niveaux obtenus dans des sites contaminés soumis à des rejets chroniques de substances chimiques. La comparaison avec les données de la surveillance, RINBIO en mer ouverte et RNO à la côte, ont mis en évidence un effet limité des immersions réalisées. Ainsi, le tableau 8-3 montre que les niveaux de la zone d'immersion se situent dans l'intervalle de variation des zones littorales (RNO), mais aussi dans celui enregistré en mer ouverte pour l'ensemble des côtes françaises de Méditerranée. A titre d'exemple, les niveaux RINBIO du chrome d'un site

méditerranéen contaminé, par des fonds de 30 mètres, sont de l'ordre de 7 mg.kg⁻¹ alors que le maximum de la zone d'immersion n'est que de 1,3 mg.kg⁻¹. Cette observation vaut également pour le plomb et le CB 153.

Contaminant	RNO	RINBIO	Zone d'immersion
Chrome mg.kg ⁻¹	0,4 – 3,4	0,3 – 7,5	1,3
Plomb mg.kg ⁻¹	0,1 – 34,6	0,5 – 5,4	1,5
CB 153 µg.kg ⁻¹	0,9 - 595	0,2 – 71,8	28,5

Tableau 8-3 : Comparaison des teneurs mesurées dans la chair de moule. Les valeurs du RNO sont calculées sur la période 1991 –1996, en ne tenant compte que des prélèvements réalisés en été.

Des individus d'*Hexaplex trunculus* ont été transplantés pendant six semaines dans le carreau central et dans une zone de référence distante de 1800 mètres. Aucune différence dans l'intensité du phénomène d'imposex n'a pu être mise en évidence entre les deux transplants.

9.5. Conclusion

Les résultats expérimentaux obtenus dans le golfe de Fos montrent que les stations artificielles de moules constituent un bon outil de suivi des campagnes d'immersion des rejets de dragage. La biosurveillance active permet d'évaluer indirectement les apports de contaminants biodisponibles dans la colonne d'eau. Des impacts faibles, en regard des données établies par les réseaux de surveillance côtiers ou en mer, sont décelables dans la mesure où certains critères sont respectés :

- 1 – transplanter des mollusques provenant de zones exemptes de contamination et dont les niveaux de présence des contaminants recherchés sont inférieurs à ceux présumés de la zone de suivi ; les cinétiques d'accumulation étant plus rapides que celles d'élimination,
- 2 – adapter, dans la mesure du possible, l'échantillonnage pour suivre l'évolution de la bioaccumulation en fonction du temps ; ces informations sont de nature à faciliter l'interprétation des résultats obtenus. Pour ce faire un prélèvement au moment de l'immersion et trois après 15 jours, un mois et trois mois ou plus de stabulation paraissent convenir,
- 3 - comparer les données de biosurveillance avec celles disponibles pour la région considérée. On donnera la priorité aux données pour lesquelles les indices de condition des individus sont connus, à défaut on sélectionnera les résultats correspondant à des individus de tailles comparables et prélevés à la même période de l'année.

9.6. Bibliographie

- Alzieu Cl., Héral M., Thibaud Y., Dardignac M. J., Feuillet M., 1981-1982. Influence des peintures antisalissures à base d'organostanniques sur la calcification de la coquille de l'huître *Crassostrea gigas*. Rev. Trav. Int. Pêches marit., 45, 2, 101-116.
- Andral B., Alzieu Cl., 2002. Emploi d'une méthode de transplantation de mollusques pour l'évaluation de l'impact des immersions des sédiments dragués. CEDA dredging days, 22-24 octobre, Casablanca (Maroc), 9 p.
- Andral B., Stanisiere J. Y., Thebault H., Boissery P., 2001. Surveillance des niveaux de contamination chimique et radiologique en Méditerranée basée sur l'utilisation de stations artificielles de moules. Rapport du 36ème congrès de la CIESM, Monaco septembre 2002, 36, 1, 107.
- Bettin C., Oehlmann J., Stroben E., 1996 TBT-induced imposex in marine neogastropods is mediated by an increasing androgen level. Helg Meeres., 50, 299-317.
- Boutier B., 2002. Modèle de dispersion d'un rejet de dragage et des contaminants associés. Rapport interne DEL, 34 p.
- Bryan G. W., Gibbs P. E., Hummerstone L. G., Burt G. R. 1986. The decline of the gastropod *Nucella lapillus* around south-west England: evidence for the effect of tributyltin from antifouling paints. J. Mar. Biol. Assoc. UK, 66, 611-640
- Caetano M., Madureira M. J., Vale C., 2002. Metal remobilisation during resuspension of anoxic contaminated sediment: short-term laboratory study. Water, Air, and Soil Pollut., 1-18.
- Claisse, D., 1989. Chemicals contamination of french coast : the result of a ten year mussel watch. Mar. Pollut. Bull., 20, 523 - 528.
- George S.G., Coombs, T.L., 1977. The effects of chelating agents on the uptake and accumulation of cadmium by *Mytilus edulis*. Mar. Biol., 39, 261 - 268.
- Gibbs P. E., Bryan G. W., Pascoe P. L., Burt G. R., 1987. The use of the dog-whelk, *Nucella lapillus*, as an indicator of tributyltin (TBT) contamination. J. Mar. Biol. Assoc., UK, 67, 507-523.
- Harvey, G.R., Steinhauer, W.G., Teal, J.M., 1973. Chlorinated hydrocarbons in open ocean Atlantic organisms. In : Changing Chemistry of the Oceans. Green, D. and D. Jagner ed. J. Wiley and Sons, N.-Y., 177-186.
- Goldberg, E.D. 1975. The Mussel Watch. Mar. Pollut. Bull., 6, 111.

- Gonzalez J. L., 2002 Modèle de dispersion d'un rejet de dragage et des contaminants associés. Rapport interne DEL, 34 p.
- Petersen W., Hong J., Willamowski C., Wallman K., 1996. Release of trace contaminants during reoxidation of anoxic sediment slurries in oxic waters. Arch. Hydrol. Spec. Issues Advanc. Limnol., 47, 295 – 305.
- Phillips D. J. H., 1976. The common mussel *Mytilus edulis* as an indicator of pollution by zinc, cadmium, lead and copper. Effect of environmental variables on uptake of metals. Mar. Biol., 38, 59-69.

10. Conclusion

10.1. Travaux expérimentaux

Dans le cadre du projet, les expérimentations en laboratoire ont permis de préciser le comportement des métaux associés aux particules et d'en tirer des profils d'évolution temporelle. Ainsi, la mise en suspension de sédiments susceptibles d'être dragués montre, qu'à l'échelle représentative du temps de séjour des particules dans la colonne d'eau (quelques heures), on ne constate pas de solubilisation du cadmium et des autres métaux. Les processus responsables d'un apport important de cadmium ou autre contaminant métallique, dissous dans le milieu sont : la libération de la fraction associée aux eaux interstitielles lors du clapage et les flux à l'interface eau-sédiments (diagenèse précoce) après dépôt des sédiments rejetés. Il convient donc d'évaluer les concentrations dans les eaux interstitielles avant rejet (carottes dans la barge) et de les suivre, dans l'espace et le temps, dans les dépôts après immersion.

L'évaluation des apports de contaminants dissous liés aux immersions de boues nécessite :

- avant dragage
 - d'évaluer, par mise en suspension des sédiments à draguer dans de l'eau salée et en conditions aérobies, la fraction particulaire mise en solution au bout de quelques heures,
 - de mesurer les concentrations en contaminants dans les eaux interstitielles en fonction de la profondeur et en différents points de la zone à draguer,
 - de quantifier la fraction particulaire de contaminants associée aux sulfures volatiles (AVS) susceptible d'être mobilisée en conditions oxydiques.
- avant immersion : d'estimer la quantité de contaminants associés aux eaux interstitielles dans le puits de drague.
- après immersion : de suivre dans l'espace et le temps les concentrations en contaminants des eaux interstitielles des dépôts.

L'approche de modélisation développée semble prometteuse pour la simulation du devenir à court terme d'un rejet de dragage par clapage. Le modèle de convection simule la descente rapide des matériaux sous l'effet de la gravité. Il résout des équations intégrales, *i.e.* pour l'ensemble du nuage sédimentaire. Ces équations dynamiques conservent des quantités

de base : la quantité de mouvement, la masse des sédiments et la masse totale du rejet. Les processus incorporés dans les équations tiennent compte, entre autre, de la dilution du nuage par entraînement durant la chute et de la perte de sédiments vers la colonne d'eau. Il permet ainsi de calculer à chaque instant de la simulation la vitesse du nuage, sa position, son volume et sa masse. Les comparaisons avec des mesures réalisées en laboratoire (modèle physique) montrent que le modèle est capable d'estimer l'évolution d'un rejet durant la chute convective. La phase d'effondrement dynamique correspond à l'interruption du mouvement de convection par un violent étalement horizontal sur le fond. En outre, les résultats de cette approche de modélisation, permettent d'introduire des conditions initiales dans un modèle classique d'advection - dispersion et transport sédimentaire dans l'objectif d'estimer l'étendue locale ou régionale des zones impactées. Le couplage avec les cinétiques propres aux contaminants métalliques associés est envisageable dans le champ proche de la zone de rejet.

10.2. Suivi des immersions

10.2.1. Contaminants chimiques

Après quelques dizaines de minutes, les panaches sont devenus très difficiles à suivre du fait de leur dilution. Les concentrations en métaux dissous sont revenues aux niveaux d'avant clapage, ce qui est en accord avec les résultats obtenus *in vitro* dans le cadre de ce projet. Les concentrations en métaux particuliers ont évolué en sens inverse lors des deux clapages, ce qui laisse supposer que les deux flotteurs n'ont pas rigoureusement suivi le panache de dilution du rejet. Les deux suivis suggèrent que la remise en solution des métaux particuliers dans le champ proche, à l'échelle de temps ou nous avons travaillé, est faible. Il est donc vraisemblable, dans le cas de rejets de dragages importants, que des conséquences éventuelles seraient plutôt à rechercher sous la forme d'un dépôt de particules contaminées dans une zone moins dynamique que celle où a eu lieu le rejet. Après le transport par les courants, les processus accompagnant la diagénèse précoce détermineraient alors le devenir de ces contaminants. Pour le tributylétain, l'influence immédiate des clapages dans le champ proche par remise en solution du TBT ou dispersion de particules contaminées n'est pas clairement mise en évidence. Le traçage du panache ne permet de constater qu'une faible et fugace contamination de la masse d'eau. En effet, les analyses des particules montrent une décroissance des concentrations en TBT qui est liée non pas à une mise en solution du contaminant, mais à une dilution par la remise en suspension des sédiments en place moins contaminés.

