ECOBAG
Programme
de recherche

Cahier technique n°4/4

Système fluvio-estuarien de la Gironde

GAR 30328

Agence de l'Eau
Adour Garonne

ECOBAG

Agence de l'Eau
Adour Garonne
SERVICE DOCUMENTATION
90, rue de Férétra
31078 Toulouse Cedex 4
Tél : 05.61.36.37.38
Fax : 05.61.36.37.28
doc@eau-adour-garonne.fr
402054

AGENCE DE L'EAU GAR DOCUMENTATION 30328 ADOUR-GARONNE

Les programmes de recherche d'ECOBAG

La gestion de l'eau et des milieux aquatiques reste un domaine où les incertitudes sont fortes et les questions nombreuses. Pourtant les décisions engagent le long terme et elles doivent donc être particulièrement étayées.

Dans ce contexte, il est indispensable d'acquérir les références qui donnent au gestionnaire la capacité d'anticiper.

La recherche, fondamentale ou appliquée, peut contribuer à acquérir ces références.

Le cas particulier de la gestion de l'eau et des milieux aquatiques pose au monde de la recherche des questions nombreuses et complexes qui font simultanément appel à plusieurs disciplines scientifiques.

C'est pour répondre à ce besoin d'interdisciplinarité que le GIS ECOBAG a été créé en 1994 et qu'un premier programme de recherche a pu être mis sur pied. En 1999, l'Agence de l'Eau Adour-Garonne, relais de la demande sociétale, a pris l'initiative de rédiger une demande de recherche et d'appuis scientifiques auprès des chercheurs du GIS.

Cette plaquette restitue les résultats obtenus par ces scientifiques de 2000 à 2004. Ces données constituent, par une mobilisation de toutes les connaissances sectorielles et pluridisciplinaires, une base de développement - au bénéfice des gestionnaires – d'outils de simulation et d'aide à la décision pour une politique de l'eau fiable et performante.

Avant propos : Système fluvio-estuarien de la Gironde

Les recherches fondamentales présentées dans ce cahier visent à analyser les impacts naturels et anthropiques sur le continuum fluvio-estuarien de la Gironde, à la fois au niveau des sources, du diagnostic et de l'évolution des impacts. Ce système, localisé dans une des régions les moins industrialisées d'Europe, a un fonctionnement proche d'un état de référence "naturel". Toutefois, cette interface "continent-océan" est une zone vulnérable, notamment sous la menace :

1- d'une pollution métallique, ayant des retombées économiques importantes,

2- de la très forte turbidité de ses eaux, via des apports importants de matières en suspension (MES) impliquant une sous-oxygénation du système, notamment en période d'étiage.

Ces deux menaces ainsi que leurs conséquences sur la composante biologique ont été retenues pour déterminer le fondement principal du questionnement scientifique. Basées sur l'identification et la quantification des processus responsables des flux d'eau, de matières et d'éléments traces métalliques (ETM), et des flux biologiques (poissons migrateurs, réseaux trophiques,...), les résultats acquis apportent des éléments de réponse concernant les conséquences de ces flux sur le fonctionnement géochimique et biologique global du système et sur les incidences socio-économiques (pêche, aquaculture, tourisme, activité portuaire,...) liées à certains facteurs de dysfonctionnements.

Introduction

Exutoire des vastes bassins de la Garonne et de la Dordogne, le système fluvio-estuarien de la Gironde est le plus vaste estuaire macrotidal européen avec ses 625 km² de superficie et une influence s'exerçant à plus de 150 km de la mer (*Figure 1*). Cet estuaire joue un rôle d'interface entre les milieux fluviaux et côtiers, mais il peut aussi influencer par son panache côtier la qualité des milieux marins, dont les pertuis charentais abritant l'ensemble ostréicole de Marennes-Oléron.

Ce système est caractérisé par une diversité biologique particulière, considérée comme assez proche de l'état naturel : c'est le seul estuaire ouest européen qui possède encore tout son cortège de poissons migrateurs amphihalins. Toutefois la persistance d'une contamination polymétallique est susceptible d'affecter les peuplements naturels et les cultures marines situées dans l'estuaire ou sous l'influence de son panache côtier. Ce milieu de transition entre les eaux douces et marines est aussi caractérisé par une forte turbidité des eaux, se traduisant par un bouchon vaseux régulièrement alimenté et remanié par les apports fluviaux et la dynamique tidale, à long temps de résidence et forte réactivité chimique. Les processus hydrosédimentaires et biogéochimiques complexes sont responsables de changements rapides de salinité, de turbidité et d'oxydo-réduction qui contraignent fortement le fonctionnement biologique de cet hydrosystème et le niveau de pollution des eaux et des sédiments.

Le système fluvio-estuarien revêt une importance économique particulière, puisque s'y concentre toute la diversité des activités habituellement présentes en milieu estuarien :

> une activité portuaire affectant un vaste linéaire hydrographique avec la présence de 6 sites de débarquement relevant du Port autonome de Bordeaux, nécessitant l'entretien des ouvrages et chenaux s'enfonçant à plus de 100 km dans les terres (6 Mm³ de boues/an de dragage en moyenne) avec des perspectives d'approfondissement de ces voies et des difficultés d'immersion des boues ou déblais dans le système

> une activité de pêche artisanale encore développée, avec près de 200 pêcheurs professionnels et plusieurs milliers d'amateurs, la production professionnelle ayant atteint 13 M€ en 1998 (720 tonnes) étant depuis menacée par la raréfaction des espèces exploitables

> une activité historique limitée d'extraction de sables près des îles estuariennes, mais un intérêt croissant exprimé par les producteurs de granulats pour entreprendre des extractions alluvionnaires de grande ampleur dans un milieu biologiquement sensible

> l'implantation depuis les années 1975 d'un centre de production électro-nucléaire au Blayais, nécessitant le prélèvement puis le rejet de 168 m³/s d'eau estuarienne (soit près de 10 Mm³ d'eau par jour en fonctionnement moyen) pour ses besoins de refroidissement, réchauffant localement les eaux et interceptant la petite faune estuarienne

> un vaste bassin agricole amont dont l'activité est susceptible d'agir sur le régime et la qualité des eaux (MES, contaminants), et une agglomération importante additionnant ses apports à ceux du bassin.

Le rôle d'interface de l'estuaire donne une importance particulière comme corridor de passage des poissons migrateurs et nourricerie ou zone de reproduction d'espèces marines exploitées (soles, bar, maigre). Sa diversité biologique remarquable lui confère une valeur patrimoniale toute particulière pour caractériser l'état de référence de ce type de masse d'eau au sens de la Directive Cadre européenne sur l'Eau (DCE). L'intensité du suivi scientifique dont il fait l'objet présente aussi un intérêt pour apprécier la réponse d'un système aux forces qui s'y exercent (pressions-impacts) et définir des modalités de surveillance du bon état écologique au sens de la Directive.

En comparaison des autres estuaires européens, l'estuaire de la Gironde a un fonctionnement proche des conditions naturelles. Toutefois des impacts très spécifiques liées aux activités humaines augmentent sa vulnérabilité et induisent des dysfonctionnements caractéristiques auxquels on peut espérer remédier à condition de connaître les processus qui les contrôlent.

