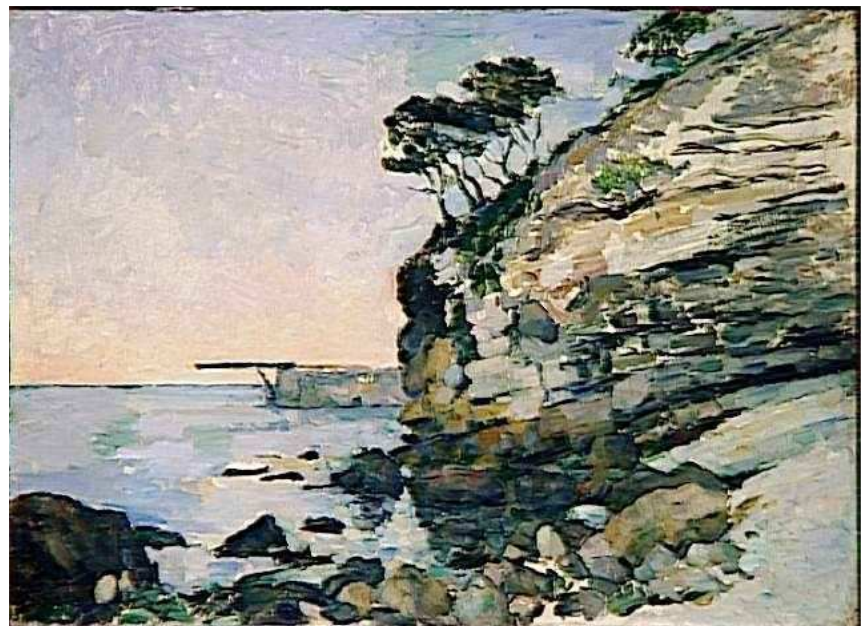


Département des Laboratoires Environnement littoral
et Ressources aquacoles
Laboratoire Environnement Ressources Provence Azur Corse

François Galgani

Avril 2007 - RST.DOP/LER-PAC/07-06

**Evaluation de la toxicité globale des sédiments du littoral
des bouches du Rhône par un bio essai : développement
larvaire de l'huître creuse *Crassostrea gigas* en présence
d'élutriats de sédiments**



Ifremer

*Ce travail a été réalisé dans le cadre de la convention AERMC-Ifremer
n° 2006_1912 (Contrat 06/3210664)*

Evaluation de la toxicité globale des sédiments du littoral des bouches du Rhône par un bio essai : développement larvaire de l'huître creuse *Crassostrea gigas* en présence d'éluviats de sédiments

F. Galgani, Ifremer

Ce travail a été réalisé dans le cadre de la convention AERMC-IFREMER n° 2006_1912 (Contrat 06/3210664) avec le support logistique du service maritime des bouches du Rhône (F. Garcia, M.C. Bertrand), du GIP Etang de Berre (B. Guillaume), du Syndicat Intercommunal du Bolmont et du Jai (SIBOJAI, C. Aubert), de la réserve naturelle de Camargue (E. Coulet, P. Vandewalle) et des partenaires scientifiques associés à la campagne océanographique Behemoth (M. Fontanier, Université d'Angers, CNRS). Les analyses ont été réalisées par R. Delesmont (Institut Pasteur de Lille).

sommaire

1. Introduction, problématique	4
2. Méthodologie.....	6
2.1. Principe	6
2.2. Prélèvements	7
2.3. Test de développement larvaire.....	8
3. Résultats.....	9
3.1. Camargue	9
3.2. Embouchure du Rhône	10
3.3. Golfe de Fos sur mer	10
3.4. Zone de l'étang de Berre et du Bolmon	12
3.5. Côte Bleue	13
3.6. Rade de Marseille	13
3.7. De Marseille à La Ciotat.....	14
4. Discussion et Perspectives.....	15
5. Références bibliographiques.....	21



Fiche documentaire

Numéro d'identification du rapport : R.INT.DOP/LER-PAC/07-06 Diffusion : libre : <input checked="" type="checkbox"/> restreinte : <input type="checkbox"/> interdite : <input type="checkbox"/>		date de publication : Juin 2007 nombre de pages : 22 bibliographie : 2 illustration(s) : 14 langue du rapport : F
Validé par : Roger Kantin Adresse électronique : roger.kantin@ifremer.fr		
Titre de l'article : Evaluation de la toxicité globale des sédiments du littoral des bouches du Rhône par un bio essai : développement larvaire de l'huître creuse <i>Crassostrea gigas</i> en présence d'élutriats de sédiments		
Contrat n° 2006_1912(06/3210664) Rapport intermédiaire <input type="checkbox"/> Rapport définitif <input checked="" type="checkbox"/>		
Auteur principal : François GALGANI	Organisme / Direction / Service, laboratoire IFREMER/LER/PAC	
Résumé <p>L'objet de cette étude était de démontrer l'intérêt d'une approche écotoxicologique pour l'évaluation de la qualité du milieu marin côtier des Bouches du Rhône en vue, d'une part, de dresser un bilan environnemental par une technique de screening non spécifique et, d'autre part, de donner les bases scientifiques et techniques en vue d'une surveillance à long terme de la qualité du littoral. La méthode mesure la toxicité des sédiments vis-à-vis des larves d'huîtres. Une cartographie basée sur le nombre d'anomalies larvaires apparues au stade D lors du développement larvaire (après 24 h) de <i>Crassostrea gigas</i> a été réalisée pour 206 stations des Bouches du Rhône.</p> <p>Les résultats démontrent une toxicité variant de 0 à 100 % d'anomalies larvaires, les stations les plus affectées étant confinées le plus souvent aux zones portuaires. Les Etangs de Berre, Bolmon et Vaccarès présente localement des toxicités importantes. D'une manière générale, l'extension de la toxicité reste limitée dans l'espace, les zones situées en dehors du littoral n'étant pas touchées. Une cartographie globale permet de donner des informations synthétiques en vue de la gestion de la qualité du milieu naturel des bouches du Rhône. Par ailleurs, les perspectives en termes de surveillance et de gestion sont discutées.</p>		
Mots-clés Ecotoxicologie, <i>Crassostrea gigas</i> , Sédiments, Développement larvaire		



1. Introduction, problématique

L'étude de la toxicité d'un échantillon sédimentaire provenant du milieu naturel repose sur la présence dans le sédiment d'une ou de plusieurs substances potentiellement toxiques pouvant provoquer un effet biologique négatif sur la biocénose environnante.

La caractérisation chimique détermine la nature (et la quantité) de tel ou tel contaminant, alors que la caractérisation écotoxicologique vise à déterminer l'effet biologique de l'échantillon sur une espèce de référence caractéristique du milieu étudié, en s'affranchissant des paramètres de contamination. La première approche mesure un niveau, la deuxième un impact. Ces deux approches sont complémentaires. Les larves et embryons de bivalves sont parmi les organismes cibles les plus employés pour les tests écotoxicologiques en raison de leur forte sensibilité aux contaminants. Les premières descriptions de cette méthode datent de 1921 et 1924 sur les larves d'oursin et de mollusques (Lillies, 1921 ; Prytherch, 1924). Depuis diverses espèces ont été testées et l'huître *Crassostrea gigas* s'est révélée être très adaptée aux tests toxicologiques de la qualité de sédiments et de la colonne d'eau (Woelke, 1972). Ces méthodes ont été améliorées depuis et les limites d'applications ainsi que le potentiel d'utilisation ont été définis (His et al., 1999a & b; Quiniou *et al.*, 2005; Thain, 1991).

Les travaux réalisés de 2001 à 2004 (Etudes du Réseau de Surveillance Lagunaire ; Campagne CYATOX, Campagne METROC etc..) ont montré que les sédiments des lagunes littorales ainsi que certaines zones marines (rade de Marseille) pouvaient présenter des toxicités significatives. Les toxicités maximales mesurées, bien qu'*a priori* sans fortes conséquences sur le plan écologique, se rencontrent au niveau du débouché des apports principaux (rejets, émissaires, zones portuaires

Au vu des résultats et en raison de la diversité et de la complexité des apports potentiels en polluants, il apparaissait nécessaire de réaliser une étude sur l'ensemble du littoral afin d'évaluer une toxicité éventuelle des sédiments, et par voie de conséquence une cartographie des secteurs les plus impactés.