10.2.2. Evolution hydrosédimentaire du panache

L'instrumentation des moyens nautiques par des sondes turbidimétriques, des capteurs de pression et des sondes OBS a permis d'assurer le suivi du panache dans des conditions de mer calme. Les panaches ont pu être visualisés à l'aide du sonar à imagerie Tritech. Ainsi par exemple, lors du premier clapage des sédiments de la benne, le panache turbide a été visualisé pendant 31'30". L'enregistrement montre la formation d'une couche relativement dense près du fond, d'épaisseur très irrégulière mais pouvant atteindre 4,80 m, 55 secondes après le clapage. Les sondes turbidimétriques avaient alors relevé des valeurs supérieures à 2 g.l^{-1} . Le dépôt semble évoluer très rapidement car, comme il sera discuté par la suite, les comparaisons bathymétriques ne permettront pas de relever d'importants exhaussements.

Lors du clapage de la DAM le panache turbide a été visualisé pendant 12 mn environ. L'enregistrement montre :

- * la chute des sédiments dès l'ouverture de la drague,
- * l'apparition des sédiments à environ 5 m de la surface après 20 secondes.

Les sédiments touchant le fond après 36 s. La situation + 46" montre l'instant très fugace où la mixture occupe toute la tranche d'eau. La vitesse de chute du matériau a ainsi été estimée à $1,2 \text{ m.s}^{-1}$.

Les couvertures bathymétriques réalisées après les clapage n'ont pas mis en évidence de dépôts notables de matériaux.

10.2.3. Toxicités

De manière synthétique les résultats du suivi de la toxicité et montrent que :

- 1- Les échantillons d'eau de mer prélevés sur zone, avant et après clapages, ne sont pas toxiques, ce qui correspond aux faibles contaminations dissoutes observées par l'analyse chimique,
- 2- L'eau de surverse de la DAM, présente une toxicité forte vis à vis des test « bactérie » et « bivalve » : ceci correspond vraisemblablement à la présence d'une contamination organique (HAP ..) puisque la contamination métallique est faible,
- 3- Les résultats des tests de toxicité des sédiments montrent l'existence d'une toxicité des sédiments en place sur la zone de clapage, vraisemblablement liée aux immersions antérieures,

10.2.4. Apports contaminants

La biosurveillance active par transplantation de moules, telle qu'opérée dans le cadre du RINBIO s'est révélé un outil adapté pour le suivi à moyen terme des apports des zones d'immersion. Les résultats fournis permettent à la fois d'évaluer la biodisponibilité des contaminants du dépôt et de caractériser la zone par rapport aux résultats des réseaux de surveillance. Des recommandations spécifiques ont été formulées.

11. Valorisation

En plus des séminaires de restitution organisés par le programme LITEAU et exposés aux journées des Cellules qualité des Eaux, le projet a donné lieu à :

11.1. Publications

1. Ricardo Silva Jacinto et David Burel, 2002. Modélisation du devenir à court terme des boues de dragages rejetées par clapage. Publication soumise à la Revue Française de Génie Civil. 20 pages.
2. Ricardo Silva Jacinto et David Burel, 2002. Modélisation du devenir à court terme des boues de dragages rejetées par clapage. VII Journées Nationales de Génie Côtier-Génie Civil, Anglet, 15-17 mai 2002, 10 pages. Proceedings à paraître).
3. Claude Alzieu coordinateur. Bioévaluation de la qualité environnementale des zones portuaires et d'immersion (Ouvrage Ifremer , 258 p., à paraître en septembre 2003)

11.2. Présentation à des colloques et posters

1. Colloque Génie côtier (Anglet 2002)
Ricardo Silva Jacinto et David Burel, 2002. Modélisation du devenir à court terme des boues de dragages rejetées par clapage. Poster présenté aux VII Journées Nationales de Génie Côtier-Génie Civil, Anglet, 15-17 mai 2002
2. CEDA Dredging days, (Casablanca 2002)
Bruno Andral et Claude Alzieu, 2002. Emploi d'une méthode de transplantation des mollusques pour l'évaluation de l'impact des immersions des boues de dragage.(exposé)
3. SedNet (Barcelone 2002)
Claude Alzieu, Françoise Quiniou et Régis Delesmont. Risk assessment strategy for dredging materials in France (poster).

11.3. Autres

Film : Impact des immersions des matériaux de dragage : Campagne Fos 2001. Editions Ifremer. Film de 12 mn en version française et anglaise retraçant la campagne Fos 2001.

12. Collaborations et contributions

Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse

Port Autonome de Marseille

Service de navigation maritime du Languedoc Roussillon

Cellule Qualité des eaux littorales des Bouches du Rhône

Centre POLMAR de Port de Bouc (13)

Société ACTHYD

Société EMCC – Marseille

Dragages Port - Rouen

UBO / Institut Universitaire Européen de la Mer de Brest

Institut Pasteur de Gravelines

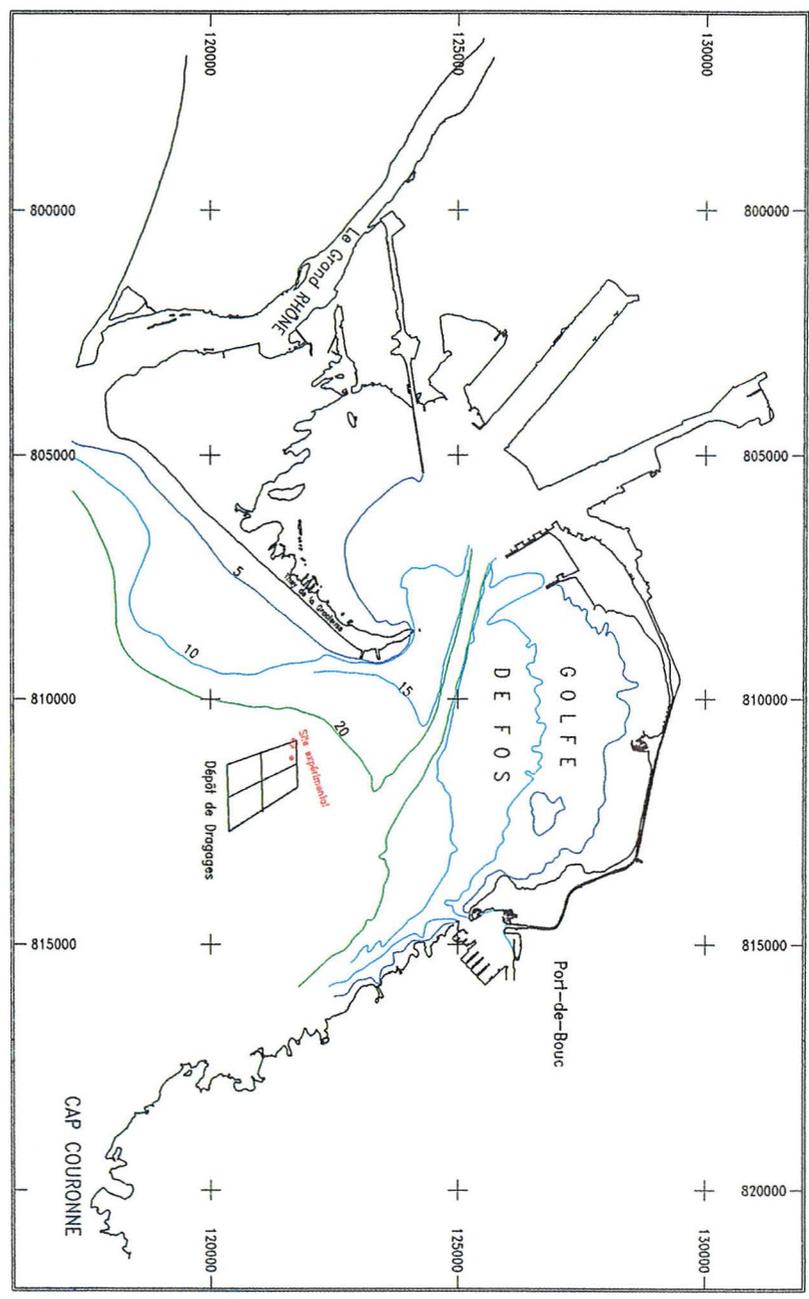
Faculté de Pharmacie de Marseille

Laboratoire Municipal de Rouen

13. Annexes

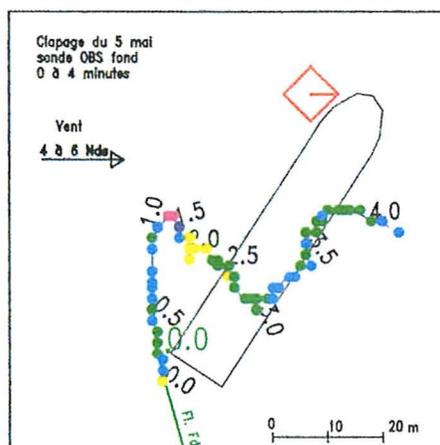
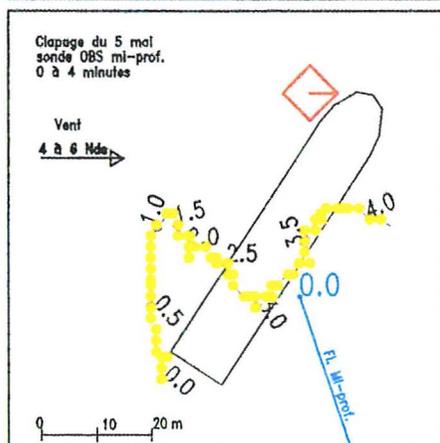
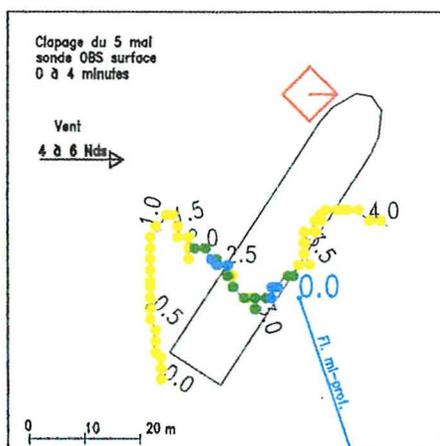
- 12.1 - Carte de présentation du site de la campagne Fos 2001
- 12.2 - Cartes des évolutions temporelles des matières en suspension dans le panache des clapages
- 12.3 - Levés bathymétriques
- 12.4 - Etalonnage des sondes turbidimétriques
- 12.5 - Copies d'écran du sonar à imagerie Tritech
- 12.6 – Carotte prélevée sur le dépôt
- 12.7 – Résultats d'analyse des sédiments de la zone de clapage.