Il est en particulier affecté :

> par la permanence d'une contamination polymétallique chronique en cadmium, zinc,

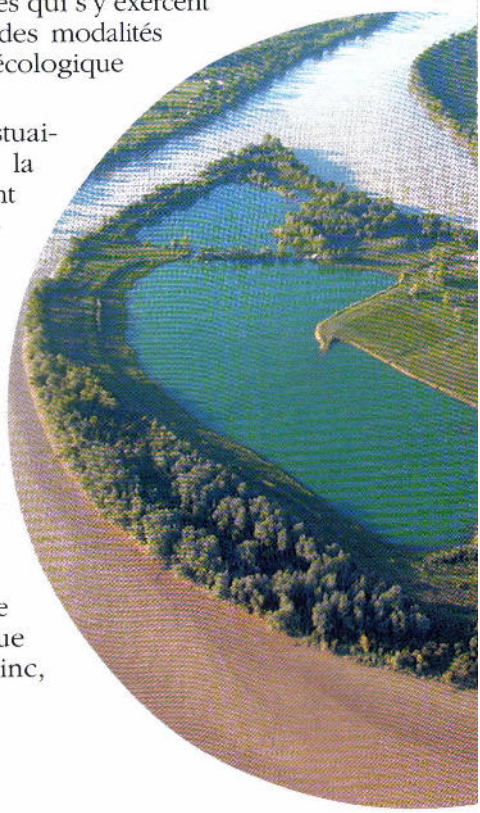


Photo : © UMR EPOC - Université Bordeaux 1

cuivre, arsenic et mercure dont l'importance distingue le bassin de la Garonne par rapport aux autres fleuves français. De cet ensemble de contaminants métalliques, le cadmium avec ses effets sur la qualité des eaux du Lot, de la Garonne, de l'estuaire de la Gironde et même des eaux littorales de Marennes-Oléron est un des éléments le plus sensibles. Cette pollution constitue un facteur de risques de contamination des poissons et coquillages pouvant les rendre impropres à la consommation et en conséquence un important facteur de risques socio-économiques par le seul dépassement des normes sanitaires de plus en plus contraignantes. Ce constat se retrouve logiquement dans les résultats de l'état des lieux de la DCE. En effet de nombreuses masses d'eau présentent un risque important de non atteinte de bon état en raison des pressions de cette nature. L'importance de ce phénomène pour le cadmium dans la Gironde, sa sensibilité à la gestion de la source principale identifiée (site du Riou Mort) et de son vecteur de propagation vers l'estuaire (effets naturels et anthropiques : crues, vidanges d'ouvrages, curage de sédiments contaminés) justifient une approche géochimique et biologique de la cinétique et des formes de propagation et de contamination des milieux.

> par l'importance des apports de matière en suspension (MES) minérales et organiques conduisant à la constitution d'un bouchon vaseux (5.10^6 tonnes) à long temps de résidence (2 ans en moyenne) pouvant conduire à une sous oxygénation locale du système qui a des conséquences sur le plan géochimique (anoxies) et biologique (blocages migratoires) et dont la prévision est nécessaire.

> par l'existence de nombreuses activités anthropiques en estuaire, avec 6 sites portuaires nécessitant d'importantes interventions pour maintenir les ouvrages de navigation, des activités d'extraction de sables, un centre de production nucléaire réalisant d'importants prélèvements d'eau, ainsi qu'une dynamique activité de pêche, l'ensemble agissant sur la physico-chimie de l'estuaire et sur sa composante biologique.

Les préoccupations économiques, sociales et patrimoniales conduisent à s'interroger sur les facteurs déterminant l'équilibre de ce système fluvial et estuarien complexe. La reconnaissance de ces facteurs et l'évaluation de leurs effets reposent sur la mise en place de recherches coordonnées dans différentes voies pour mieux cerner les clés de fonctionnement et déterminer les moyens d'action pouvant faciliter une gestion durable et équilibrée de la Gironde.

L'objectif de ce cahier est de présenter de façon accessible des informations concises concernant un "état des lieux" physique et biologique de l'estuaire.

Cet état des lieux fera le point sur les apports de matière en suspension transférés à l'estuaire par l'érosion du bassin versant, sur la dynamique de bouchon vaseux et ses conséquences sur l'oxygénation des eaux et sur les composantes biologiques de poissons, mais aussi de zooplancton qui a une position clef entre les apports continentaux et les espèces exploitées par l'activité de pêche.

Un deuxième chapitre sera consacré au suivi quantitatif des formes du cadmium transportées depuis ses sources d'émission jusqu'à son introduction dans les eaux côtières.

Un troisième chapitre fera un constat sur la contamination du réseau trophique de l'estuaire et sur la contamination des bivalves au travers une étude spécifique biologique et géochimique sur les marais du Nord Médoc.

Une approche économique des conséquences de la pollution en cadmium terminera ce cahier. ●

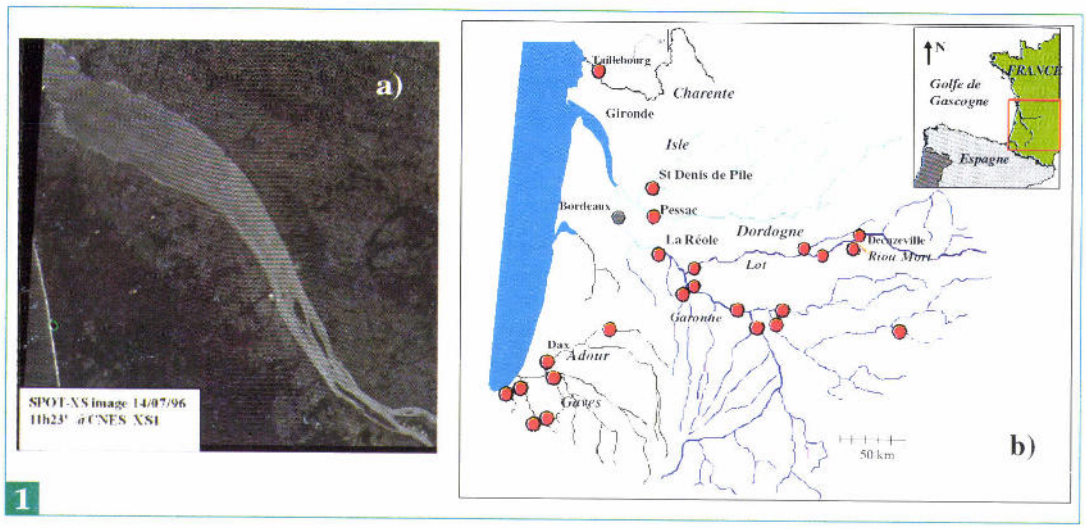


Figure 1 :
a) La Gironde par satellite ;
b) stations de prélèvement dans le bassin Adour-Garonne.

L'érosion des sols du bassin versant de la Garonne est-elle une donnée aisément quantifiable ?

Rédacteurs : Alexandra COYNEL, Henri ETCHEBER
(TGM-UMR 5805 EPOC Université Bordeaux 1)

Les matières en suspension (MES) arrachées par l'érosion hydrique au continent et véhiculées par les fleuves, sont des vecteurs potentiels de polluants et ont une influence directe sur l'oxygénation des eaux comme cela a été montré dans l'estuaire de la Gironde, ou de manière plus importante, dans celui de la Loire. Au niveau du bassin versant de la Garonne, une dizaine de stations de mesure de MES implantées sur différents tributaires (Tarn, Aveyron, Baïse, Lot, Garonne Amont - *Figure 1-b page 2*), dont certaines depuis plusieurs années, doivent nous permettre de répondre à deux questions fondamentales :

> Existe-t-il une (ou des) zone(s) émettrice(s) préférentielle(s) ?

> Quels facteurs contrôlent l'érosion et le transfert de MES ?

Variabilité temporelle - L'étude des quantités (flux) de MES transportées par les fleuves montre une variation temporelle importante, l'essentiel des flux étant véhiculé lors d'épisodes de crues, événements brefs. Ainsi, sur l'année 2003, deux crues dont la durée totale n'a pas excédé 7 jours ont contribué à 70 % du bilan annuel. De la résolution de d'échantillonnage adaptée aux conditions hydrologiques de la rivière dépendent les estimations des quantités de MES transportées vers l'aval. Ces flux montrent également une variabilité interannuelle importante qu'il est possible de corréler avec les conditions hydrologiques annuelles (*Figure 1*).

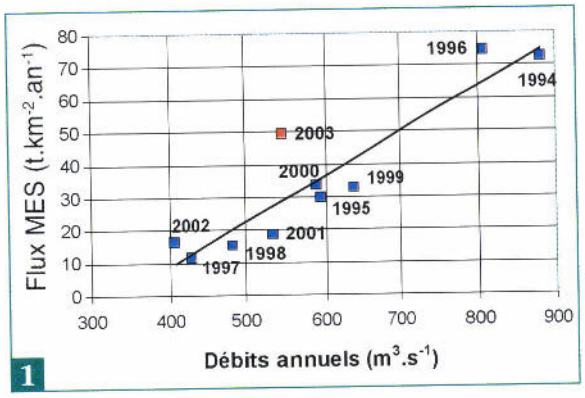


Figure 1 : Relation entre débits et flux annuels de MES à La Réole.