C'est cette approche écotoxicologique qui a été mise en œuvre sur le littoral des Bouches du Rhône sous forme d'un bilan, à travers une méthode d'analyse globale non spécifique vis à vis des micropolluants: prise en compte de l'effet global des contaminants présents, des interactions entre composés, de leurs biodisponibilités, sans considérer leur nature et leurs concentrations).

Outre un bilan écotoxicologique du littoral des Bouches du Rhône, l'étude avait pour objectif de donner des bases scientifiques et techniques en vue d'une surveillance du littoral à long terme, dans le cadre plus général de l'évaluation de la qualité du milieu marin.



2. Méthodologie

2.1. Principe

Seuls les effets toxiques globaux d'un échantillon de sédiment (toutes fractions granulométriques confondues, excepté les débris coquilliers) sont pris en compte. Le sédiment à analyser est agité dans de l'eau de mer reconnue non toxique (référence). Le surnageant (élutriat) contient alors la fraction relarguée de l'ensemble des micropolluants présents initialement.

Puis des œufs d'huîtres creuses fraîchement fécondés sont alors mis en développement dans différentes dilutions de l'élutriat et les pourcentages d'anomalies de développement larvaire sont alors déterminés, servant à estimer la relation liant l'effet toxique mesuré à la concentration en élutriat (donc à la concentration en sédiment).

La détermination des taux de larves malformées s'effectue par observation de la forme de leurs coquilles ou de la présence d'évaginations cytoplasmiques à l'extérieur de la coquille. Les larves considérées normales possèdent les deux valves des coquilles formant un D parfait, associées à un vélum (masse de chair du futur manteau) parfaitement en place. Toutes les autres formes de larves seront considérées comme anormales. Plusieurs cas particuliers se démarquent : barre du D convexe : encoche sur une des valves, développement externe du vélum, irrégularité morphologique générale et blocage à un stade de développement antérieur au stade D.



Larves normales stade D

Figure 1: Larves de *Crassostrea gigas* normales au stade D (24h de développement)

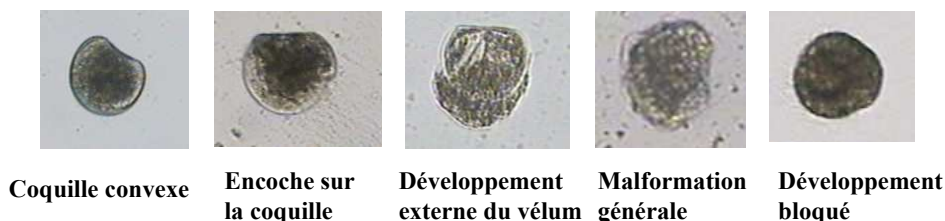


Figure 2 : types d'anomalies larvaires caractéristiques (24h de développement).

2.2. Prélèvements

L'étude a pris en compte l'ensemble du littoral des bouches du Rhône pour un total de 208 stations. Les prélèvements ont été réalisés à la benne Van Veen. Les secteurs de Marseille, Fos/mer et de l'étang de Berre ont été étudiés de manière approfondie et complétés par des mesures sur divers points du littoral notamment sur les principaux étangs et le littoral de Camargue ainsi que la zone de Cassis à La Ciotat, ceci afin de disposer d'une couverture totale. La figure 1 et le tableau 1 visualisent les points échantillonnés..

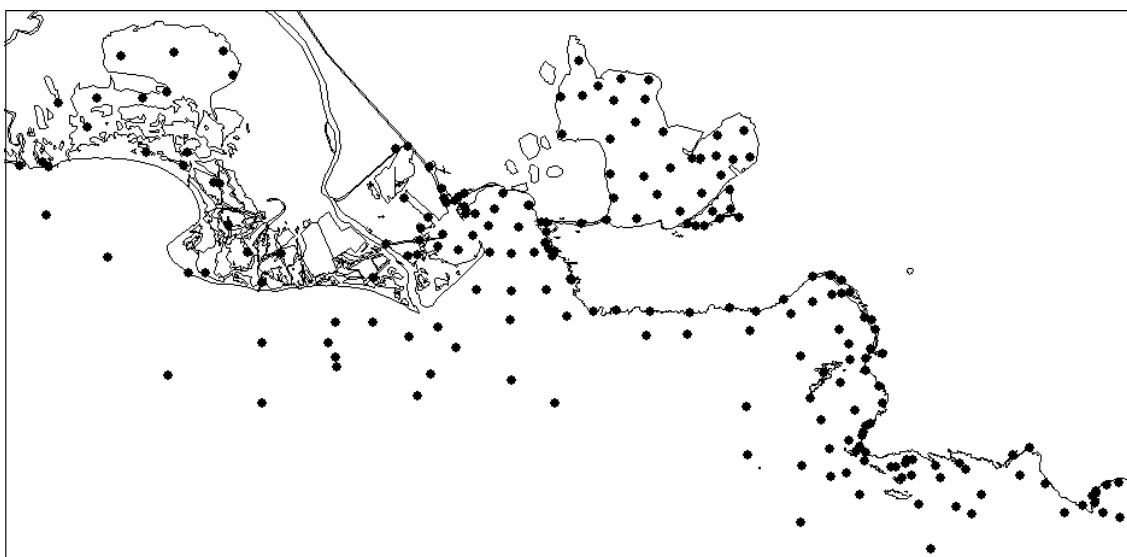


Figure 3: Stations d'échantillonnage des sédiments du littoral des bouches du Rhône

Tableau 1 : Chronologie et nombre de prélèvements Etude DCE/Toxicité des sédiments

Date	zone	stations	support
14-18/11 /2004	Rade de Marseille	37	Navire L Europe Campagne METROC
14/06/2006	Cassis –La Ciotat	11	Pilotine Svce Maritime
22/06/2006	Ports de Marseille	19	Pilotine Svce Maritime
27/06/2006	Etang de Bolmont	8	Embarcation SIBOJAI*
28/06/2006	Cote bleue	14	Pilotine Svce Maritime
06/07/2006	Ports de Fos/mer	26	Pilotine Svce Maritime
26 /08-03/09/ 2006	Embouchure du Rhône	14	Navire Tethys Campagne Behemoth
11-13/09/2006	Etang de Berre	30	Embarcation GIPREB**
27-28/09/2006	Camargue	23	Embarcation RNC***
20/10/2006	Large Bouches du Rhône	5	Navire Cupidon
20/10/ 2006	Golfe de Fos/mer	21	Navire Cupidon

*SIBOJAI : Syndicat Intercommunal du Bolmon et du Jai ; ** GIPREB : Groupement d'intérêt public de l'étang de Berre ; *** RNC : Réserve Naturelle de Camargue*

L'échantillonnage a été réalisé de Juin à début octobre 2006 à partir d'embarcations ou à pied à partir de la côte. Environ 50 -100g des 3 premiers centimètres de sédiments ont été prélevés. Les échantillons ont été conservés dans des tubes en polyéthylène puis stockés au réfrigérateur à +4°C jusqu'à traitement. L'eau de référence pour la réalisation des tests a été prise au large.

Test de développement larvaire

Les géniteurs de *C. gigas* matures proviennent de l'écloserie GUERNESEY SEA FARMS, spécialisée dans la maturation de coquillages. Cet écloserie fournit toute l'année des huîtres prêtes à pondre et sexuellement différenciées.

Environ 60 g de chaque échantillon de sédiment est mélangé avec 240 ml d'eau de référence filtrée, et agité pendant 8 h, puis décanté pendant 8 h. Les surnageants (élutriats) sont récupérés. Des microplaques de cultures stériles IWAKI à puits de 3 ml sont remplies avec le surnageant. Des témoins sont remplis avec de l'eau de mer filtrée. Pour chaque échantillon, 3 cuves formant les réplicats sont remplies. Les géniteurs matures sont soigneusement nettoyés et immergés dans de l'eau de référence non filtrée à 18°C pendant 30 minutes. Le bain est ensuite remplacé par de l'eau chauffée à 28°C jusqu'à ce que le choc thermique provoque l'émission des gamètes (mâles et femelles, dans des erlens séparés). Les individus en cours d'émission sont placés dans 2 bains successifs d'eau de référence filtrée. La fécondation est réalisée en introduisant la suspension de gamètes femelles dans une éprouvette de 250 ml en complétant le volume avec de l'eau de référence filtrée. Ajouter alors 3 ml de suspension dense de gamètes mâles et agiter doucement et sans arrêt. Un contrôle sous microscope permet de voir l'apparition des globules polaires, témoins de la réalisation de la fécondation.