13.1. Carte de présentation du site de la campagne Fos 2001

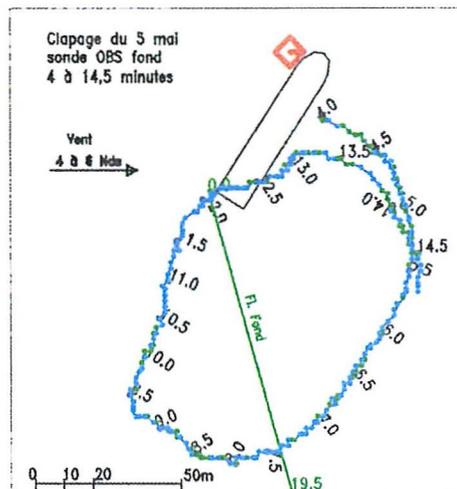
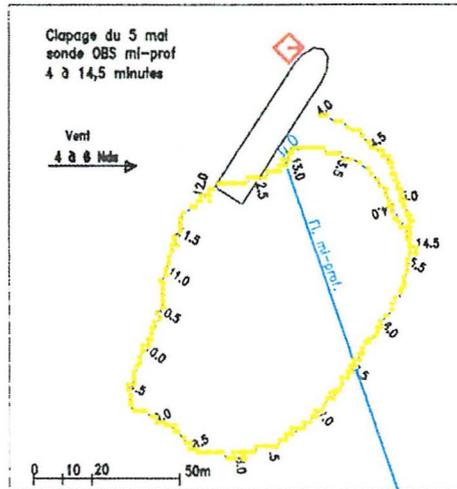
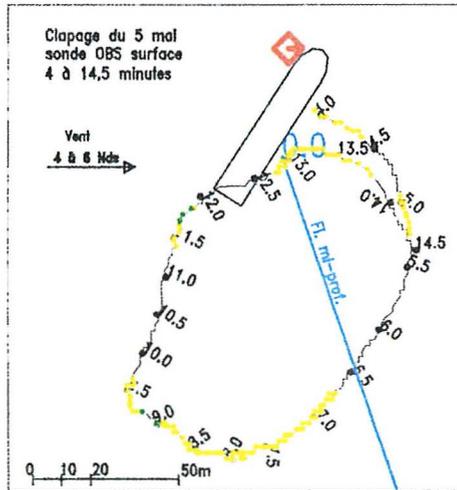


13.2. Cartes des évolutions temporelles des matières en suspension dans le panache des clapages

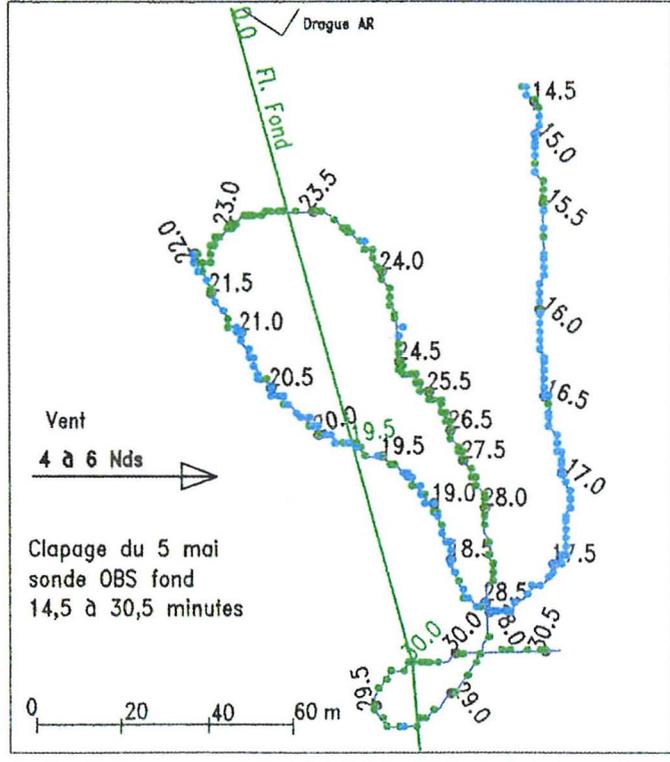
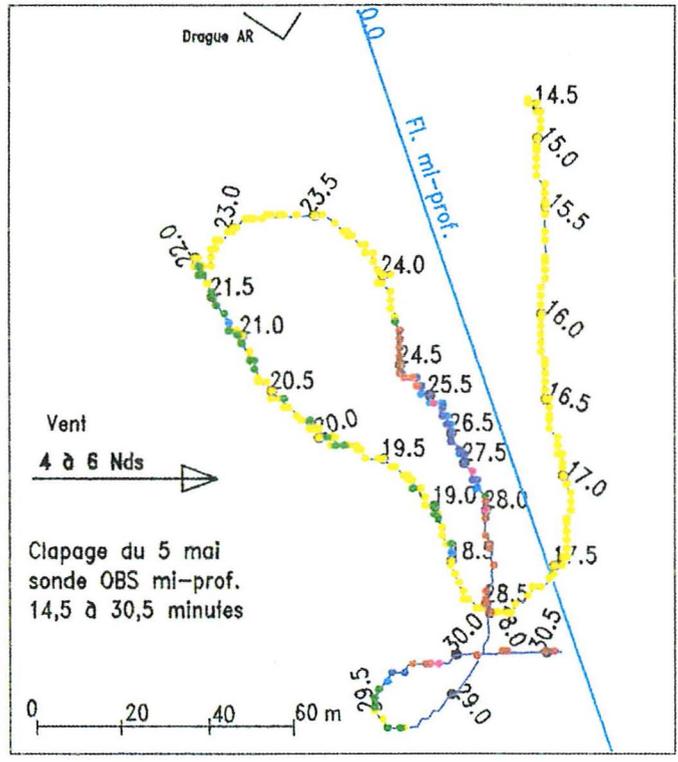
ZONE EXPERIMENTALE FOS 2001



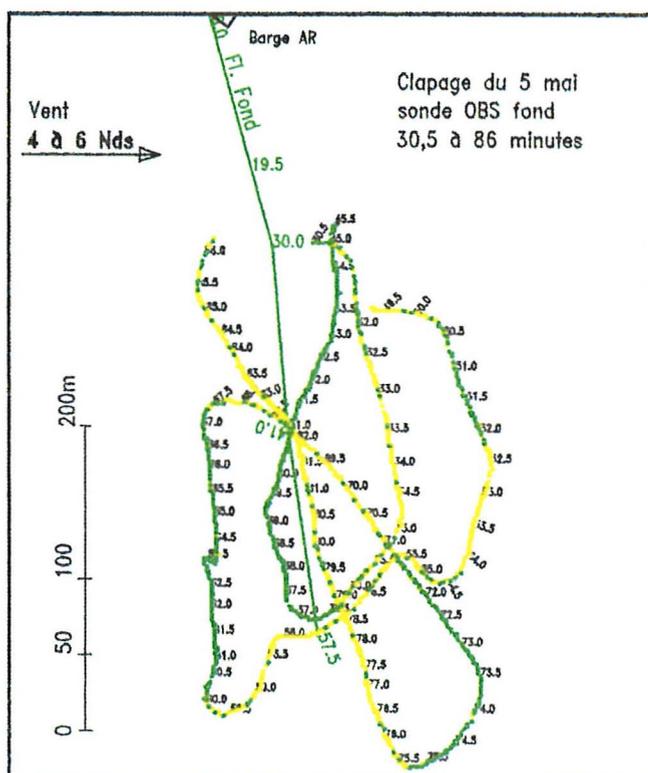
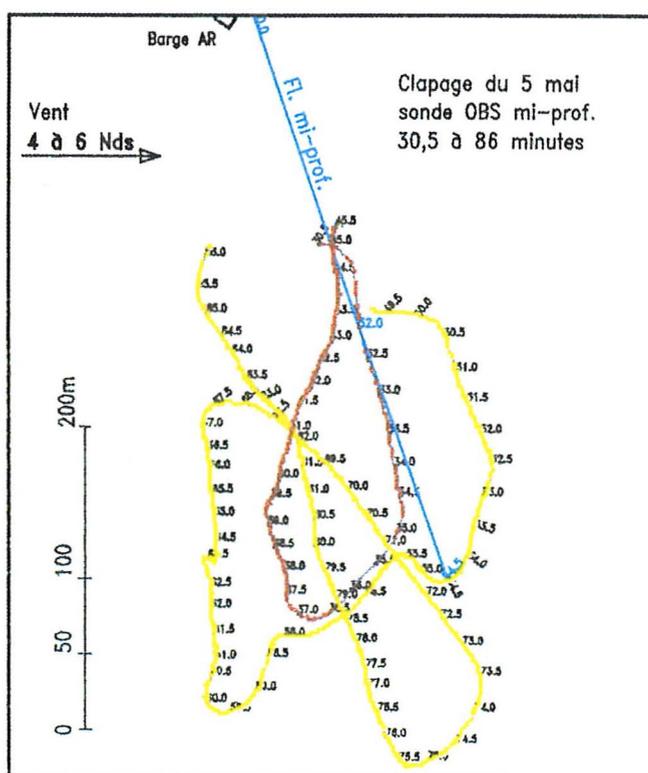
ZONE EXPERIMENTALE FOS 2001