Il est donc nécessaire d'étudier les systèmes sur plusieurs années contrastées pour établir la gamme d'érosion des bassins. Les flux de la Garonne à La Réole, ramenés à la surface de ce bassin (taux d'érosion), varient considérablement entre 11 et 70 $t.km^{-2}.an^{-1}$ selon que l'année est sèche ou humide. Les mêmes estimations dans les bassins de la Loire (de 10 à 20) et de la Seine (de 5 à 10) montrent bien que le bassin de la Garonne présente un taux d'érosion important. La Garonne est un système instable présentant une forte variabilité, tout comme cela a été observé pour le bassin du Rhône.

Variabilité spatiale - Le réseau d'observation a permis de mettre en évidence des taux d'érosion contrastés de 7 $t.km^{-2}.an^{-1}$ pour le Lot en année sèche à 113 pour le Tarn suite à une crue exceptionnelle (débit horaire > 4 000 $m^3.s^{-1}$). Cependant, dans la plupart des rivières, la variabilité interannuelle est supérieure à la gamme d'érosion inter-rivières. De plus, les flux de MES obtenus à l'exutoire intègrent l'ensemble du bassin. Or, il se peut que la quasi-totalité du flux ne soit émis que par un ou plusieurs petits ensembles du bassin. Dans le bassin du Tarn, un de ses tributaires, le Dourdou, suivi depuis 2002, amène 45.103 t de MES, soit un taux d'érosion de 130 $t.km^{-2}.an-1$ si on le ramène à la superficie du bassin (350 km^2). Une crue majeure est responsable de ce flux, sachant que la rivière ne se chargeait pas en MES sur tout son tronçon mais uniquement au passage d'un type de sol particulier : le Permien des Rougiers de Camarès, représentant 40 % du bassin, avec un taux d'érosion de 310 $t.km^{-2}.an^{-1}$ (*Figure 2*).

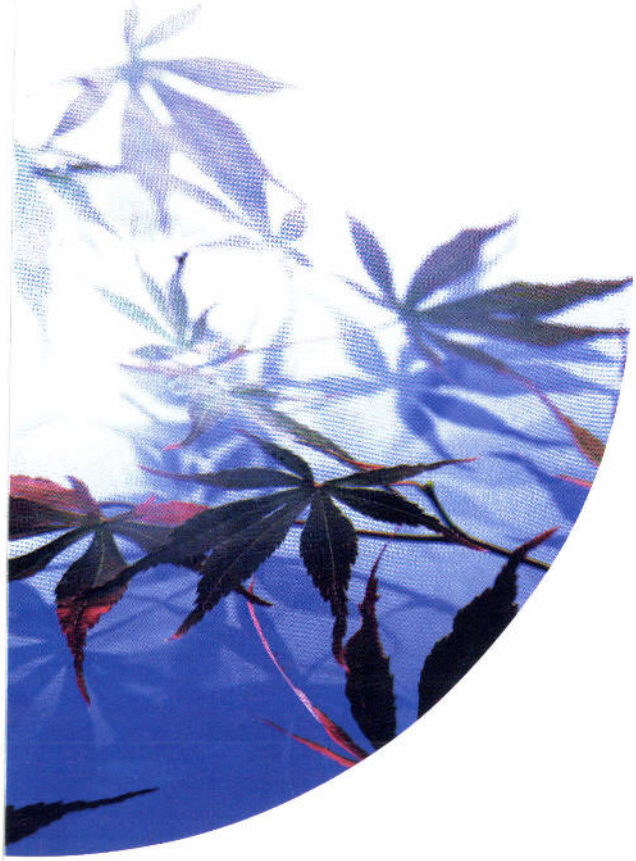
Une analyse des facteurs de contrôle de l'érosion a été réalisée à partir des taux d'érosion avec toutes les variables à notre disposition : densité de drainage, longueur du réseau hydrographique, élévation maximale et minimale du bassin, indice de protection du sol, pluviométrie annuelle, pente et taille du bassin, débits spécifiques (débits ramenés à une surface draînée : $l.s^{-1}.km^{-2}$) annuels et débits spécifiques pluriannuels. L'étude a montré que les variations spatiales à l'échelle régionale

du Sud-Ouest peuvent être en partie positivement corrélées avec les débits spécifiques annuels et avec le coefficient de drainage (dépendant de la nature du sol géologique) et inversement avec l'indice de protection du sol (végétation herbacée et/ou arbustive, forêts ou prairies).

Deux autres paramètres variables sont à prendre en considération : le contexte hydrologique (une année présentera un flux plus chargé en MES si l'année précédente a été sèche) et la gestion des crues. Le bilan élevé de MES en 2003 (*Figure 1*) peut être expliqué par les apports importants du Lot causés par l'ouverture des lacs de barrage pour écrêter la crue de Décembre 2003 et aussi par le fait que l'année 2002 était une année sèche.

Dans le futur, les changements climatiques (fréquences plus élevées d'événements extrêmes -orages et fortes crues-) et la pression anthropique croissante (déforestation et occupation des sols) devraient favoriser les processus d'érosion des sols : cerner et aménager les zones érosives sensibles seront alors une nécessité, ce qui confirme l'intérêt de ces recherches actuelles.

Photo : © brandXpictures - UMR EPOC - Université Bordeaux 1



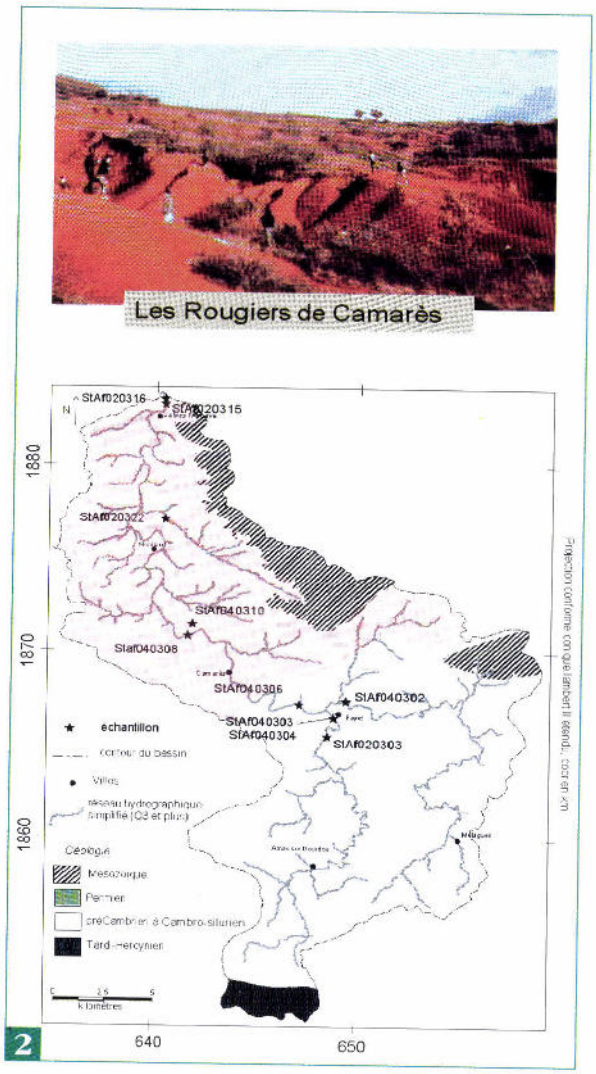


Figure 2 : Bassin de Saint-Affrique et la Région des Rougiers de Camarès (en rose sur la carte).

Dynamique du bouchon vaseux et oxygénation des eaux

Rédacteurs : Henri ETCHEBER, Gwenaël ABRIL, Aldo SOTTOLICHIO, Patrice CASTAING, Pierre ANSCHUTZ
(TGM-UMR 5805 EPOC Université Bordeaux 1)

L'estuaire de la Gironde est caractérisé par la présence d'un bouchon vaseux qui peut s'étendre sur des dizaines de kilomètres.