Quand la fécondation est effective, la concentration en œufs est mesurée et le volume nécessaire pour obtenir environ 300 larves est calculé. Ces larves sont alors introduites dans chaque cuve et les plaques sont mises en développement dans une enceinte thermorégulée à 23°C + ou - 1°C pendant 24 h. Après incubation, les larves sont fixées au formaldéhyde à 40%. Celles-ci décantent et le comptage sous microscope d'une centaine d'entre elles est effectué (comptage aléatoire sur les 300 inoculées), pour chaque cuve, afin d'en déterminer le taux d'anomalies. Les résultats sont regroupés en tableaux pour chaque concentration de chaque élutriat.

Seuls les pourcentages d'anomalies mesurés pour une concentration maximum en élutriat (P100%) et pour le témoin (P0%) sont pris en compte dans les calculs. Le PBA (pourcentage brut d'anomalies larvaires) correspond au taux d'anomalies maximum mesuré, non corrigé du taux d'anomalies mesuré dans le témoin. Ce mode d'expression de la toxicité permet la mise en relation des données, toutes exprimées dans la même unité (% anomalies). Le PNA correspond au taux d'anomalies maximum mesuré corrigé du taux d'anomalies mesuré dans le témoin. Le témoin donne un taux résiduel d'anomalies, généralement inférieur à 20%.

Les données sont cartographiées en utilisant le logiciel Surfer VI, (grid 50x50, technique de Krigeage).



3. Résultats

De manière à limiter la variabilité des résultats, les échantillons d'une même zone ont été prélevés (à l'exception des échantillons issus de la campagne METROC datant de Novembre 2004) et analysés avec la même série de géniteurs. Les résultats (tableau 2) démontrent l'existence de sédiments toxiques, induisant des malformations larvaires, avec une toxicité cependant très variable, allant de 0 à 100 % de larves anormales.

Tableau 2 : Synthèse des résultats de toxicité de sédiments de bouches du Rhône. Les valeurs de toxicité correspondent au pourcentage net d'anomalies larvaires au stade D (4 réplicats). (*) Toxicité comprise en 80 et 100 % de larves anormales

Zone	Nombre de stations	Toxicité moyenne	valeurs extrêmes	stations très toxiques* (%)
Camargue	22	15,772	0 - 100	3 (13,6)
Rhône	17	4,75	0 - 12,2	0
Fos/mer	52	9,14	0 - 100	6 (12)
Berre : Bolmon	34	25,7	0 - 100	9 (26,4)
Cote bleue	9	52,72	0 - 91,25	3 (33,3)
Rade de Marseille	66	35,62	0 - 100	11 (16,6)
Cassis-la Ciotat	16	39,7	0 - 93	4 (25)

3.1. Camargue

Les étangs de Camargue montrent des zones faiblement impactées à l'exception de la zone orientale de l'étang de Vaccarès, l'étang du Fangassier et l'étang salé de Faraman situé dans la zone exploitée des salins du midi. Pour ces stations, des niveaux maxima (100 % de malformations) peuvent être observés notamment dans le Vaccarès et le Fangassier. En dehors de ces stations, seules de faibles toxicités sont observées notamment sur l'étang de Galabert et dans une moindre mesure pour les sédiments prélevés sur les étangs de Consécanière et Tampan.

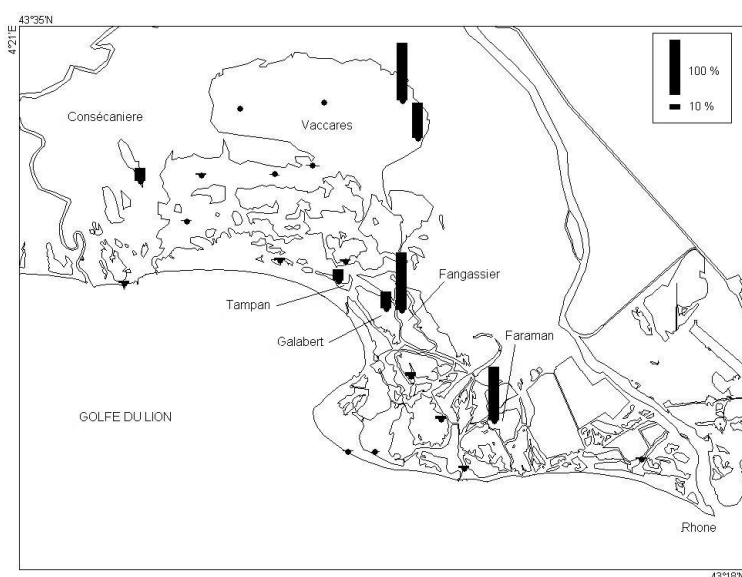


Figure 4 : Toxicité des sédiments prélevés en Camargue (Pourcentage Net de larves Anormales, PNA)



3.2. Embouchure du Rhône

Dans son ensemble, la zone montre une toxicité globale quasi nulle des sédiments. Les faibles toxicités détectables sont mesurées à l'embouchure du Rhône et restent à des niveaux très faibles (12,2% de malformations).

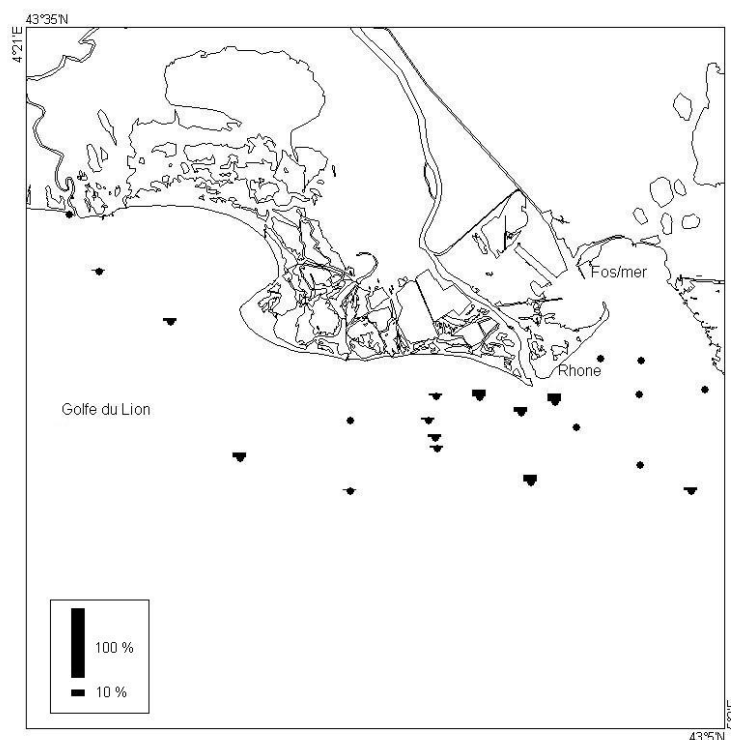


Figure 5 : Toxicité des sédiments prélevés à l'embouchure du Rhône (Campagne Behemoth, Pourcentage Net de larves Anormales, PNA)

3.3. Golfe de Fos sur mer

45 stations échantillonnées sur la zone de Fos sur mer ont permis de localiser les zones de forte toxicité des sédiments. Des toxicités supérieures à 80% ont été observées sur les stations de St Antoine, Port Saint Louis et bassin des tellines, en fond de Darse 3 (terminal gazier et bassin versant pluvial), dans le canal du Rhône à Fos, dans le port de plaisance de Saint Gervais et dans l'anse de Ponteau. Des toxicités significatives ont été mesurées dans les ports de pêche (33% de larves malformées), de Port de Bouc et de Lavera (72 % de larves malformées) et dans le canal de Caronte (84% de larves malformées). A l'exception du fond de la darse 3, les darses 1, 3 et 4 présentent des toxicités faibles notamment autour de l'entrée de la darse 3, à l'exception d'une seule station moyennement toxique (40%). La toxicité des sédiments de la darse 2 varie de 40 à 70%. Les stations situées en dehors des activités portuaires ne présentent pas de toxicité significative.