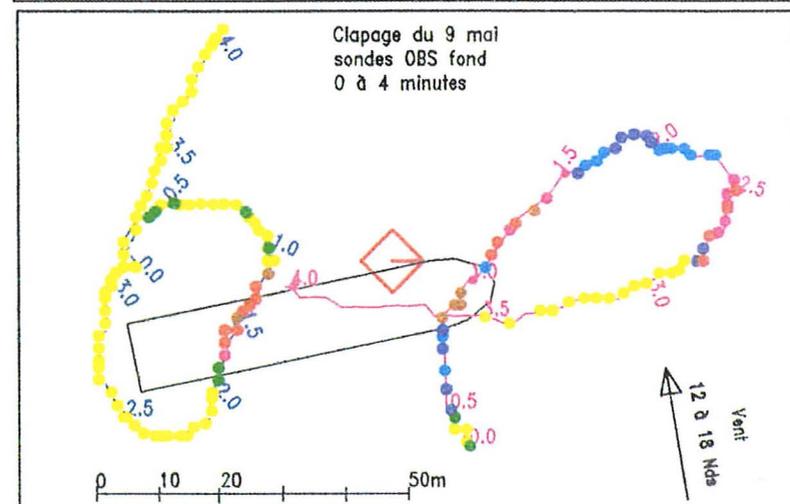
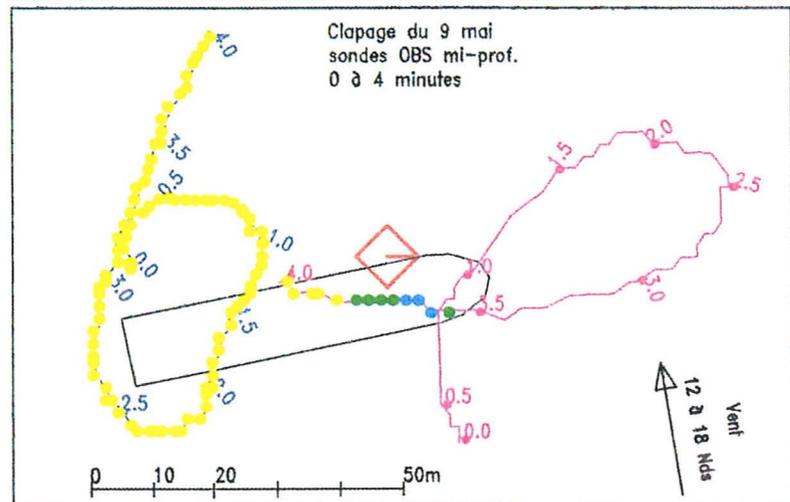
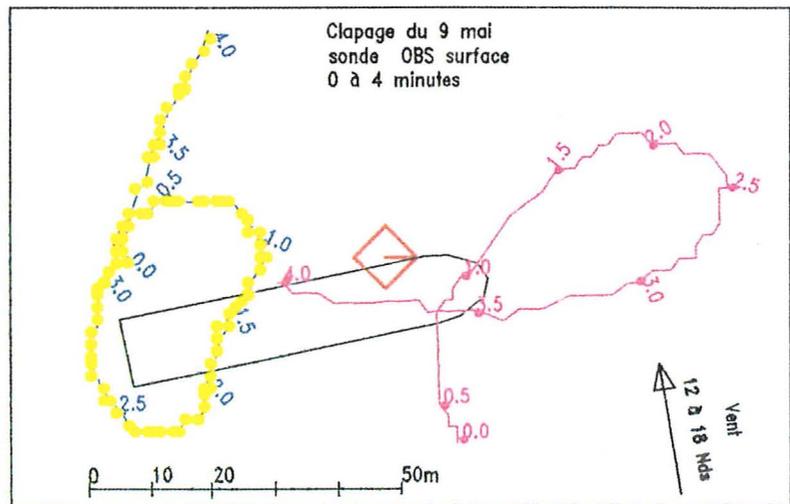
ZONE EXPERIMENTALE FOS 2001



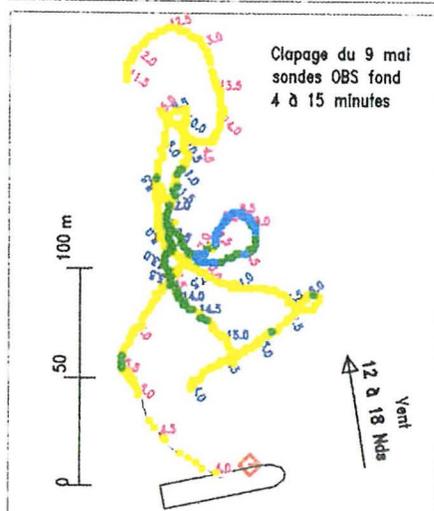
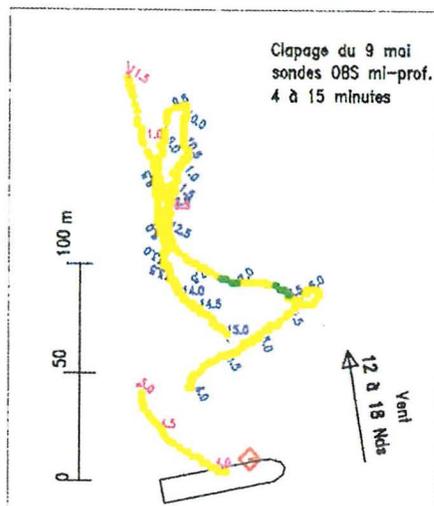
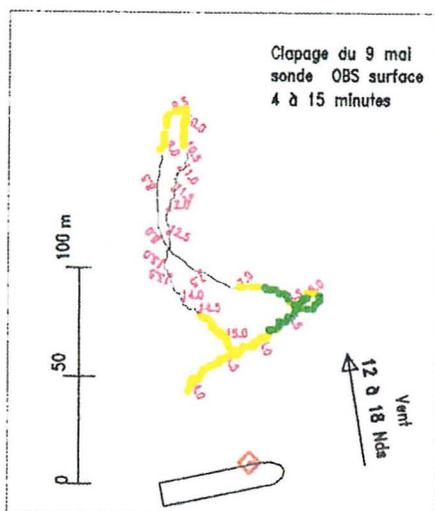
ZONE EXPERIMENTALE FOS 2001



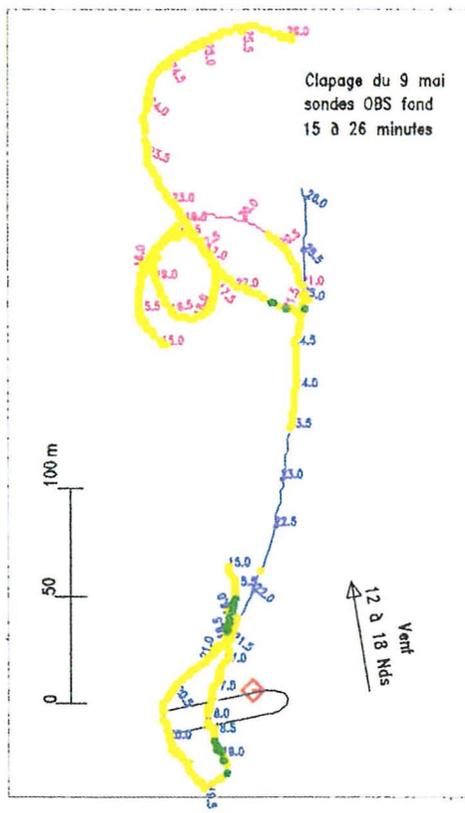
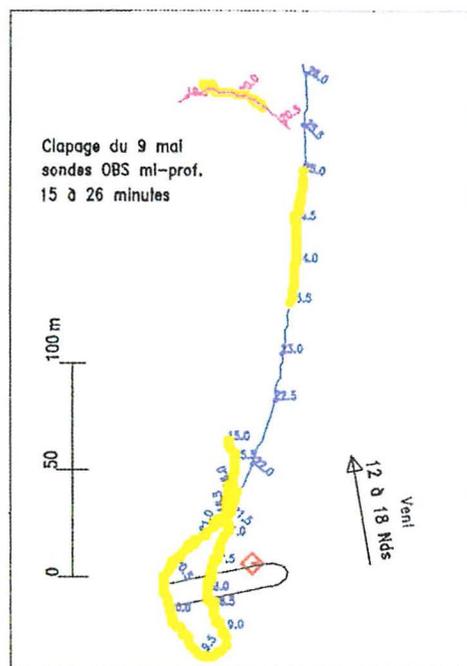
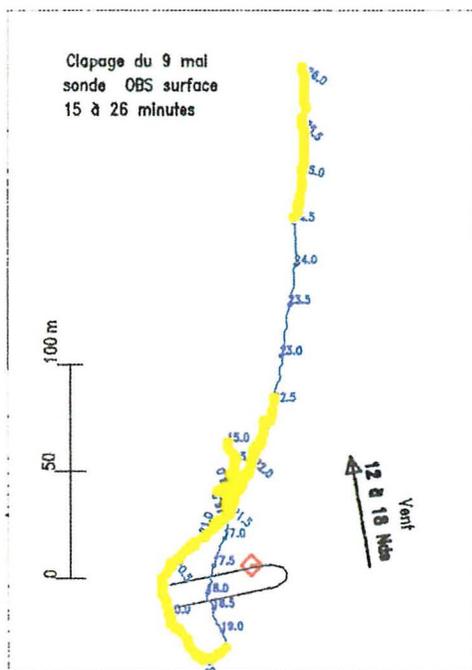
ZONE EXPERIMENTALE FOS 2001