En année moyenne (débit des fleuves Garonne + Dordogne de 1000 $m^3.s^{-1}$), environ 3 millions de tonnes de matières en suspension (MES), entrent dans l'estuaire. Les particules restent environ 18 mois dans l'estuaire avant d'être exportées en mer ou sédimentées. La masse totale du bouchon vaseux est estimée à 5 millions de tonnes.

Dès que la courantologie globale des eaux diminue (faibles débits, marées de mortes-eaux), les particules du bouchon vaseux sédimentent et forment une couche très dense (plusieurs centaines de gramme par litre), appelée crème de vase, qui est privée d'oxygène (milieu anoxique) en quelques heures (*Figure 1*).

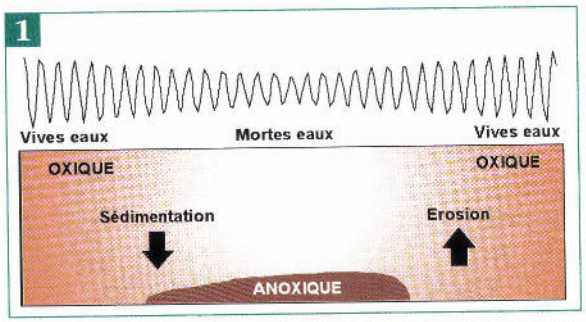


Figure 1 : Cycle de sédimentation / érosion de la crème de vase.

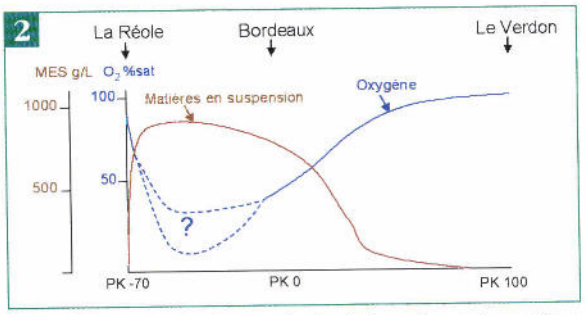


Figure 2 : Distribution longitudinale de l'oxygène et des matières en suspension le long de l'estuaire.

Les mesures d'oxygène dans les eaux de surface révèlent le long de l'estuaire des baisses quasi-systématiques autour de Bordeaux (*Figure 2*). Ainsi, des concentrations inférieures à 40 % de la saturation en oxygène ont été enregistrées en période estivale. Les enjeux des recherches actuelles sont : connaître la durée saisonnière de ces déficits en oxygène ; savoir si cette durée s'accroît d'année en année ; mesurer ces déficits en amont de Bordeaux, où la remontée du bouchon vaseux semble s'accentuer au fil des ans ; comprendre les facteurs chimiques et biologiques conduisant à ces consommations en oxygène ; développer un modèle permettant de simuler la dynamique du bouchon vaseux et de l'oxygénation.

Dynamique du bouchon vaseux : investigations sur les processus hydrosédimentaires

L'existence du bouchon vaseux est le résultat de processus physiques faisant interagir la circulation estuarienne et les sédiments en suspension provenant des fleuves. La déformation de l'onde de marée crée un mouvement résiduel des particules vers l'amont, de telle sorte que celles-ci sont bloquées dans leur transit vers l'océan. Cet effet est associé à un fort mélange vertical induit par l'intensité turbulente des courants, qui est le mécanisme dominant en Gironde. Cependant, sous certaines conditions, des stratifications de densité peuvent prendre place dans la colonne d'eau, réduisant ainsi l'effet du mélange turbulent et les flux sédimentaires. Les expérimentations *in situ* ont permis d'explorer ces phénomènes, encore mal exprimés dans les modèles. Ces expérimentations (*Figure 3*) ont consisté à mesurer finement la distribution verticale du courant, de la salinité et des turbidités au sein du bouchon vaseux, dans diverses situations hydrologiques, et parfois en présence de crème de vase sur le fond.

La rencontre entre l'eau douce et l'eau salée crée des gradients de salinité, générant une première stratification verticale de densité dans la colonne d'eau, qui va limiter la dispersion des particules remises en suspension depuis le fond (*Figure 4*). Cet effet est particulièrement marqué à l'aval de l'estuaire, en mortes-eaux et lorsque le régime des fleuves est important. Il permet d'expliquer

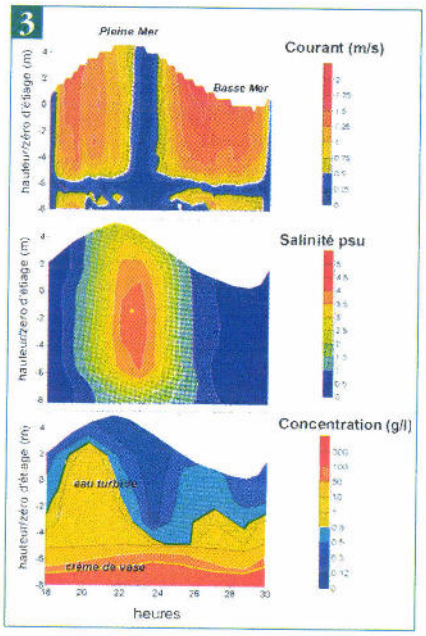


Figure 3 : *Mesures à point fixe du courant, de la salinité et des MES pendant un cycle de marée (Pauillac, juillet 2003).*

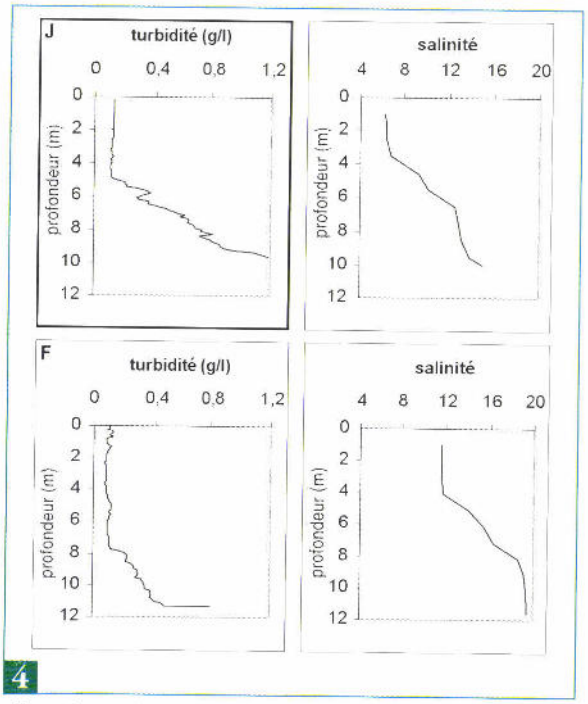


Figure 4 : *Profils de turbidité et de salinité en jusant (J) et en flot (F), (PK 80, mars 2001).*

le relatif envasement dans le bas estuaire, où les taux de sédimentation sont plus élevés qu'ailleurs. Dans cette zone, les gradients de densité sont le facteur principal de blocage des suspensions dans l'estuaire.

Vers le centre de l'estuaire, le rôle de la marée devient prépondérant et contrôle le déplacement amont-aval des particules.

La crème de vase, par sa forte concentration en sédiments, crée des stratifications de densité analogues à celles de la salinité, mais celles-ci sont localisées au voisinage du fond. La présence de ces stratifications amortit la turbulence (et donc la tendance au mélange), ce qui se traduit par un ralentissement momentané du courant en phase d'accélération (*Figure 3*) et par une persistance de la couche dense en cours de remobilisation. Ce phénomène semble plus efficace en jusant qu'en flot ; dans les deux cas, la colonne d'eau ne présente aucune stratification de salinité, ce qui confirme que ces stratifications sont dues uniquement aux MES.

Ces observations, pour l'instant qualitatives, confirment l'importance des processus de mélange/stratification dans l'existence du bouchon vaseux et de la crème de vase. Pour que les modèles en tiennent compte de manière pertinente, il est nécessaire de rechercher des paramétrisations adaptées par des mesures plus fines d'intensité turbulente et de densité au sein des couches de crème de vase, en cours de réalisation.