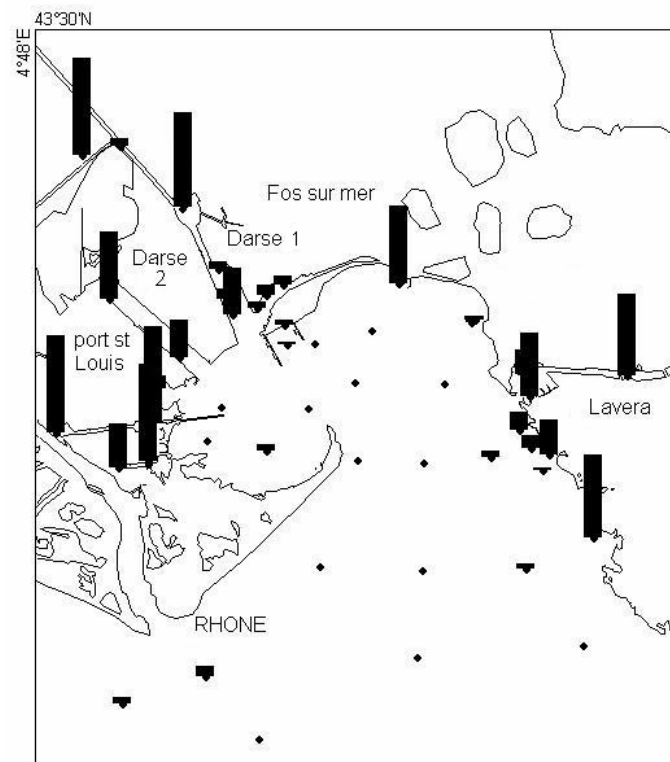


Figure 6 : Toxicité des sédiments prélevés dans le golfe de Fos sur mer (Pourcentage Net de larves Anormales, PNA)

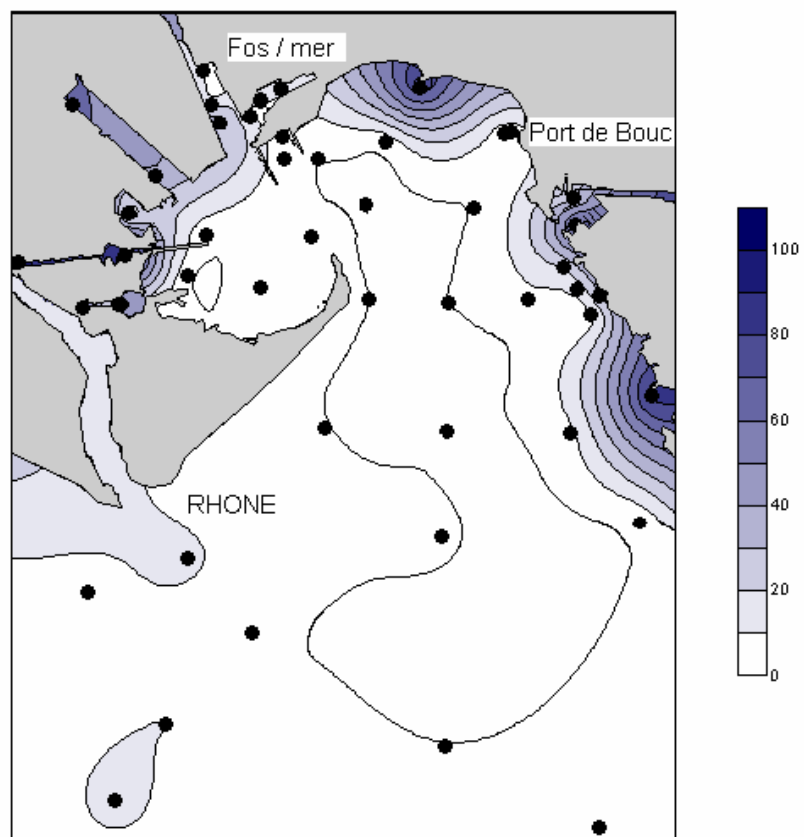


Figure 7 : Courbe d isoconcentration de la toxicité des sédiments prélevés dans le golfe de Fos sur mer (Pourcentage Net de larves Anormales, PNA). Krigeage réalisé à l aide su logiciel Surfer VI (Grille de 50 x 50).



3.4. Zone de l'étang de Berre et du Bolmon

35 stations ont fait l'objet de prélèvements de sédiments sur les étangs de Bolmon et de Berre. Les toxicités varient de 0 à 100 % avec les toxicités maximales trouvées au nord de l'anse de Vaines, au sud ouest de l'étang de Berre (sortie du canal de Caronte et dans la partie centre est de l'étang). Les sédiments sont également très toxiques dans l'étang de Bolmon notamment la partie orientale de (embouchure de la Cadière et décharge de Marignane). Les résultats démontrent également une toxicité faible et décroissante vers l'ouest dans le canal du Rove.

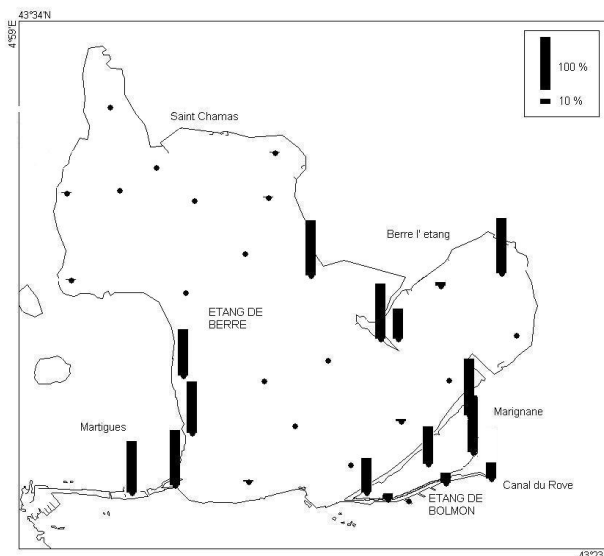


Figure 8 : Toxicité des sédiments prélevés dans l'étang de Berre et l'étang de Bolmon (Pourcentage Net de larves Anormales, PNA)

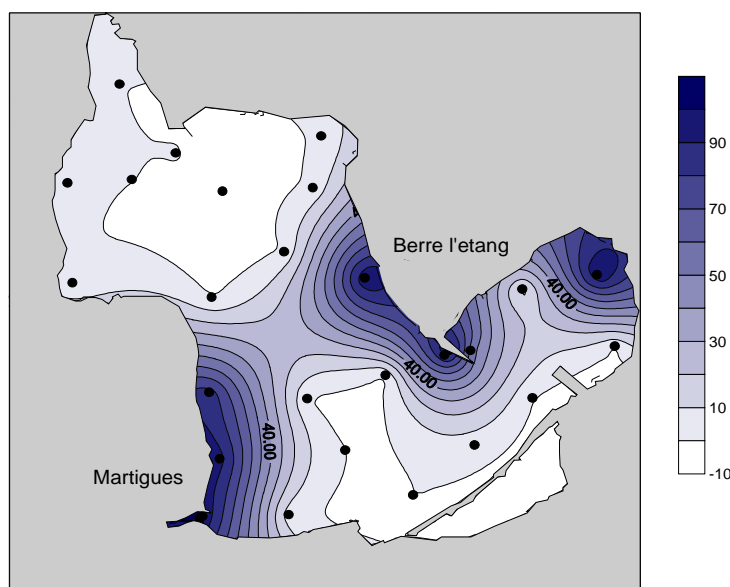


Figure 9 : Courbe d'isoconcentrations de la toxicité des sédiments prélevés dans l'étang de Berre (Pourcentage Net de larves Anormales, PNA). Krigeage réalisé à l'aide du logiciel Surfer VI (Grille de 50 x 50).



3.5. Côte Bleue

Les sédiments présentant une toxicité significative supérieure à 80 % d'anomalies sont situés à Ponteau, Carro et Sainte Croix dans la partie occidentale de la zone située près du golfe de Fos. Vers l'est, sur la Côte Bleue, les toxicités sont significatives mais peu élevées avec des valeurs allant de 14 % (Niolon) à 63 % (Ensues). Les stations situées au large ne présentent pas de toxicité significative.