ZONE EXPERIMENTALE FOS 2001

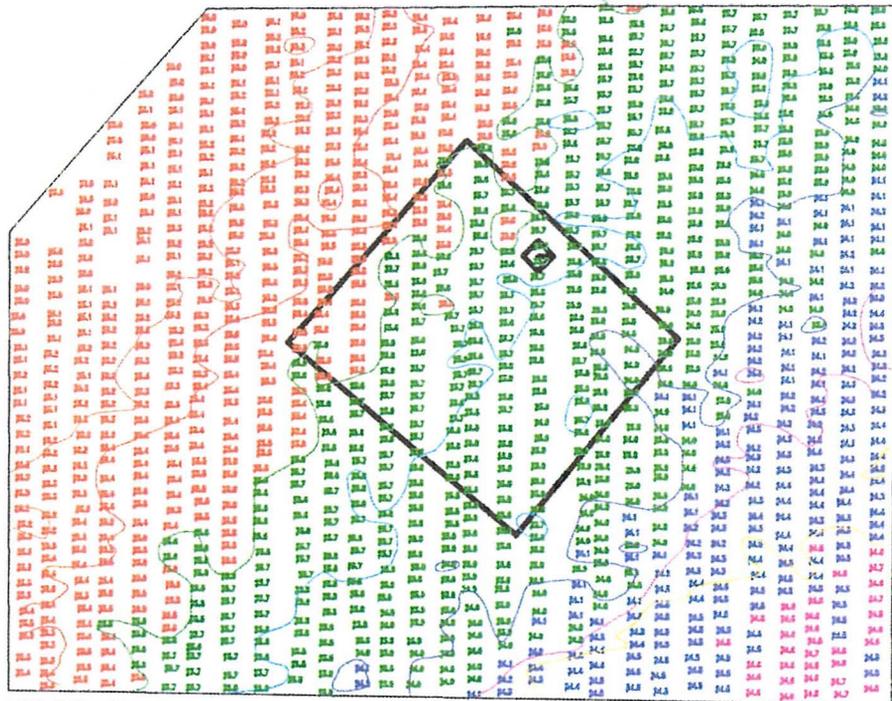


ZONE EXPERIMENTALE FOS 2001

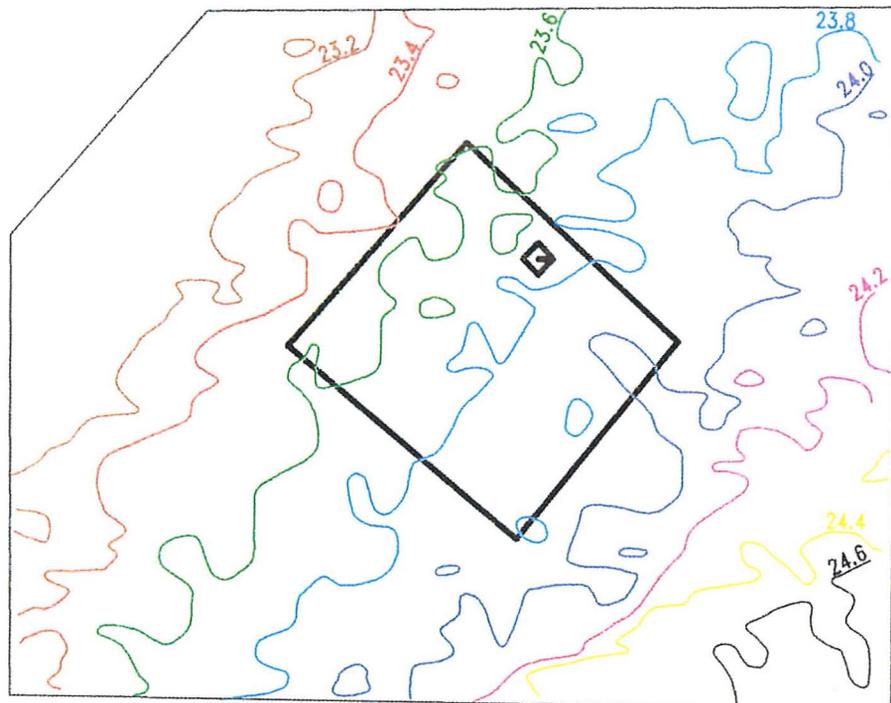


13.3. Levés bathymétriques

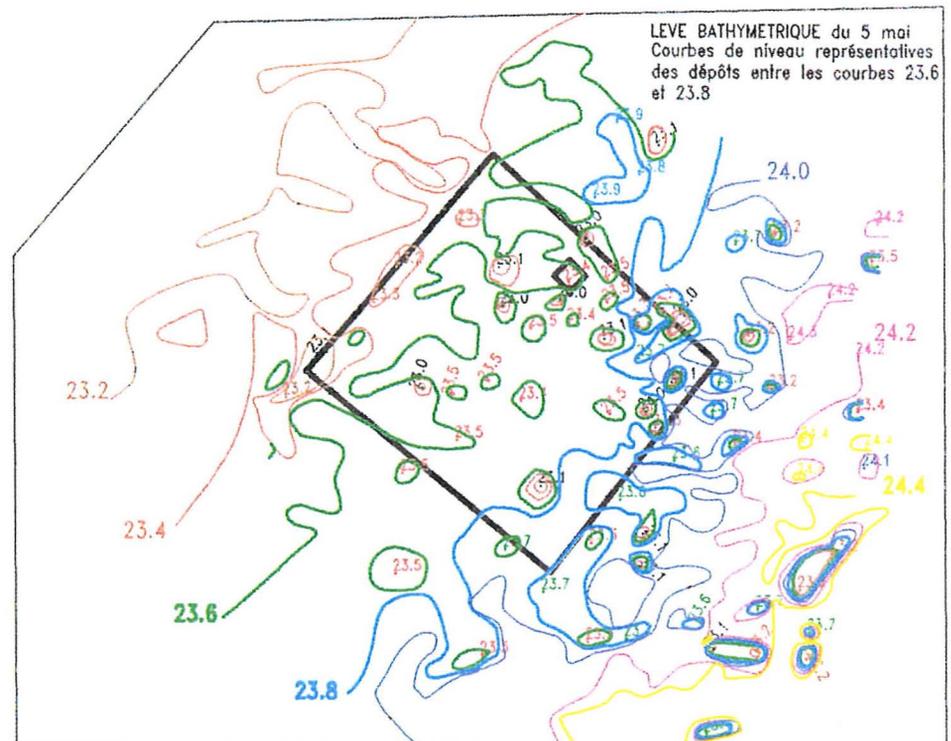
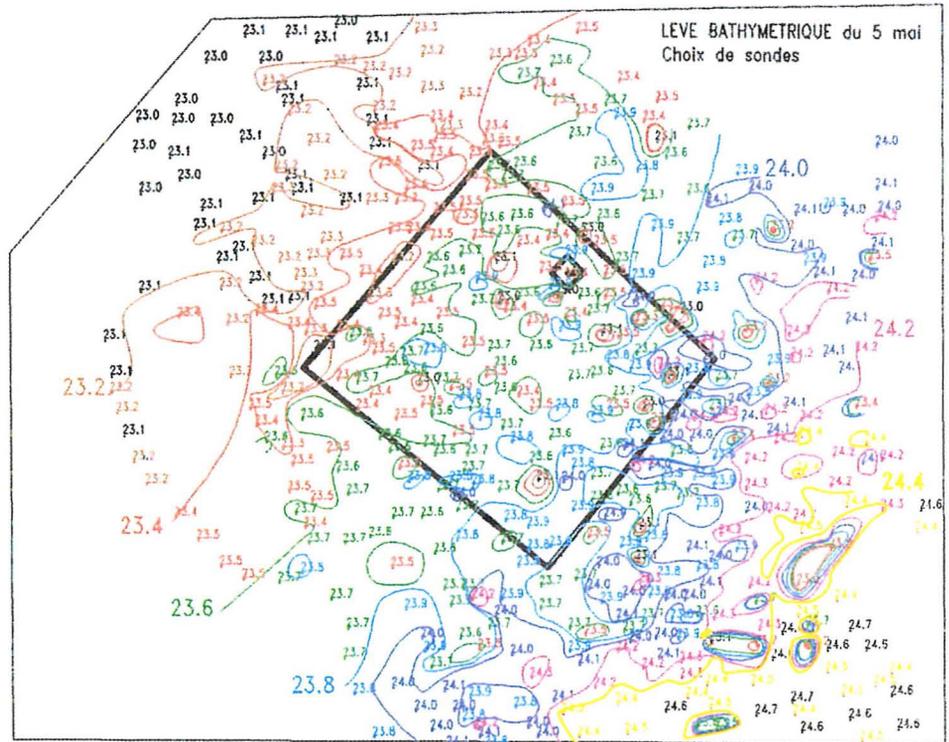
ZONE EXPERIMENTALE FOS 2001