Dégradation de la matière organique et consommation d'oxygène dans le bouchon vaseux

Au sein du bouchon vaseux, les bactéries hétérotrophes dégradent la matière organique (MO) en consommant de l'oxygène ; c'est la respiration. Les concentrations en oxygène dans le bouchon

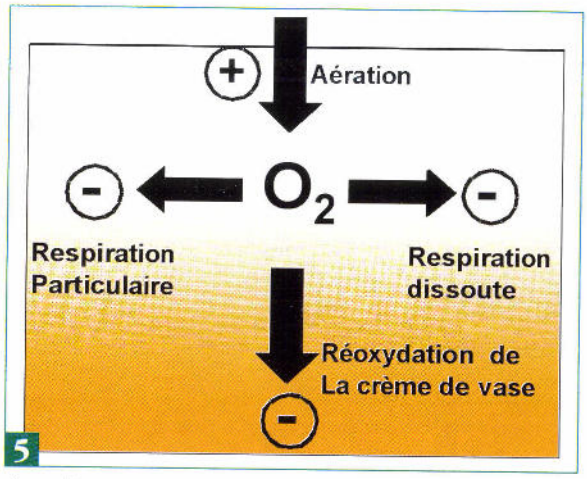


Figure 5 : *Processus majeurs affectant la concentration en oxygène dans le bouchon vaseux.*

vaseux sont le résultat d'une combinaison de phénomènes physiques, géochimiques et biologiques complexes (*Figure 5*).

L'oxygène est consommé par les bactéries, soit fixées sur les particules et qui utilisent la MO particulaire (respiration particulaire), soit libres dans l'eau et qui utilisent la MO dissoute (respiration

dissoute). À cela s'ajoute une consommation en oxygène liée à la réoxydation de la crème de vase lorsque celle-ci est remise en suspension : les composés réduits produits dans la crème de vase anoxique sont oxydés, soit par voie chimique (cas du manganèse), soit par voie bactérienne (cas de la nitrification). Cette consommation en oxygène est compensée par l'aération à partir de la surface de l'eau, dont l'intensité dépend de facteurs physiques tels que le vent et le courant.

Afin de modéliser l'oxygène dans le bouchon vaseux, il est donc nécessaire de quantifier ces quatre composantes avant de les coupler au modèle hydrosédimentaire SiAM. Un protocole original a été développé afin de différencier les composantes dissoute et particulaire de la respiration (*Figure 6*). Si la respiration dissoute varie principalement avec la température, la respiration particulaire montre de très fortes variations saisonnières et longitudinales dues à la qualité de la MO particulaire. De plus, les particules présentes en surface respirent 3 à 5 fois plus que celles du fond (*Figure 6*).

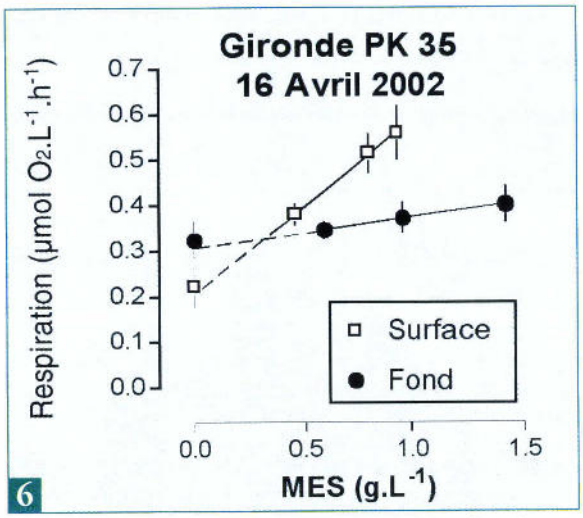


Figure 6 : Exemples de respiration particulaire (pente) et dissoute (ordonnée à l'origine) dans le bouchon vaseux en surface et au fond.

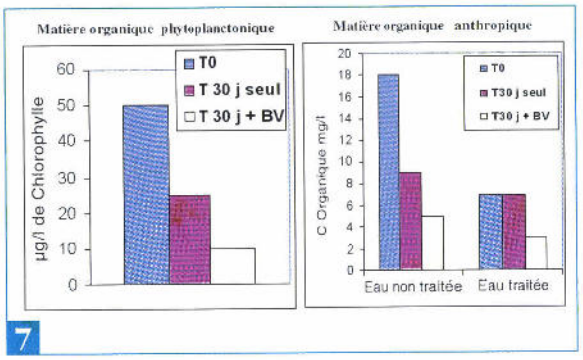


Figure 7 : Dégradation en 30 jours de matières organiques d'origine phytoplanctonique et anthropique.

De plus, des expériences en laboratoire ont permis de démontrer que le bouchon vaseux jouait un rôle accélérateur de la dégradation de la MO, quelle soit d'origine phytoplanctonique ou anthropique (*Figure 7*). Il semble donc que la communauté bactérienne du bouchon vaseux soit particulièrement efficace pour dégrader la MO et donc pour consommer rapidement de l'oxygène.

Le bouchon vaseux : un réacteur biogéochimique

Lors du dépôt de la crème de vase, les particules se trouvent temporairement en conditions anoxiques. Il se produit alors un certain nombre de réactions appelées réactions diagénétiques où d'autres éléments (nitrates, oxydes de manganèse et de fer, sulfates) sont utilisés à la place de l'oxygène pour dégrader la MO. Ce cycle de dépôt / érosion et les oscillations oxique / anoxique qu'il engendre peuvent provoquer des changements majeurs des flux d'éléments nutritifs (en particulier les nitrates) entre le bassin versant et l'océan côtier.

Afin d'étudier en détail ces processus, une expérience de laboratoire a été menée. Une crème de vase à 150 $g.L^{-1}$ de MES a été incubée pendant 27 jours en conditions oxique / anoxique oscillantes et les concentrations en éléments majeurs ont été suivies au cours du temps (*Figure 8*). Les pentes d'évolution des concentrations permettent de calculer les cinétiques des différentes réactions en jeu. Dénitrification, réduction des nitrates en ammonium et réduction des oxydes de manganèse sont les processus majeurs en condition anoxique. La méthanogénèse a lieu en présence des autres oxydants mais à une vitesse modérée. De plus, une période de réoxydation extrêmement réactive (les 24 premières heures après le passage d'anoxique vers oxique) est apparue comme cruciale. Pendant cette période, la minéralisation de la MO est en moyenne 5 fois plus rapide qu'en condition oxique stable. Uniquement du fait de ces périodes de réoxidation, les oscillations oxique/anoxique accélèrent la dégradation de la MO. Ces phénomènes n'auraient pas pu être mis en évidence *in situ*, car les remises en suspension de la crème de vase se produisent simultanément à une dilution avec la colonne d'eau. Ces cinétiques vont maintenant permettre de paramétrer un modèle de remise en suspension de la crème de vase et de consommation en oxygène associée dans le

modèle SiAM. De plus, elles vont permettre d'évaluer la perte en azote du système et les flux nets vers l'océan.

Par ailleurs, le phosphate, qui contrôle en grande partie la production algale à la sortie de l'estuaire de la Gironde, est en majorité solubilisé dans l'estuaire, au niveau du bouchon vaseux (*Figure 9*). Une étude préliminaire a montré que ce phénomène est principalement dû à un processus de désorption en présence de sel.

Les bonnes connaissances du déplacement des particules et des processus gérant l'oxygénation des eaux vont permettre la construction d'un modèle couplé permettant de simuler les teneurs en oxygène des eaux de l'estuaire. En prenant en compte les changements climatiques prévisibles (élévations de la température et du niveau marin, étiages prolongés, intensification de l'érosion...) ce modèle permettra alors de prédire l'évolution de l'oxygénation de la Gironde et de la qualité globale des eaux de l'estuaire.