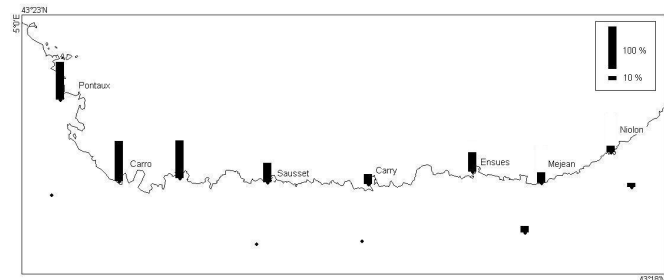


Figure 10 : Toxicité des sédiments prélevés sur la Côte Bleue (Pourcentage Net de larves Anormales, PNA)

3.6. Rade de Marseille

Les résultats concernent 66 stations prélevées sur deux campagnes : 2004 pour la partie rade (campagne METROC) et 2006 pour la partie littorale. Toutes les stations du port de Marseille (rade nord) ainsi que le Vieux Port présentent des niveaux de toxicité très élevés, le plus souvent autour de 100% d'anomalies larvaires. De même, les sédiments se sont révélés toxiques à Port Frioul, au port de l'Escalette, au port de la Pointe Rouge (rade sud) et au débouché de l'émissaire de Cortiou dans le massif des calanques. Dans la rade, les toxicités sont détectables mais très faibles. Elles sont nulles pour les stations les plus distantes.

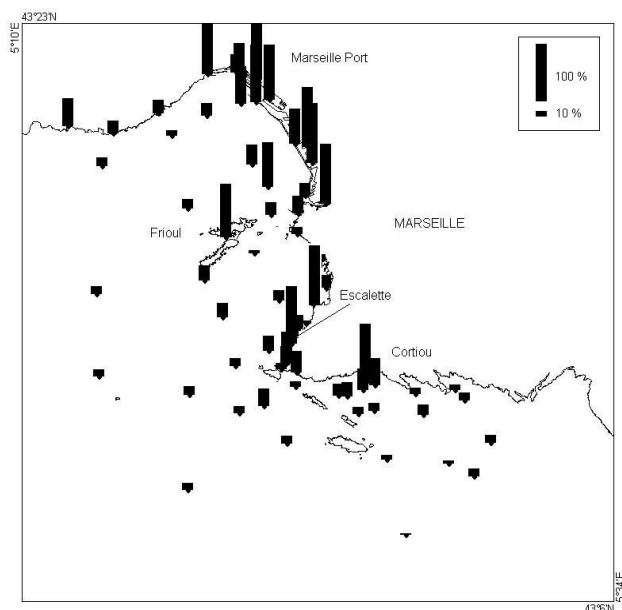


Figure 11 : Toxicité des sédiments prélevés dans la rade de Marseille (Campagne METROC et Campagne 2006 (Pourcentage Net de larves Anormales, PNA)



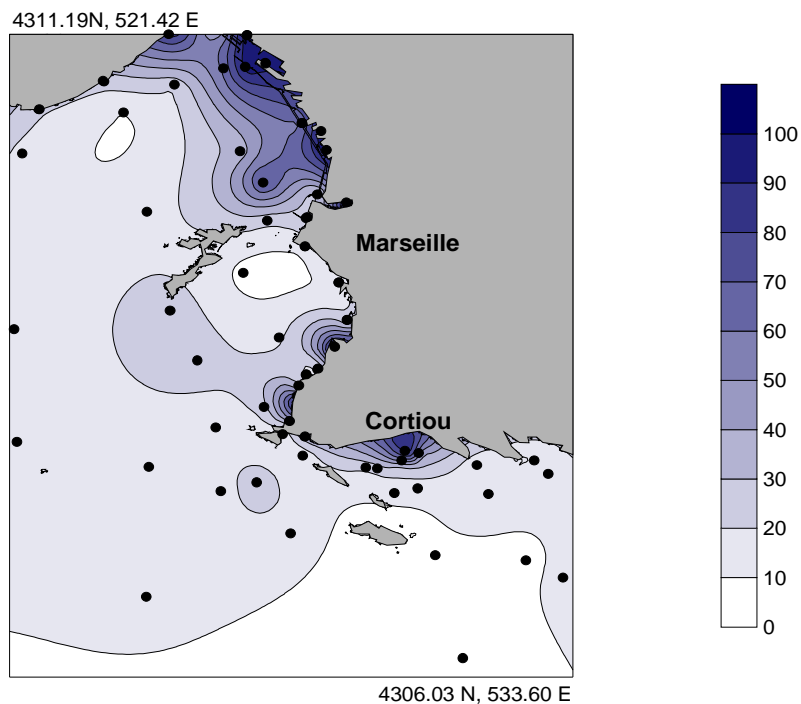


Figure 12 : Courbe d isoconcentration de la toxicité des sédiments prélevés dans le golfe de Fos sur mer (Pourcentage Net de larves Anormales, PNA). Krigeage réalisé à l aide su logiciel Surfer VI (Grille de 50 x 50).

3.7. De Marseille à La Ciotat

14 stations ont fait l objet de prélèvements et analyses de toxicité sur la zone de Cassis à La Ciotat. Typiquement les sédiments sont très toxiques dans les ports avec des toxicités comprises entre 80 et 100% à Port Miou, Cassis, La Ciotat Darse, La Ciotat vieux port et La Ciotat Capucins. Aucune toxicité significative n'a été mesurée dans les autres stations.

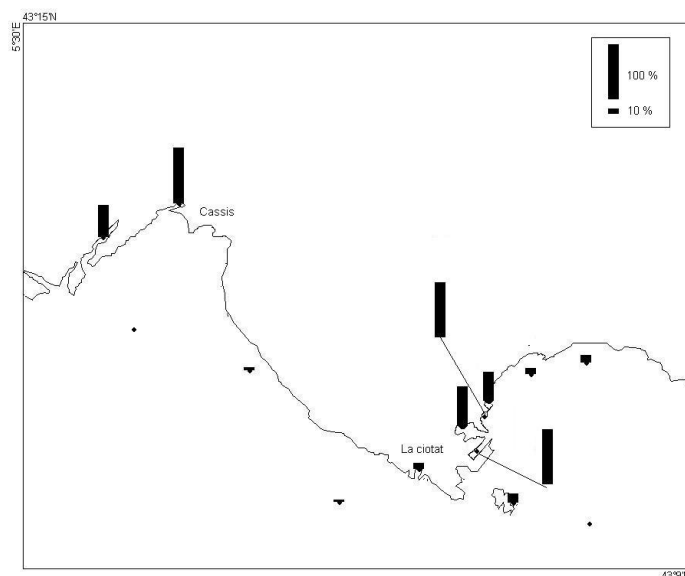


Figure 13 : Toxicité des sédiments prélevés dans la zone de Cassis à La Ciotat (Pourcentage Net de larves anormales, PNA)



4. Discussion et perspectives

L'objet de cette étude était de démontrer l'intérêt d'une approche écotoxicologique pour l'évaluation de la qualité du milieu marin côtier des Bouches du Rhône en vue, d'une part, de dresser un bilan environnemental par une technique de screening non spécifique et, d'autre part, de donner les bases scientifiques et techniques en vue d'une surveillance à long terme de la qualité du littoral.

L'approche proposée est donc globale, non spécifique et représente la toxicité des molécules xénobiotiques biodisponibles de la couche superficielle des sédiments.

Dans ce contexte nous avons choisi :

- d'étudier le compartiment sédimentaire dans ses 2 premiers cm sous forme d'élutriat (surnageant d'agitation du sédiment dans de l'eau de mer non toxique) simulant une remise en suspension des sédiments qui prend en compte l'effet global des contaminants présents, des interactions entre composés et de leurs biodisponibilités ;
- un test de développement larvaire utilisant comme espèce de référence l'huître creuse *Crassostrea gigas* car celle-ci possède une large répartition, une bonne représentativité du milieu, un intérêt économique et une sensibilité accrue aux polluants (His et al., 1999).