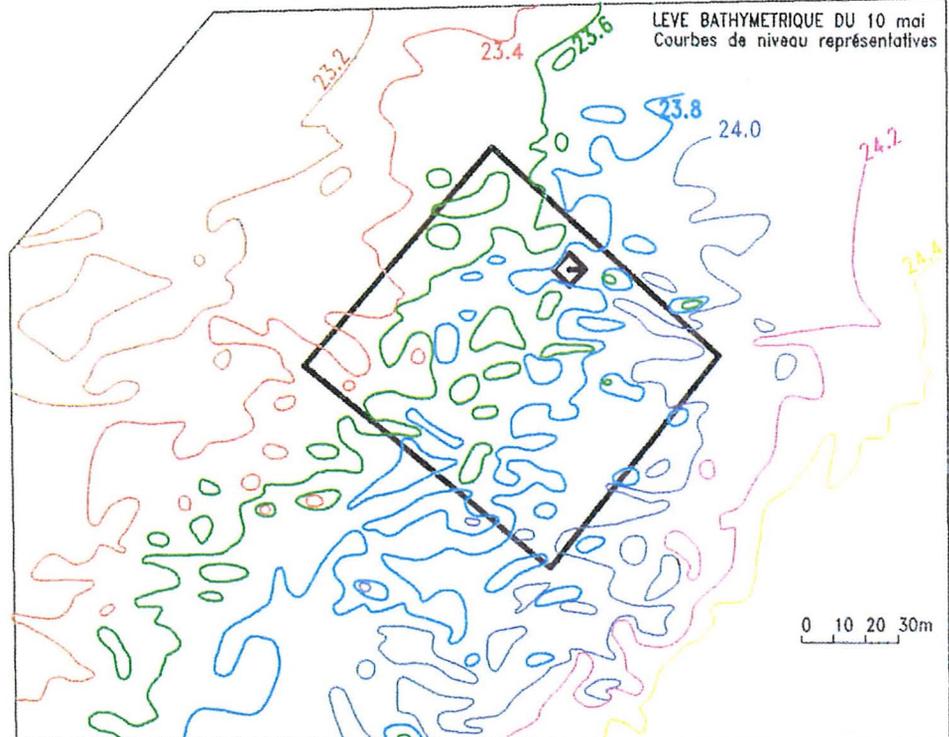
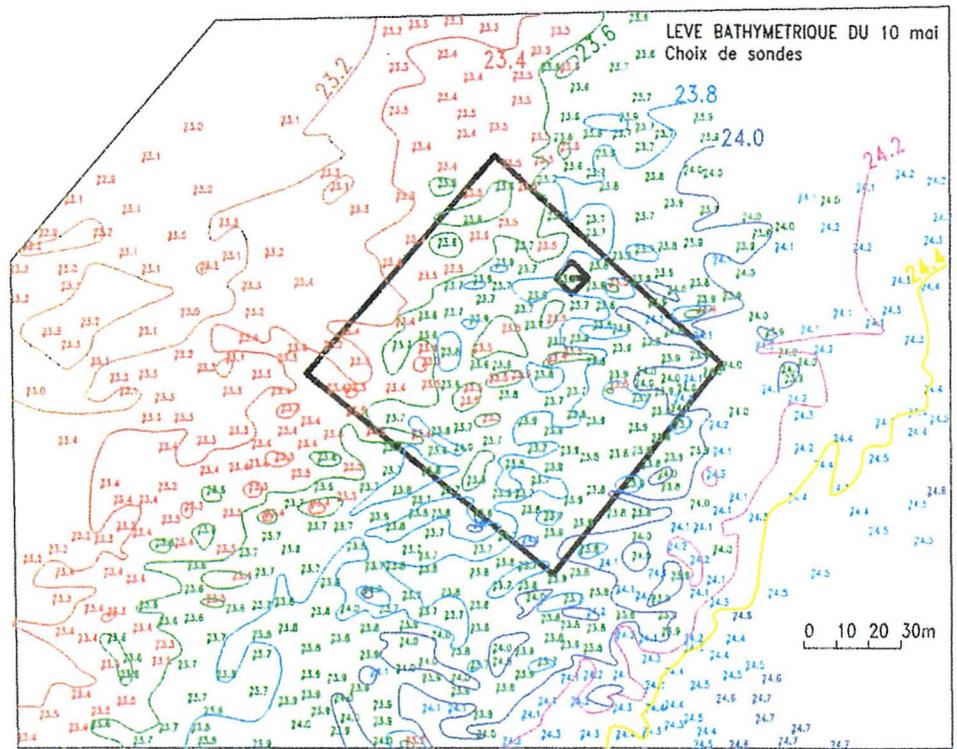
LEVE BATHYMETRIQUE SEPTEMBRE 2000 réalisé par le Port Autonome de Marseille



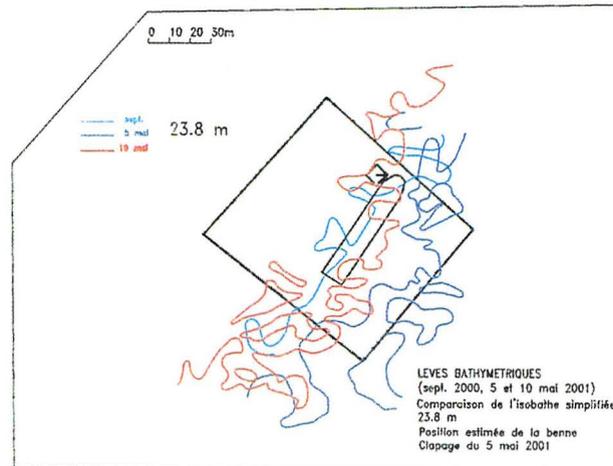
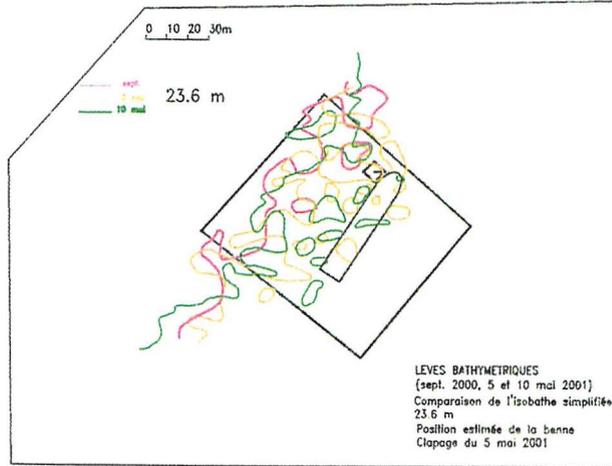
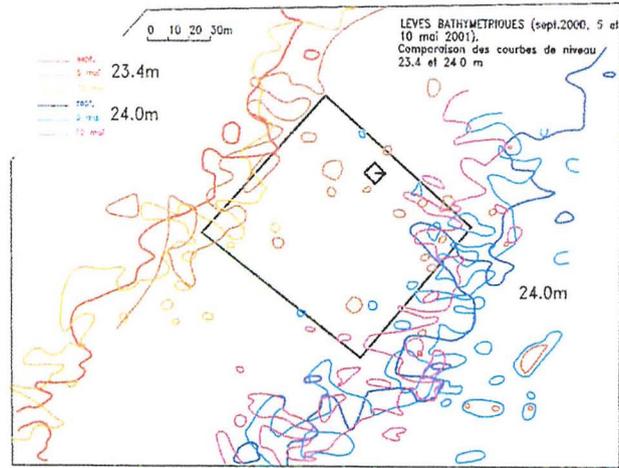
ZONE EXPERIMENTALE FOS 2001



ZONE EXPERIMENTALE FOS 2001



ZONE EXPERIMENTALE FOS 2001

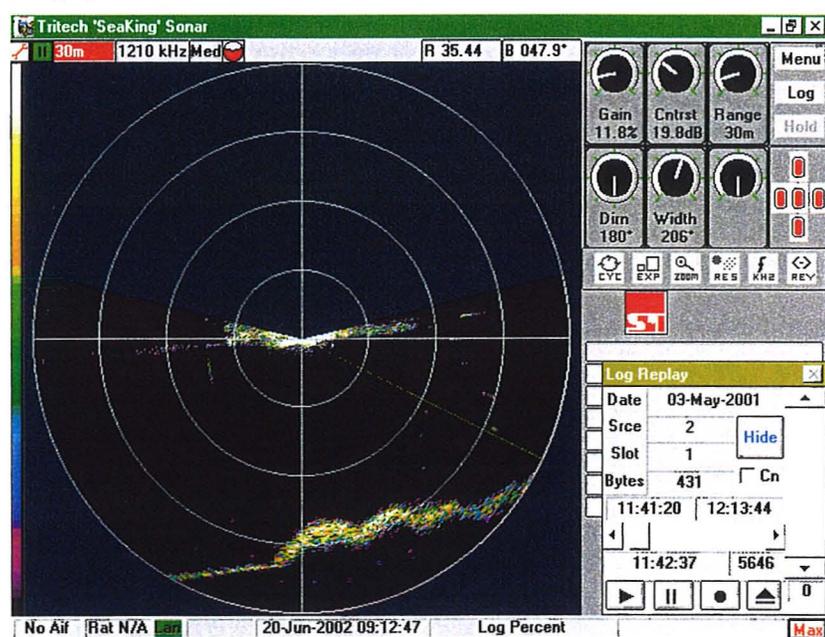


13.4. Etalonnage des sondes turbidimétriques

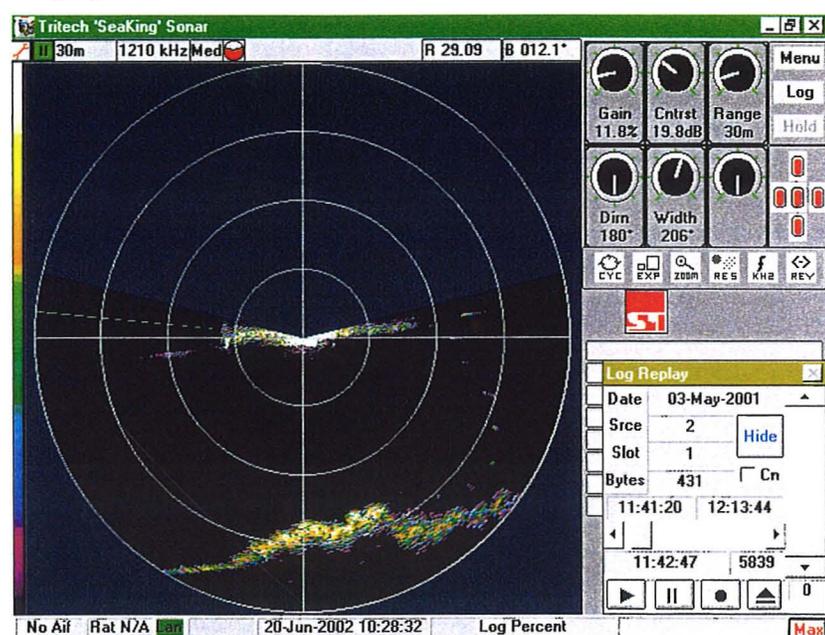
	1	2	3	4	5	6	A1
mg/l	3_0032	3_0131	3_0264	3_0477	3_1566	3_1567	3A_041
2940	7190						
2940		6730					
2940			6610				
2940				6590			
2940					5090		
2940						5040	
3210	7290						
3210		6810					
3210			6670				
3210				6540			
3210					4980		
3210						4900	
3210							850