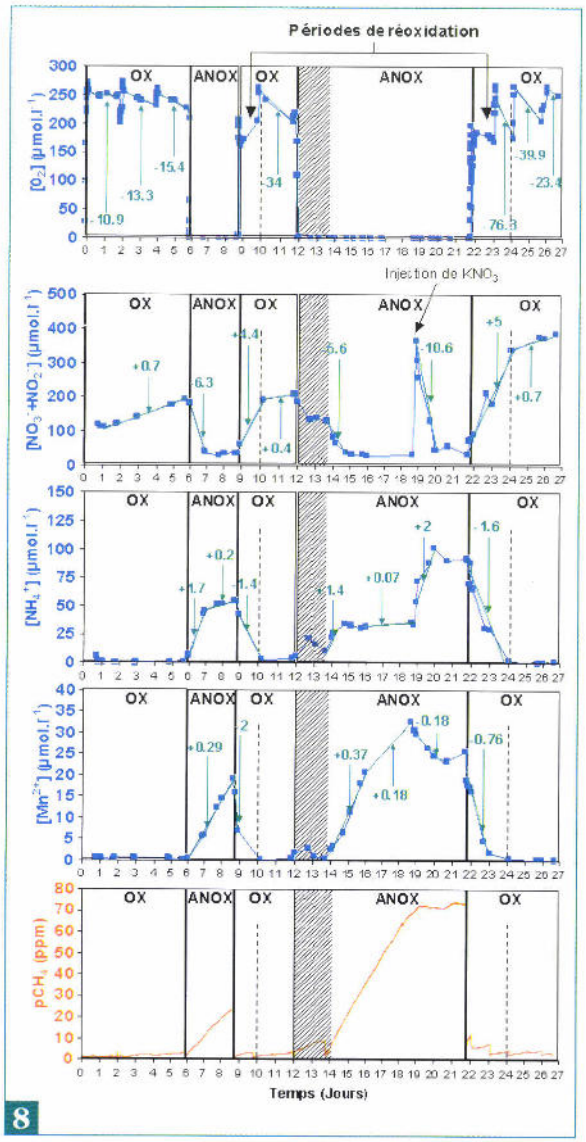


Figure 8 : Variation temporelle de l'oxygène, des nitrates, de l'ammonium, du manganèse et du méthane dans une incubation de crème de vase en condition oxique / anoxique oscillantes.

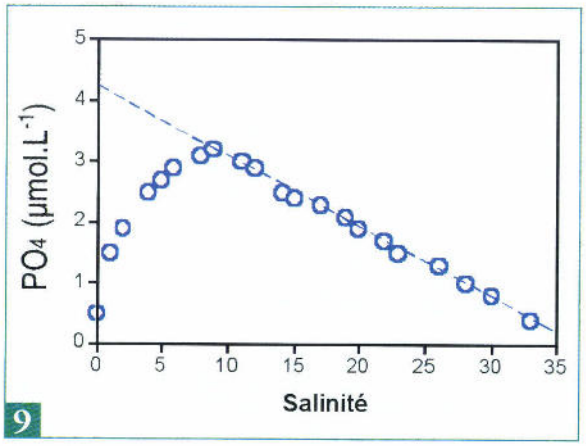


Figure 9 : Exemple de distribution du phosphate en fonction de la salinité (Septembre 2002).

Photo : © UMR EPOC - Université Bordeaux 1

Évolution à long terme du zooplancton de l'estuaire de la Gironde

Rédacteurs : Benoît SAUTOUR, Valérie DAVID, Pierre CHARDY, Pierre LABORDE, Jean Claude SORBE
(LOB-UMR 5805 EPOC Université Bordeaux 1)

L'estuaire de la Gironde est fréquenté par de nombreuses espèces de poissons et de crevettes dont un grand nombre sont exploitées par l'homme. Ces organismes s'alimentent à partir d'organismes du plancton animal (zooplancton), constitué essentiellement par de fortes biomasses de petits crustacés (copépodes - mysidacés) qui occupent donc une position clef au sein du réseau trophique estuarien entre apports continentaux et espèces exploitées (poissons, crevettes,...).

Les objectifs des actions engagées sont :

> de déterminer un état de référence pour ces populations zooplanctoniques

> de caractériser leur évolution à long-terme et les caractéristiques de leur distribution spatiale au sein de l'estuaire (stable ? variable en fonction des saisons ?...)

> d'identifier les liens trophiques entre les différents groupes zooplanctoniques.

Pour répondre à ces objectifs, quatre types d'outils ont été utilisés :

> une base de données récoltée dans le cadre d'acquisition de séries temporelles (suivi de la Centrale Nucléaire de Blaye, Service d'Observation en Milieu Littoral (SOMLIT), Service d'observation de l'UMR EPOC : 24 ans de suivi mensuel en trois stations de l'estuaire)

> une approche terrain complémentaire à ce suivi

> des expérimentations proies / prédateurs en conditions *in situ*

> une modélisation des relations proies-prédateurs.

État de référence

Le zooplancton de l'estuaire est très peu diversifié (ce qui est classique dans ces zones d'interfaces présentant de fortes contraintes environnementales), mais les espèces rencontrées présentent de très fortes abondances. L'espèce zooplanctonique dominante est un crustacé de petite taille (copépode calanoide *Eurytemora affinis*, production annuelle de l'ordre de 500 t de Carbone, (*Figure 1*). Cette espèce est typiquement rencontrée dans la zone amont de l'estuaire où elle présente des abondances maximales au printemps (*Figure 2*). Les autres espèces (crustacés copépodes

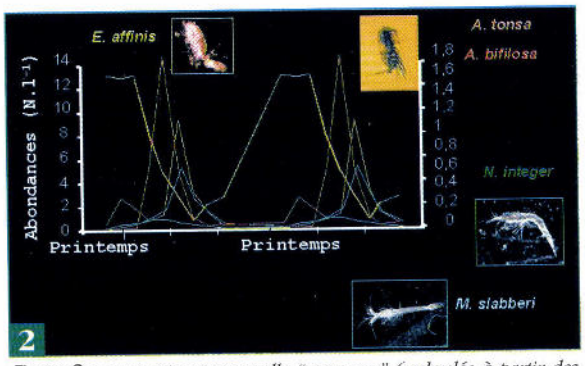


Figure 2 : Succession temporelle "moyenne" (calculée à partir des données acquises de 1984 à 2001 et représentées sur 2 années "standard" consécutives) des différentes espèces zooplanctoniques dans les zones amont et médiane de l'estuaire de la Gironde (zone oligo-mésohaline). L'échelle de droite correspond aux abondances du copépode Eurytemora affinis, l'échelle de gauche correspond aux abondances des 4 autres groupes.

et mysidacés) sont moins abondantes. Il s'agit de copépodes du genre *Acartia* dont deux espèces fréquentent l'estuaire : *A. bifilosa* et *A. tonsa*. Ces copépodes sont typiques de la zone médiane de l'estuaire et présentent des pics d'abondances estivaux (amplitude 10 fois inférieure à celle d'*Eurytemora* - production annuelle de l'ordre de 100 t C). Deux espèces de mysidacés fréquentent aussi l'estuaire : *Neomysis integer* la zone amont

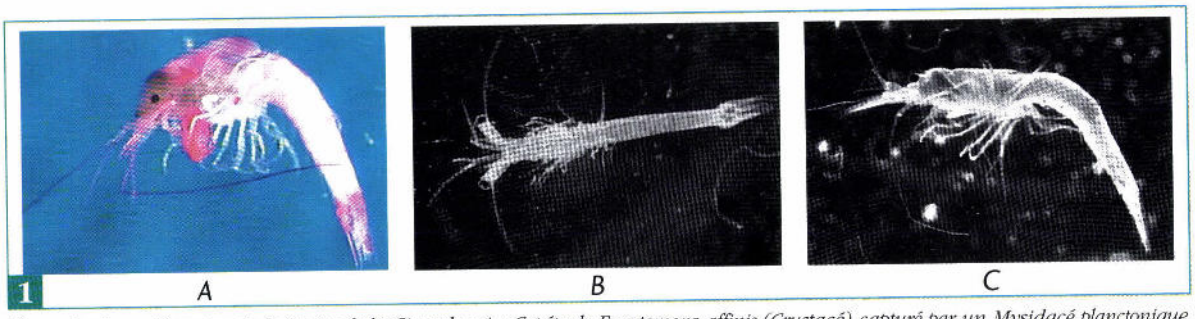


Figure 1 : Le zooplancton de l'estuaire de la Gironde : A : Copépode Eurytemora affinis (Crustacé) capturé par un Mysidacé planctonique (Neomysis integer) – B : Mysidacé Mesopodopsis slaberri – C : Mysidacé Neomysis integer

(oligohaline) essentiellement pendant la période estivale et *Mesopodopsis slabberi* présent surtout dans la zone médiane (mésohaline) de l'estuaire en été.