L'analyse de la littérature (Quiniou *et al.*, 2005 ; His et al., 1999a &b) permet de préciser les limites d'utilisation et les informations accessibles par cette technique :

- Les prélèvements sont effectués sur une surface réduite et ne sont représentatifs, en terme de toxicité, que d'une zone limitée autour du point échantillonné. En effet, une hypothèse souvent posée est l'hétérogénéité de structure du sédiment due aux conditions hydrodynamiques du milieu aquatique sus-jacent. En revanche, en terme de risque, la validité spatiale est accrue car, après remise en suspension du sédiment et relargage des micropolluants dans la colonne d'eau, les masses d'eau ainsi contaminées se diffusent sur une surface bien plus importante que la surface d'échantillonnage elle-même. Dans ces conditions, la cartographie de la toxicité ne peut avoir qu'une vocation démonstrative et non prédictive.
- Le risque environnemental considéré correspond aux toxicités globales, maximales, observables dans la colonne d'eau à proximité du fond lors d'épisodes climatiques intenses ou lors de remises en suspension, pouvant provoquer des problèmes de recrutement d'organismes marins par la toxicité sur les larves.
- Le compartiment sédimentaire agit comme un réservoir en contaminants dans lequel leurs concentrations peuvent être de plusieurs ordres de magnitudes supérieures à celles observables dans la colonne d'eau (Livett, 1988) et dans lequel leur durée de vie peut atteindre plusieurs dizaines d'années (Alzieu, 2001).
- Les sédiments remis en suspension peuvent restituer une fraction importante de l'ensemble des contaminants initialement présents. Cette fraction représente la partie biodisponible des contaminants.



- Les toxicités chroniques ne sont pas prises en compte par le test.
- L'ensemble de ces polluants ne se retrouve pas dans les mêmes proportions suivant la nature des apports. Une caractérisation des effluents par rapport aux probabilités de rencontre des polluants, ainsi que de leurs toxicités relatives vis à vis de l'embryogenèse de l'huître *Crassostrea gigas*, permet de se faire une idée plus précise du rôle de chacun dans les toxicités mesurées.

Les zones étudiées apparaissent, dans leur majorité, dans un bon état puisque les sédiments mis en présence de larves d'huître n'accusent que de faibles taux de malformations larvaires. Il existe cependant des stations présentant de fortes toxicités, notamment au niveau du débouché des apports principaux et dans les ports

Les travaux réalisés en Camargue n'ont concerné que les étangs marins. Les étangs hyper salés liés à l'exploitation du sel (salins) ou non et les étangs d'eau douce n'ont pas été pris en compte. D'une manière générale les toxicités sont faibles à l'exception de la zone orientale du Vaccarès, de l'étang du Fangassier et du Faraman. Ces résultats doivent maintenant être confirmés mais suggèrent, pour Vaccarès et le Fangassier, des apports par la partie Est de l'étang liés aux activités agricoles (riziculture) et/ou aux apports du Rhône. La présence de métaux avait d'ailleurs déjà été mise en évidence en Camargue dans les anguilles (Batty et pain, 1996) et notamment dans le Vaccarès. Les contaminants organiques (HcH et PCBs) avaient été également détectés dans la faune, notamment dans le canal de drainage des activités liées à la riziculture (Roche et al., 2000) ainsi que dans la partie Est de l'étang où la toxicité est élevée. Cette étude confirme, pour les zones considérées, les résultats obtenus par la chimie, à savoir la présence, dans les sédiments de substances toxiques. Sur un plan strictement écologique la forte toxicité larvaire observée sur l'étang du Faraman ne porte pas à conséquence dans la mesure où l'étang est exploité (sel) et la situation écologique n'est pas naturelle, avec une faune et une flore dénaturée, supportant de très fortes salinités

Les très faibles toxicités observées au niveau de l'embouchure du Rhône démontrent clairement un impact faible du compartiment sédimentaire en terme d'écotoxicologie. Les apports éventuels n'ont, *a priori*, qu'un faible impact écologique. La méthode ne prend cependant pas en compte les apports accidentels qui pourraient être une source de contaminants de la colonne d'eau, ou les apports saisonniers (des liens seraient à effectuer entre les flux saisonnier apportés par le panache du Rhône et des tests écotoxicologiques à différents moments de l'année). Bien que les données soient anciennes et non confirmées, Strazzula (1985) a démontré la pertinence des mesures de contaminants pour caractériser une source. Il n'y a pas que lui... citer Seine Aval, Cossa,... Dans le cas du Rhône, un gradient est observé de l'embouchure du fleuve vers le Cap Croisette pour certains contaminants (manganèse et chrome). Nos résultats ne permettent pas de démontrer une toxicité importante. En raison de la force du courant, les contaminants éventuellement transportés ne seraient pas accumulés dans les sédiments aux alentours de l'embouchure mais bien plus au large, le fleuve ayant alors un effet de « chasse » permettant même le lessivage des sédiments.

La localisation de la toxicité des sédiments dans la zone de l'étang de Berre est cohérente avec les apports connus de contaminants : Apports par la circulation dans le canal de Caronte liée aux industries locales et à la présence de la ville de Martigues, apports dans



la zone nord de l'étang de Vaine, notamment au Nord Ouest et au Nord Est, et contamination généralisée de l'étang du Bolmon avec des maxima de toxicité près de la ville de Marignane (embouchure de la Cadière et zone de la décharge plus au nord). Cette distribution de la toxicité est proche de celle observée pour les concentrations en matière organique, et en métaux tels que mercure, plomb ou chrome et en polluants organiques pour le nord de l'étang de Vaine (Réf.). Outre cette toxicité liée aux activités industrielles dans le nord de l'étang de Vaine, la toxicité observée au débouché du canal de Caronte correspond vraisemblablement d'une part aux apports pluviaux issus de la ville de Martigues et, d'autre part, à la circulation résiduelle, le courant entrant pouvant être très fort à certaines périodes de l'année (Gipreb 2002). Dans le cas de l'étang du Bolmon, il existe une forte contamination par les métaux et notamment au niveau de la Cadière (Gipreb, 2002), déversant des apports issus des communes des Pennes Mirabeau et de Vitrolles. Cet étang se caractérise également par des niveaux élevés en surfactants (détergents anioniques ?) vers l'Est de l'étang (Sarrazin et Arnoux, 1998 : Sarrazin et *al.*, 2003), se déversant dans l'étang vraisemblablement à la faveur d'apports pluviaux issus de la commune de Marignane.

De nombreuses zones restent cependant exemptes de toxicité, notamment dans le nord de l'étang de Berre, le sud de l'étang de Vaine et le canal du Rove avec la présence dans le canal de stations d'épuration. La partie nord de l'étang de Berre est soumise à une circulation importante des eaux susceptible de remettre en suspension, voire lessiver, les sédiments (Imbert et *al.*, 1999) limitant l'accumulation de contaminants et donc la toxicité.

Le golfe de Fos présente plusieurs stations avec une forte toxicité. Cette toxicité reste très localisée et ne concerne que les zones portuaires, recevant des apports d'origine industriels, ou liés à des activités de plaisance ou commerciales. Cependant, la zone de la darse 3, (comportant 6 stations de mesures et 2 périodes de prélèvement), présente de très faibles toxicités sédimentaires. De même, la zone de Carteau se situe dans des parties évaluées comme étant les moins toxiques. Ces niveaux de toxicité sont du même ordre de grandeur que ceux mesurés dans les zones conchylicoles des étangs de Thau ou Salses Leucate non affectés par des pollutions chroniques. Sur Carteau, l'analyse de la littérature démontre une contamination considérée comme élevée pour les métaux, modérée pour les PCBs et élevée pour les hydrocarbures dans les moules (Bodina et *al.*, 2004). Les moules sont en effet connues pour être des organismes biointégrateurs et ces travaux indiquent une accumulation de substances filtrées dans les moules et non une accumulation dans les sédiments. Une absence de toxicité suggère, dans ce cas, un transit des contaminants bioaccumulables éventuels qui pourraient être mesurés dans les organismes marins, tels que les hydrocarbures ou métaux. De l'autre côté du golfe de Fos, Le Dréau et *al.* (1997) ont montré une décroissance rapide des hydrocarbures près du rejet actuellement stoppé de Lavera dans le golfe de Fos. La dilution s'opère sur moins de 1000 mètres avec une persistance des contaminants dans les sédiments après 35 ans d'activité d'une raffinerie. La toxicité sédimentaire présente des niveaux moyens au voisinage du rejet, plus faible quoique détectable dans les stations situées à quelques dizaines de mètres, et confirme donc les résultats des mesures chimiques.

Dans la continuité de la zone de Fos sur mer, le port de plaisance de Carro et la baie de Sainte Croix présentent des niveaux de toxicité importants. A l'inverse, les stations situées plus à l'est sont peu ou moyennement toxiques dans les ports, et dénuées de



toxicité au large. Une contamination de la zone avait déjà été décrite (Strazzula, 1985) mais non confirmée pour le mercure, sans identification formelle des sources. Cette contamination pourrait être responsable de la toxicité observée. Les apports fluviaux de faible envergure (La Saulce et bassin versant) pourraient également expliquer ces résultats.