13.5. Copies d'écran du sonar à imagerie Trittech

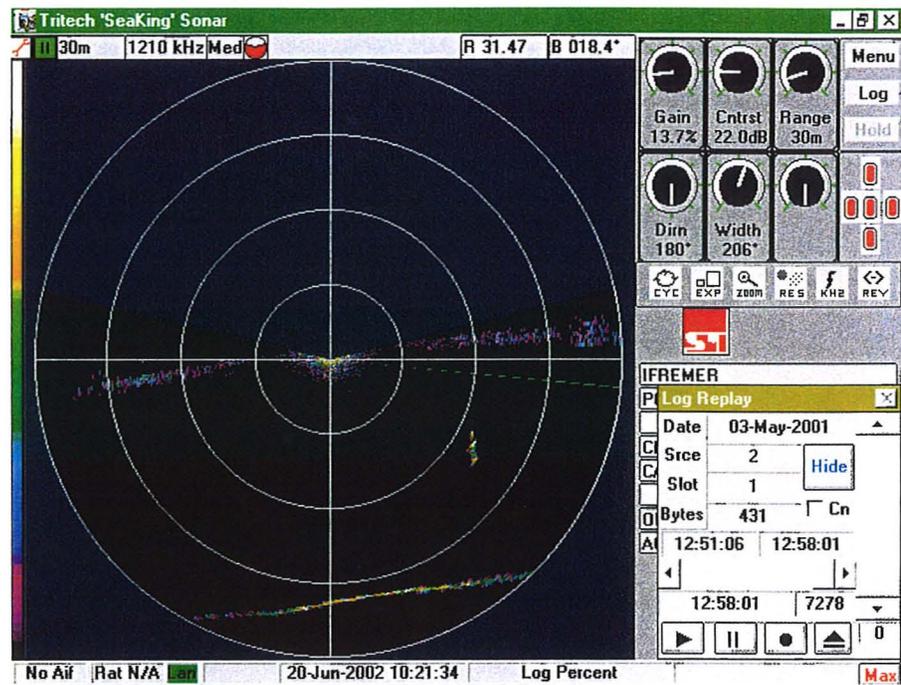
Clapage benne du 3 mai 2001 : T + 1'17



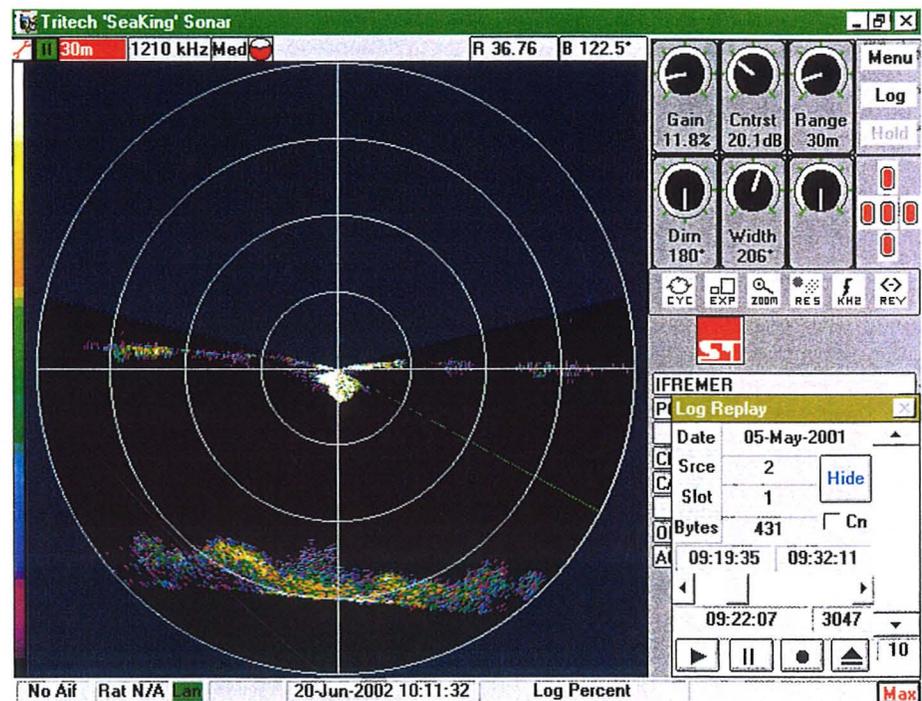
Clapage benne du 3 mai 2001 : T+ 1'27



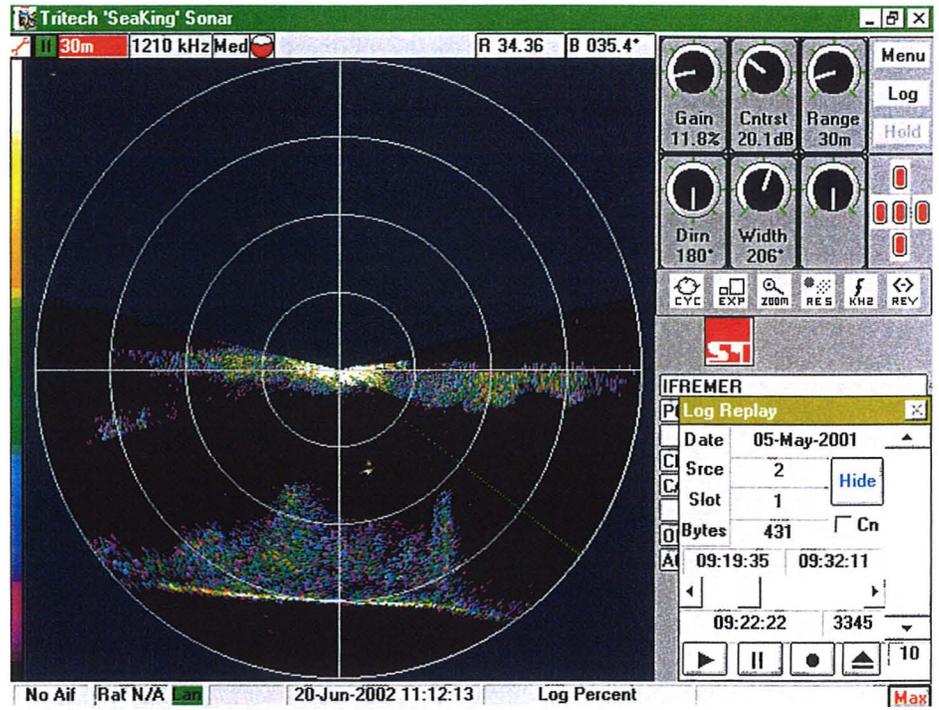
Clapage benne du 3 mai 2001



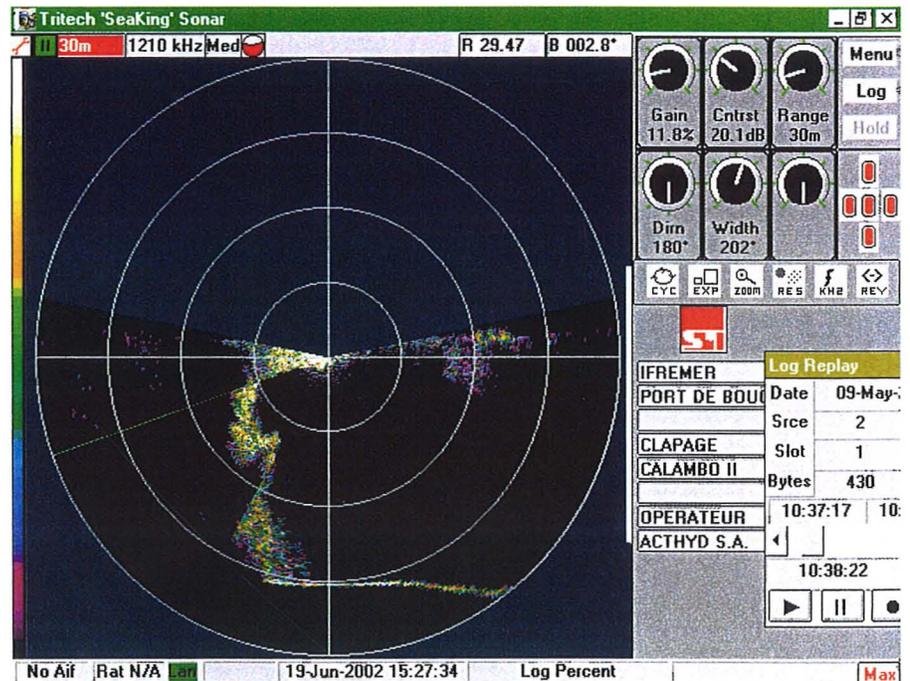
Clapage benne du 5 mai 2001



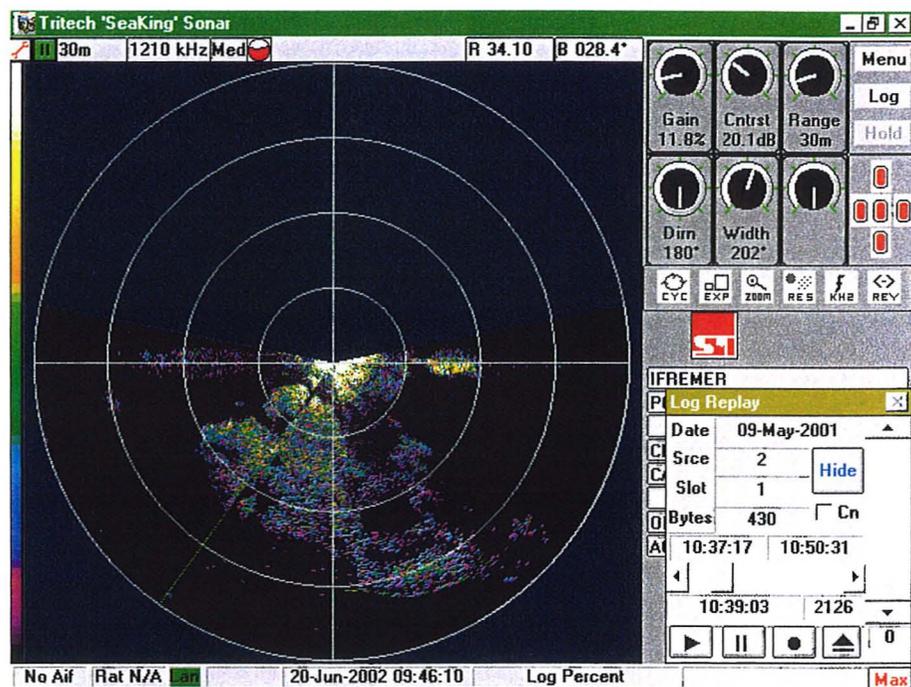
Clapage benne du 5 mai 2001



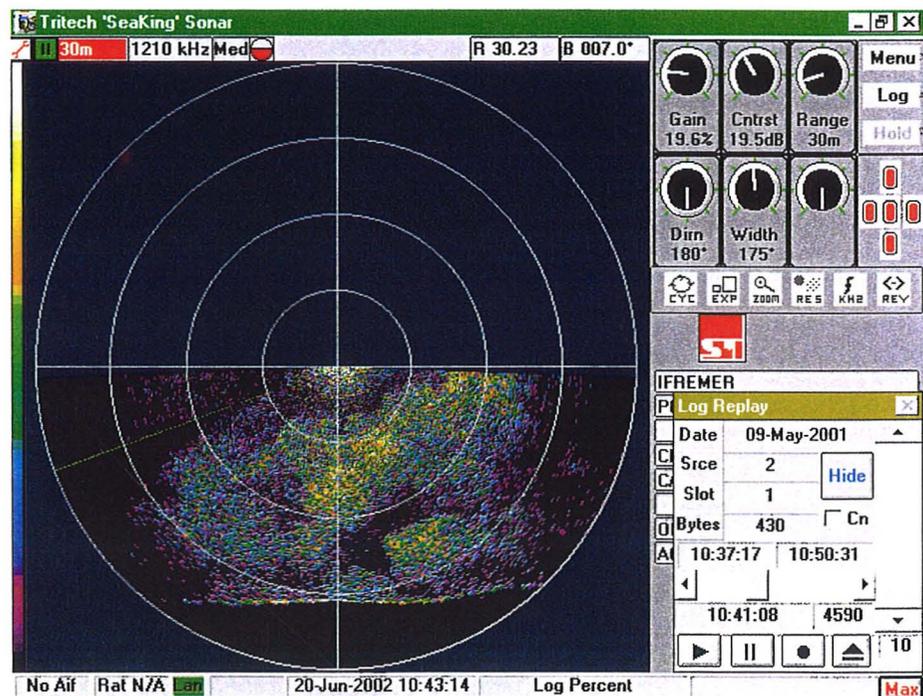
Clapage DAM du 9 mai 2001 : T+ 1'05



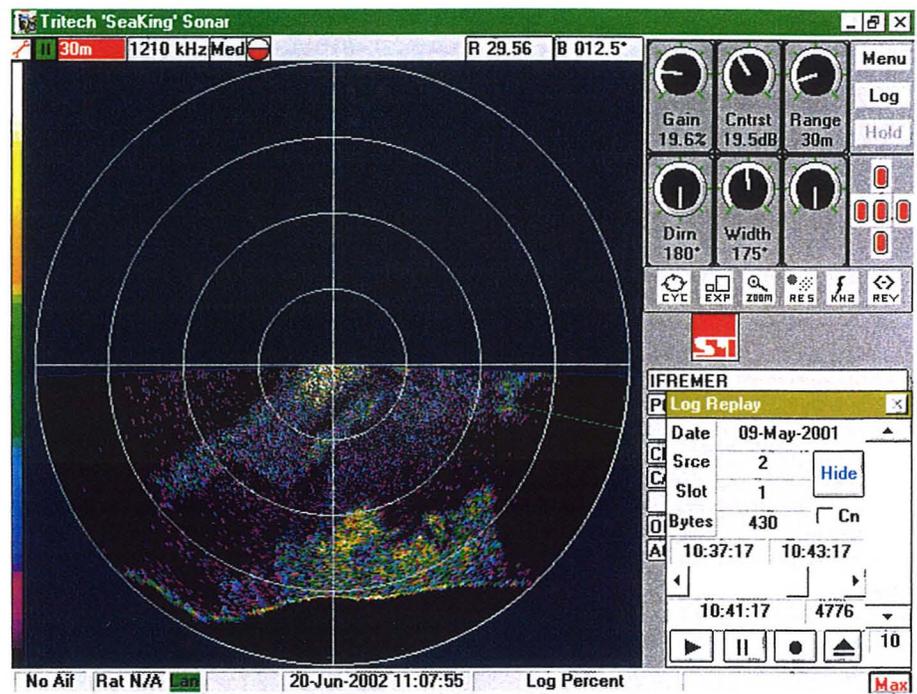
Clapage DAM du 9 mai 2001 : T+1'46



Clapage DAM du 9 mai 2001 : T+3'51



Clapage DAM du 9 mai 2001 : T+ 4'00



13.6. Carotte après clapage

Mission / FOS 2001 Golfe de Fos 10/05/2001		Carotte 2 Sud zone de clapage (24h après clapage)				Positionnement : X : 810 745 Y : 121 680		
Cote (cm)	Diam. Médian (µm)	Modes principaux (µm)	Teneur en eau (%)	Pds vol app. sec (kg.m ⁻³)	Bulk density (kg.m ⁻³)	Densité	Log. de la carotte	Description des faciès
0	16	2/30-40	110	666	1397	1.40		Fine pellicule noirâtre en surface vase silteuse (1 mm)
2	14	2/15-40	60	1010	1619	1.61		Vase fine oxydée brunâtre, compacte, très peu silteuse
4	14	2/15-40	61	1013	1632	1.61		
10	13	2/10-20	58	1047	1655	1.63		Passées oxydées nombreuses dans vase fine très compacte
20	8	1/5/15/40	52	1031	1717	1.68		
30	8	2/6/15/40	46	1209	1767	1.73		Vase fine réduite (brun foncé à noirâtre) non silteuse, homogène très compacte
34								

La carotte, prélevée dans le SSW de la zone expérimentale et ayant pour but de fournir un "témoin" montre une fine pellicule millimétrique de vase silteuse noirâtre. Au-dessous, le sédiment est une vase fine brunâtre compacte de densité élevée. Il ne peut être déterminé ici si cette vase noirâtre provient ou non des clapages expérimentaux ou de clapages antérieurs effectués à proximité du sud de la zone.