Évolution à long terme des communautés zooplanctoniques

À partir des séries obtenues depuis 1978 (*Figure 3*), les tendances à long-terme ont été extraites

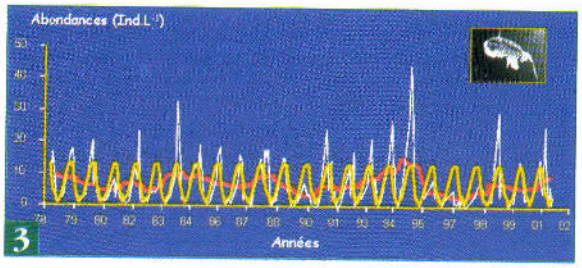


Figure 3 : Série chronologique des abondances du copépode calanoïde dominant Eurytemora affinis. La tendance saisonnière (jaune) et la tendance interannuelle (rouge) ont été extraites (méthode Census I). L'essentiel de la variabilité associée à la série est lié à une variabilité saisonnière, la tendance interannuelle n'est pas significative (stabilité des effectifs sur la période considérée).

pour chaque espèce et leur nature significative a été testée. Quelques faits marquants ont pu être soulignés :

> Au cours des 20 dernières années, seul le copépode *A. tonsa* a présenté une tendance croissante significative (les autres espèces ont présenté des effectifs stables de 1978 à 2001). Ce copépode calanoïde est apparu dans la zone oligohaline de l'estuaire en 1983 (espèce d'origine américaine introduite via les eaux de ballast et décrite pour la première fois en France en 1978 dans le port de Dunkerque par JM Brylinski). À partir de cette date ses abondances se sont accrues de manière significative.

> La fécondité du copépode dominant E. affinis a diminué significativement (20 œufs portés par femelle ovigère dans les années 1980 à 4 actuellement, (*Figure 4*) et ce malgré des effectifs de population stable entre 1978 et 2001. Une des hypothèses avancées pour expliquer cette variation est liée à une modification de métabolisme de l'espèce via une augmentation de la température des eaux estuariennes.

> La comparaison des séries acquises le long du gradient de salinité indique que les populations zooplanctoniques remontent vers l'amont. Cette observation pourrait être due pour partie à la probable remontée du bouchon vaseux (l'espèce dominante *Eurytemora affinis* vit en amont du bouchon vaseux qui constitue un obstacle vis-à-vis de la dispersion de l'espèce vers l'aval) et aux caractéristiques hydrologiques liées à cette remontée (salinisation de l'estuaire).

Liens trophiques entre compartiments planctoniques

Les liens trophiques entre organismes zooplanctoniques ont été étudiés grâce à une approche couplée terrain / laboratoire : prélèvements *in situ* représentant la vérité terrain de ces relations (contenu stomacal des organismes - marqueurs biochimiques), incubations proies-prédateurs pour quantifier les relations trophiques identifiées et modélisation des relations proies-prédateurs (feedback sur les données expérimentales / impact de la prédation sur la dynamique des proies et des prédateurs).

> Les premiers résultats ont permis de préciser la relation de prédation des mysidacés sur les copépodes avec une forte variabilité interspécifique chez les prédateurs (les deux espèces étant omnivores, *Neomysis* plutôt à tendance carnivore, *Mesopodopsis* plutôt à tendance suspensivore).

En conclusion, cette première étape du travail a permis de mettre en évidence l'apparition d'une espèce zooplanctonique introduite dans l'estuaire de la Gironde dont les effectifs croissent de façon significative dans une zone de l'estuaire jusque là assez pauvre en zooplancton et une certaine stabilité des effectifs des espèces autochtones sur la période considérée (malgré des modifications des paramètres démographiques de certaines espèces : le paradoxe reste à éclaircir). D'un point de vue spatial la distribution des espèces dans l'estuaire semble se modifier au cours des 20 dernières années avec une remontée des espèces vers l'amont. Cette évolution est à confronter avec ce que l'on connaît de l'exploitation de la ressource faite par les organismes consommateurs (poissons migrateurs ou non, crevettes) : en quoi cette modification de la localisation des zones de nourrisseries peut elle avoir une influence sur les stocks de consommateurs ? ●

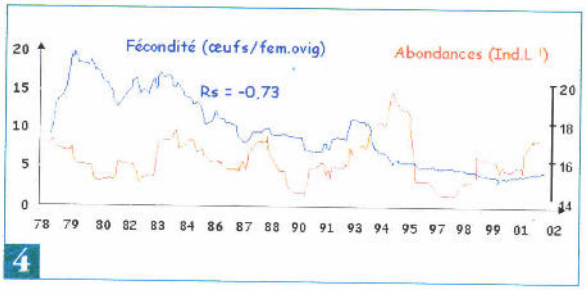


Figure 4 : Tendances à long terme (1978 à 2001) des abondances du copépode calanoïde dominant Eurytemora affinis et du nombre d'œufs portés par femelle ovigère de cette espèce. Bien que le nombre d'œufs par sac diminue de façon significative (lien avec les variations de température de l'eau ?), les effectifs restent constants, ce qui est probablement à associer à une production accrue de sacs.

Les communautés de poissons et l'organisation trophique de l'estuaire de la Gironde

Rédacteurs : Jérémy LOBRY, Eric ROCHARD, Pierre ELIE
(EPMA-CEMAGREF Bordeaux)

Structure du peuplement

La communauté piscicole de l'estuaire de la Gironde est riche et diversifiée avec 75 espèces de poissons recensées et une large gamme de groupes écologiques représentées. L'estuaire est avant tout un habitat transitoire : peu d'espèces y accomplissent l'ensemble de leur cycle écologique et la plupart y effectuent un séjour plus ou moins long afin de s'y reproduire, de s'y alimenter, de s'y réfugier, de croître ou de se préparer physiologiquement à la migration. D'un point de vue général, le peuplement de l'estuaire peut être décrit comme un peuplement à dominante d'espèces marines qui possède la particularité d'abriter une part relativement importante d'espèces amphihalines (espèces effectuant leur croissance et leur reproduction dans des milieux de salinité différente avec des passages à des moments précis de leur cycle). En effet la Gironde est le seul estuaire à abriter une population de chacune des 11 espèces de migrateurs amphihalins caractéristiques de l'Europe de l'Ouest.

Le compartiment poisson au sein de l'écosystème

Du point de vue de la communauté piscicole, l'articulation entre les maillons trophiques (ou niveaux alimentaires) inférieurs, particulièrement les copépodes (micro-crustacés planctoniques) et les poissons, situés en haut de la pyramide trophique, est essentielle. Devant la nécessité de mieux connaître les modalités de ces transferts trophiques et la structure trophique globale de l'écosystème estuarien, une démarche de modélisation a été entreprise. Elle a été conduite, dans cette première approche, sur une hypothèse de fonctionnement à l'état stable (c'est à dire dans un état "moyen" dans lequel les entrées de matières sont compensées par les sorties) et à l'échelle annuelle (c'est à dire sans prise en compte de la variabilité saisonnière).

La paramétrisation du modèle s'est faite en lien avec plusieurs équipes de recherche spécialisées dans différents maillons de la chaîne trophique. La plupart des groupes écologiques ont pu être pris en compte dans l'analyse avec des niveaux de précision divers en fonction des données disponibles. Le modèle ainsi établi fournit une bonne base de travail pour les futures études à l'échelle de l'écosystème et la compréhension de son fonctionnement global. Il permet surtout de faire une bonne synthèse des connaissances et des lacunes qu'il serait intéressant de combler.