La Rade de Marseille présente un profil de toxicité similaire à la zone de Fos/mer : toxicité importante au niveau du port de commerce, des ports de plaisance (Port Frioul, Pointe rouge, L'Estaque), des friches industrielles (Escalette) et des rejets de la ville (zone de Cortiou). La toxicité reste faible dans la rade démontrant le confinement de la contamination. Elle est nulle au large. Bien que les données soient anciennes, Strazzula (1985) avait démontré des niveaux élevés de zinc dans la rade nord lié aux activités portuaires et de cuivre ou plomb comme marqueurs de la contamination au niveau de Cortiou. Par ailleurs, la contamination en polluants organiques est forte dans les sédiments à Cortiou, notamment pour les contaminants rémanents qui sont présents depuis de nombreuses années (PCBs et DDTs) même si elle décroît avec le temps (Wafu et al., 2006). Plus récemment, Sauzade et al (2007) ont clairement précisé les niveaux de contamination chimique de la faune et des sédiments de la rade de Marseille. Il ressort que les zones de Cortiou, de l'extrême sud de la rade et de la rade nord sont les plus affectées par les contaminants métalliques (cadmium, mercure, plomb) ou organiques (hydrocarbures, PCBs, DDT et dérivés). L'étude de la contamination de la faune permet également de préciser l'accumulation de PCBs dans les organismes de la rade et notamment dans la rade Nord et à Cortiou. Enfin, les mesures réalisées avec des DGT (Diffusive gradients in thin films) démontrent des niveaux de contaminants importants sur port Frioul et dans le port autonome (Sauzade et al., 2007).

Vers l'Est de Marseille, le profil de toxicité est similaire aux autres zones des Bouches du Rhône, avec une toxicité observée également au niveau des ports. Les niveaux les plus élevés ont été observés dans les ports de plaisance de Port-Miou, Cassis, La Ciotat ainsi que les ports de commerce et industriel de La Ciotat. Dans cette zone, les toxicités au large sont nulles.

D'une manière globale, les données de contamination de moules maintenues en cage effectuées dans le cadre du réseau de surveillance RINBIO (Andral et al, 2003) démontrent, pour les zones situées à des profondeurs de 20 mètres, une faible contamination du littoral des Bouches du Rhône. Celle-ci concerne principalement le mercure avec des niveaux sans conséquence sur le plan écologique dans le golfe de Fos et dans l'étang de Berre. Elle concerne également les PCBs au niveau de l'émissaire de Cortiou et dans la rade de Marseille. Ces zones correspondent toutefois aux secteurs où les toxicités, mesurées dans des stations plus littorales, sont les plus élevées. Par ailleurs, pour Strazzula (1985), le mercure est le contaminant le plus représentatif des sources de pollutions à l'échelle du département. Il inclut l'embouchure du Rhône, la zone portuaire de Fos, la zone portuaire de Marseille, la zone de l'émissaire de Cortiou et dans une moindre mesure les apports à l'étang de Berre par le canal de Caronte et la contamination par le mercure dans la zone de Carro et Sainte Croix. En dehors des niveaux élevés observés par cet auteur à l'embouchure du Rhône, ces niveaux de contamination correspondent clairement aux zones de plus forte toxicité des sédiments.



La diversité des contaminants présents sur le littoral des Bouches du Rhône ou dans les étangs (Strazzula, 1985 ; RNO, 1998 ; Andral *et al.*, 2003, Sauzade *et al.*, 2007), la diversité des sources, des apports et des voies de transport des contaminants, ainsi que la diversité des approches méthodologiques, rendent complexe une étude environnementale à l'échelle d'un département. L'utilisation d'une méthode globale, non discriminante vis à vis des polluants permet d'harmoniser les mesures. Bien que la méthode soit de sensibilité différente selon les contaminants, bien que l'interprétation soit globale et ne saurait se contenter d'une méthode simple et bien que l'approche écotoxicologique soit différente des mesures de contaminants, l'étude présentée ici est cohérente avec les résultats issus de la bibliographie concernant la contamination chimique. Elle permet de comparer les sites entre eux en terme de qualité des sédiments et de donner des éléments en vue d'une classification des zones (Figure 14) ; elle permet également de localiser ou préciser des sources de pollutions inconnues. Dans ces conditions, l'approche écotoxicologique correspond pleinement aux objectifs de l'étude : définition d'une méthode globale de screening applicable à la surveillance.

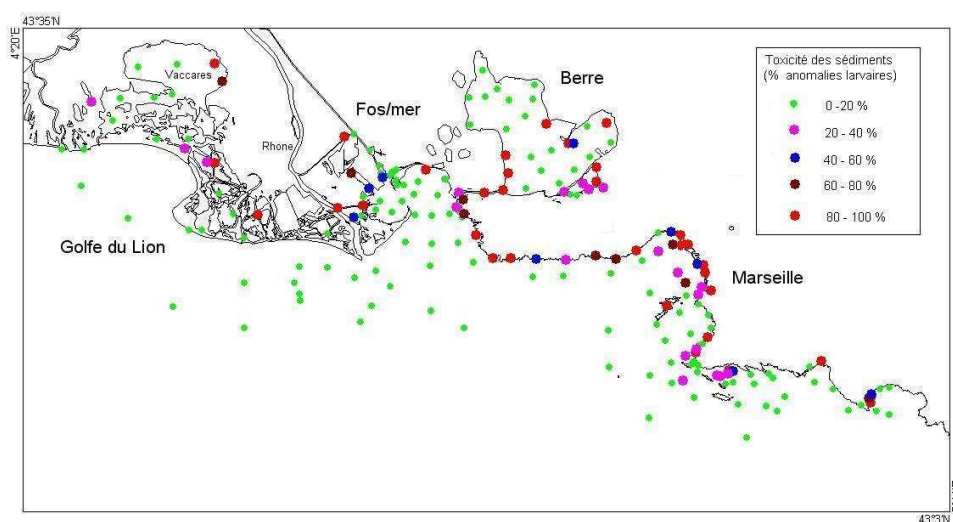


Figure 14: Synthèse des mesures de toxicité des sédiments des bouches du Rhône. Localisation des sites par classes de toxicité des sédiments.

D'une manière générale on peut conclure que la toxicité sédimentaire est confinée à des zones très localisées. D'un point de vue méthodologique, la technique utilisée permet de discriminer des stations distantes de quelques centaines de mètres indiquant l'échelle d'utilisation possible de cette approche environnementale.

Il existe en effet plusieurs approches pour évaluer les effets toxicologiques des contaminants. Parmi celles-ci, les tests toxicologiques sont basés sur la mesure en laboratoire d'effets, à partir de différents compartiments (sédiments, rejets, eaux ...) sur un paramètre biologique sensible aux variations de la qualité chimique du milieu. Ces tests reposent sur la mesure de divers paramètres telles que des fonctions physiologiques (respiration, consommation d'O₂...) ou des critères biométriques (croissance...) voire morphologiques (anomalies de développement...). Ces procédures constituent une approche classique des mesures d'effets des contaminants et sont structurées sur le plan



scientifique et technique (procédures normalisées et acceptées par la communauté scientifique). La nature de la relation dose-effet est le plus souvent bien connue et les informations à caractère scientifique sont accessibles. Les mesures effectuées, à grande échelle dans le cadre de l'étude sur le littoral des Bouches du Rhône démontrent la robustesse et la cohérence des résultats obtenus avec le test d'embryotoxicité utilisant l'espèce *Crassostrea gigas*.

Les résultats donnent des bases scientifiques et techniques préalables à toute surveillance des effets toxicologiques des sédiments. Ils démontrent l'intérêt d'une telle approche :

- Mise en évidence et localisation d'effets toxicologiques ;
- Validation du test de mesure d'anomalies larvaires de mollusques dans d'autres secteurs et notamment dans les lagunes corses. Application potentielle à la surveillance des zones humides (lagunes, marais ...).
- Cohérence des mesures au regard des informations disponibles sur la présence de contaminants ;
- Faisabilité technique ;
- Intérêt économique lié à la nature des informations (anomalies du développement des mollusques) dans le contexte de la production conchylicole de Carreau ;
- Coûts limités au regard d'une surveillance des contaminants.