13.7. Résultats d'analyse des sédiments de la zone de clapage

Echant.	Point A	Point B	Point C	Point D	Pt Milieu	Après clapage
P. F. %	13.8	9.4	8.6	5.2	17.3	
N %	0.08	0.09	0.07	0.09	0.08	
COT %	1.0	1.3	1.4	1.2	0.6	8.96
P mg/kg	624	608	598	586	635	
PCB	µg / kg sec					
CB28	1.72	2.14	1.35	1.24	1.35	29.83
CB52	1.92	2.59	1.24	1.20	1.09	164.2
CB101	2.82	3.65	2.83	2.60	2.47	274.72
CB105	0.96	1.26	1.03	0.93	<0.1	135.53
CB118	2.44	3.27	2.78	2.54	2.38	90.32
CB 138	2.54	2.98	2.92	2.68	2.75	394.44
CB 153	3.08	3.84	3.80	3.46	3.73	701.65
CB 180	1.83	2.10	2.06	2.08	2.19	458.01
HAP	µg / kg sec					
Anthracène	36	<1	925 *	<1	<1	749.4
Pyrène	24	70	62	54	67	935.2
BaAnthrac.	4	57	54	49	56	264.8
Chrysène	15	59	45	22	49	468.0
BbFluora	<1	70	69	40	46	462.9
BkFluora.	1	21	28	13	16	397.4
BaPyrène	16	38	85	30	32	830.0
Db(ah) Anthrac.	13	5	4	5	9	412.8
B ghi Pérylène	2	27	24	17	19	51.9
I(123cd) Pyrène	5	34	26	14	26	366.5
Naphtal.	9	196	88	76	<1	53.0
Acénaphthyl	2	9	48	34	22	565.5

Acénaphène	<1	11	5	11	2	228.3
Fluorène	52	75	10	<1	<1	1783.9
Phénanth	19	57	68	59	59	677.2
Fluorant	93	213	216	244	284	839.3
Métaux	mg/kg sec					
Al	41580	41590	42.38	39.77	42380	31636
As	11.6	9.1	8.6	9.6	10.5	24.0
Cd	0.67	0.49	0.35	1.56	0.50	5.95
Cr	38	42	49	41	39	143.0
Cu	28.3	29.8	27.3	26.2	25.6	948.0
Hg	0.29	0.32	0.30	0.31	0.29	23.2
Ni	46	48	48	45	50	62.3
Pb	28	33	40	28	27	424.0
Zn	99	99	103	96	96	650.0
Orga Sn	µg/kg sec					
TBT	<10	<10	<10	<10	30	410.0
DBT	<10	<10	<10	<10	<10	274.0
MBT	<10	<10	<10	<10	<10	109.5
Granulo	%					
>2mm	0.1	3.3	4.7	0.0	0.2	
>500µm	0.2	0.5	0.5	0.4	0.3	
500-250	0.7	0.8	0.6	0.4	0.8	
250-163	1.2	1.3	1.0	0.4	0.8	
163-63	8.5	5.9	8.3	1.8	8.1	
<63 µm	89.4	91.6	89.6	97.1	90	