L'expérimentation a permis par ailleurs d'apporter des éléments en vue de définir les modalités d'une surveillance éventuelle du littoral :

- Les zones les plus exposées doivent être prises en compte,
- La nature de la réponse permet d'envisager une surveillance avec un nombre réduit de points,
- L'existence de réseaux de surveillance (REPOM, RINBIO etc..) devrait permettre de disposer d'un support logistique déjà existant.
- La normalisation en cours de la méthode auprès de l'AFNOR permettra de disposer d'une référence méthodologique.

En effet, les techniques mises en œuvre peuvent faire l'objet de développements : étude approfondie de certains sites en vue d'une délimitation plus précise des effets toxiques (échantillonnage plus dense, mesure de toxicité par procédure de sédiments contact) ou mise en place de structure de surveillance de la toxicité des sédiments. L'identification des molécules responsables de la toxicité, étape ultérieure, doit faire l'objet de travaux plus conséquents afin de mieux comprendre les effets des contaminants.



5. Références bibliographiques

- Alzieu. C. (2001). Dragages et environnement marin. Editions Ifremer. 223p.
- Alzieu C, Abadie E (2000) Contamination de l'étang de Bages-Sigean par les polluants chimiques – Incidence des inondations de novembre 1999. Rapport interne, Direction de l'Environnement et de l'aménagement Littoral, laboratoire côtier de Sète. 31p.
- Andral B., Stanisiere JY., Damier E., Thebault H. , Galgani F & Boissery (2004) Chemical contamination levels in the Mediterranean based on the use of mussel caging. *Mar Pollut. Bull.*, 49 , 704-712.
- Batty J., Pain D. (1996). Metal concentrations in eels *Anguilla anguilla* from the Camargue region of France. *Biological Conservation* 76 (1996) 17-23.
- Bodina C, Burgeot T*, Stanisiere JY, Bocquene G, Menarda G, Minier C, Boutet D, Amate A, Cherel Y, Budzinski G (2004) Seasonal variations of a battery of biomarkers and physiological indices for the mussel *Mytilus galloprovincialis* transplanted into the northwest Mediterranean Sea. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part C* 138, 411-427.
- Emmens, C.W. (1948). Principles of biological assays. Chapman and Hall. London, 205p.
- Finney DJ (1971). Probits analysis. 3rd edn. p 1-133. Cambridge University Press. Cambridge, England.
- GIPREB (P Picon)(2002) Bilan de santé de l'étang de Berre. Etat des connaissances. Synthèse du Groupement d'interet public pour la réhabilitation de l'étang de Berre. 189 p.
- Laugier.T. (2002). . *Rapport 2001, Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon*. 337 – 343. Direction de l'Environnement et de l'aménagement Littoral, laboratoire côtier de Sète.
- His E, Heyvang I; Geffard O, De Montaudouin X (1999) A comparison between oyster (*Crassostrea gigas*) and sea urchin (*Paracentrotus lividus*) larval bioassays for toxicological studies . *Water Res.*, Vol. 33, no. 7, 1706-1718.
- His E, Beiras R, Seaman M (1999) The Assessment of Marine Pollution – Bioassays with Bivalve Embryos and Larvae. *Advances in Marine Biology, volume 37, 1-178*. Academic Press , London, 178 p.
- Galgani F, Chiffoleau JF, Orsoni V, Costantini L, Boissery P, Calendini, Andral B (2006) Chemical contamination and toxicity of sediments from coastal areas of Corsica islands, chemistry and ecology , Volume 22(4), 299 – 312.
- Imbert G, Kerambrun P, Degiovanni C (1999) Hydrodynamisme et sédimentation liés à des rejets anthropiques dans un bassin littoral Méditerranéen .C. R. Acad. Sci. Paris, Sciences de la terre et des planetes , 329,205-209.
- Lillies FR (1921) Studies on fertilization reaction in *Arbacia* and a composition on mercury effects. *Biol. Bull.*, 41, 121-143.



Livett. EA (1988). Geochemical monitoring of atmospheric heavy metal pollution: theory and applications. *Advances in Ecological Research* 18. 65-177.

Moriarty F (1990) Ecotoxicology. The study of pollutants in Ecosystems. Academic Press, London, 289 p.

Quiniou F, His E, Delesmont R, Caisey X, Thebaud MJ (2005) Bio-indicator of potential toxicity in aqueous media: a bivalve embryo-larval development bioassay. *Methodes d'analyse en milieu marin. Ifremer [Methodes Anal. Milieu Mar. Ifremer]*. 22 pp.

Roche H, Buet A, Jonot O, Ramade F (2000) Organochlorine residues in european eel (*Anguilla anguilla*), crucian carp (*Carassius carassius*) and catfish (*Ictalurus nebulosus*) from Vaccare's lagoon (French National Nature Reserve of Camargue) – effects on some physiological parameters. *Aquatic Toxicology* 48 443-459.

Galgani F (2002). Niveaux d'activité acétylcholinestérasique dans les moules de quelques lagunes de Languedoc-Roussillon. *Rapport 2001, Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon*. 337 – 343. Direction de l'Environnement et de l'aménagement Littoral, laboratoire côtier de Sète. 7 p.

Le Drieau, Jacquot F, Doumenq P, Guiliano M, Bertrand JC, Mille G (1997) Hydrocarbon Balance of a Site which had been Highly and Chronically Contaminated by Petroleum Wastes of a Refinery (from 1956 to 1992) *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 34, No. 6, pp. 456 – 468.

Prytherch HF (1924) Experiments in the artificial propagation of oysters. Rep. US com fish, 1923, XI, 14 p.

MEDD (2005) Surveillance de la qualité des eaux et des sédiments des ports maritimes de 1998 à 2004, suivi REPOM. (<http://www.ecologie.gouv.fr/Le-REPOM-Reseau-national-de.html>).

RNO 1998, Surveillance du milieu marin, Travaux du RNO, Edition 1998, Ifremer et Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement.

Sarrazin L, Arnoux A (1998) Analysis of linear alkylbenzenesulfonates in sediments from the *Bolmon* Pond (France) by high-performance liquid chromatography. *Toxicological and Environmental Chemistry [Toxicol. Environ. Chem.]*. Vol. 65, no. 1-4, pp. 163-171.

Sarrazin L, Diana C, Wafo E, Rebouillon P (2003) Levels of linear alkylbenzenesulfonates (LAS) in sediments of the Berre Lagoon (France) *Int. J. Environ. Stud.*]. Vol. 60, no. 3, pp. 229-240.

Sauzade D, Andral B, Gonzalez JL, Galgani F, Grenz C, Budzinski H, Togola A, Lardy S (2007) Synthèse de l'état de la contamination chimique du golfe de Marseille. Rapport de synthèse. MEDICIS/METROC, 99 p.

Senia J, Galgani F (2003) Evaluation de la réponse globale des sédiments dans les lagunes languedociennes à un bioessai : Développement larvaire de l'huitre creuse *Crassostrea gigas* en présence d'élutriats de sédiments. Rapport volet écotoxicologie du RSL, n° 16, pp 467-488. Ed. Ifremer, 2003. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2002. Rapport RSL-03/2003, 523 p.



Strazzula JY (1985) Bilan de la pollution chimique des sédiments du golfe de Marseille. These doctorat d etat en Pharmacie, Faculté de Pharmacie, Marseille, 54 pages.

Thain J., 1991. Biological effects of contaminants : oyster (*Crassostrea gigas*) embryo bioassay. ICES, *Tech. mar. environm. Sci.*, **11**, 1-12.

Wafo E, Sarrazin L, Diana C, Schembri T, Lagadec V, Monod JL (2006) Polychlorinated biphenyls and DDT residues distribution in sediments of Cortiou (Marseille, France) *Marine Pollution Bulletin*, 52 , 104–120.

Wilke M, Boutière H (1997) Cent ans de recherche, de travaux et de projets sur l'étang de Canet, ses rives et son bassin versant. Conservatoire du Littoral, Montpellier.

Woelke CE (1967) Measurement of water quality with the Pacific oyster embryo bioassay. *Water Quality Criteria, ASTM STP 416*, Am. Soc. Testing Mats, 112-120.

Woelke CE (1972) Development of a receiving water quality bioassay criterion based on the 48 hours pacific oyster (*Crassostrea gigas*) embryo. *Washington dep fish tech rep.*, 9, 93 p.