Les résultats suggèrent que, malgré une production primaire faible liée à la forte turbidité (bien que probablement sous-estimée par l'impossibilité d'évaluer la production microphytobenthique des vasières latérales faute de données), l'écosystème reste très productif au niveau global et supporte, en particulier, d'importants stocks de poissons. La matière organique disponible qui provient du bassin versant est un élément important dans la stabilité du système. La majorité des flux sont d'ailleurs issus du compartiment détritique (provenant de la décomposition de la matière organique) ce qui rend l'écosystème estuarien spécialement dépendant du bassin versant amont. Ainsi, malgré un stress hydrodynamique et physique particulièrement contraignant, l'écosystème montre une image de stabilité, d'optimisation des ressources disponibles et de haute adaptation aux contraintes du milieu. Pourtant, il existe une cassure entre la base du système (les producteurs primaires et les consommateurs primaires) et les maillons supérieurs (les poissons). L'essentiel des flux se situe à la base du réseau trophique et les transferts vers les échelons supérieurs ne sont pas très efficaces (*Figure 1*). Ainsi, il est probable que la quantité et la qualité des ressources trophiques à la base détermine la

Photo : © CEMAGREF

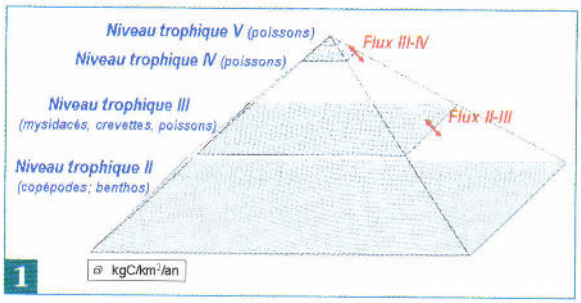


Figure 1 : Pyramide des flux au sein de l'écosystème aquatique de l'estuaire de la Gironde. L'angle supérieur est inversement proportionnel aux transferts entre niveaux trophiques et le volume de chaque étage est proportionnel à la somme des flux à ce niveau trophique. On constate que l'essentiel des flux est situé à la base du réseau trophique et qu'il y a un problème de transfert vers les maillons supérieurs.

quantité et la qualité des flux trophiques au niveau des prédateurs supérieurs. Dans ce contexte, l'exploitation des ressources aquatiques se traduit aussi par un impact non négligeable des prélèvements d'origine anthropiques, dirigés (pêcheries) ou produits par une autre activité (Centre Nucléaire de Production d'Electricité du Blayais) interceptant une fraction de la petite faune par filtration mécanique. Ces deux compartiments ont une influence directe ou indirecte, positive ou négative sur les composantes de chacun des compartiments naturels. Ils font partie intégrante de l'écosystème qui serait sans sensiblement différent en leur absence.

Les résultats du modèle soulignent enfin une limitation potentielle au niveau de l'exploitation par le système du compartiment zooplanctonique (copépodes). Celui-ci est soumis à une intense pression de prédation qui souligne son rôle dans le transfert vers les maillons trophiques supérieurs.

À l'échelle d'observation choisie, la capacité trophique ne semble pas cependant limitante en estuaire. Le milieu estuarien est un milieu complexe, contraignant et hautement fluctuant, dont les variations des conditions environnementales régulent le niveau des peuplements aquatiques.

Le peuplement piscicole d'un point de vue dynamique

Au moyen de différentes analyses factorielles menées sur des données d'échantillonnage de la faune ichtyologique de l'estuaire, une dynamique de référence sur la période actuelle a pu être mise en évidence. Cette situation moyenne est représentative du fonctionnement typique des assemblages piscicoles. Si une variabilité annuelle existe, le niveau saisonnier est incontestablement le principal niveau de variabilité en ce qui concerne la composition spécifique des assemblages estuariens dans la Gironde. Cette répartition des espèces est fortement structurée dans le temps, le long d'un cycle annuel, et dans l'espace, autour d'un gradient amont–aval et d'une opposition marquée entre espèces de surface et espèces de fond. En effet, les espèces d'origine marine qui apparaissent dans l'estuaire en été ou en automne sont plutôt de surface ou pélagiques (bars, maigre, anchois, sprat). À l'inverse, les espèces de fond benthiques et démersales (flet, soles, gobies) sont plutôt caractéristiques des périodes froides lorsque les autres sont parties. Les espèces se succèdent donc à l'intérieur de l'estuaire, cette succession étant qualifiée de cortège. Il s'ensuit un véritable transfert de la répartition de la biomasse dans la colonne d'eau entre l'été et l'hiver. Le peuplement piscicole de l'estuaire change donc sensiblement de physionomie selon les saisons (*Figure 2*).

Parmi les facteurs explicatifs, la température joue un grand rôle. Le cycle saisonnier de succession des populations semble être calé sur celui de la température de l'eau. Plus généralement, les conditions hydrologiques semblent influer sur l'attractivité du milieu estuarien mais elles ne suffisent pas à expliquer directement l'ensemble de ce que l'on observe. En outre on remarque qu'à la saisonnalité marquée dans la succession des espèces dans l'estuaire correspond une saisonnalité marquée dans l'abondance des ressources trophiques telles que le phytoplancton, le zooplancton, les mysidacées, le macro et le méiobenthos.

Ceci conduit à se poser la question du déterminisme de la distribution des espèces dans les estuaires et des éléments de structuration sous-jacents. Sont-ils plutôt d'ordre environnemental, physique, trophique ou les trois ?

Un premier modèle global pour comprendre l'organisation et la dynamique piscicole du système estuarien

Les premiers référentiels de fonctionnement des peuplements de poissons dans l'estuaire et au sein de l'écosystème estuarien sont maintenant disponibles. Ils doivent contribuer à l'établissement d'un outil de gestion de ces

Photo : © UMR EPOC - Université Bordeaux 1

espaces soumis à de nombreuses pressions anthropiques, plus ou moins localisées dans l'espace et dans le temps, dans le contexte de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau.

Ils font apparaître que les flux trophiques au sein de l'écosystème ont une variabilité saisonnière marquée (*Figure 3*). Afin de mieux appréhender le fonctionnement et les réactions potentielles des communautés ichtyologiques, il faudrait améliorer la connaissance des réseaux alimentaires et de la dynamique trophique pour mieux paramétrer le modèle, prendre en compte certains compartiments (microphytobenthos, décapodes, isopodes, oiseaux), évaluer les flux entrants et sortants et développer des modèles saisonniers.

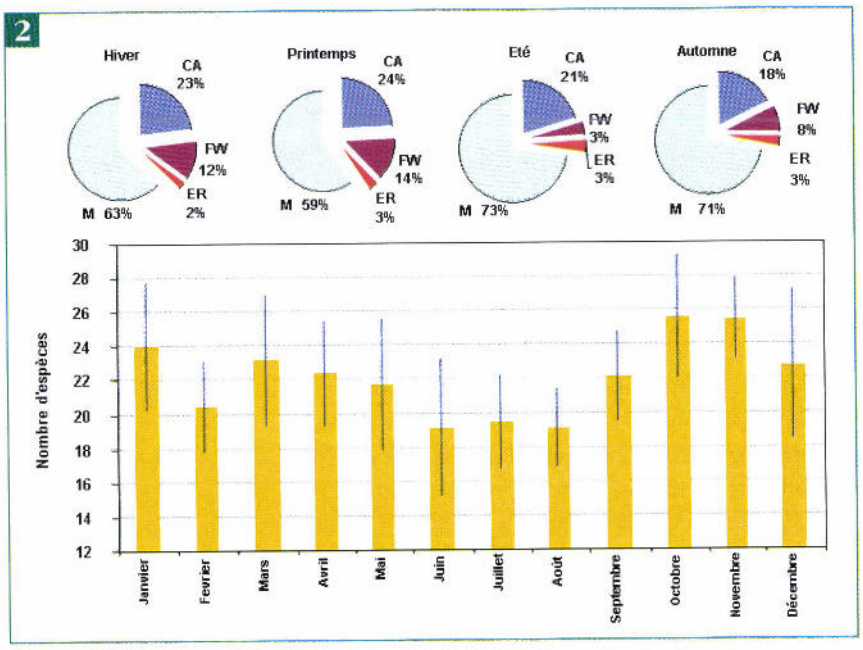


Figure 2 :

Nombre estimé d'espèces pour un échantillonnage standardisé de 40 traits de chalut par mois. On fait apparaître la valeur moyenne et l'intervalle de confiance à 95 %. Au-dessus apparaissent les pourcentages d'espèces marines (M), d'espèces d'eau douce (FW), d'espèces résidentes (ER) et d'espèces amphihalines (CA) pour chaque saison.

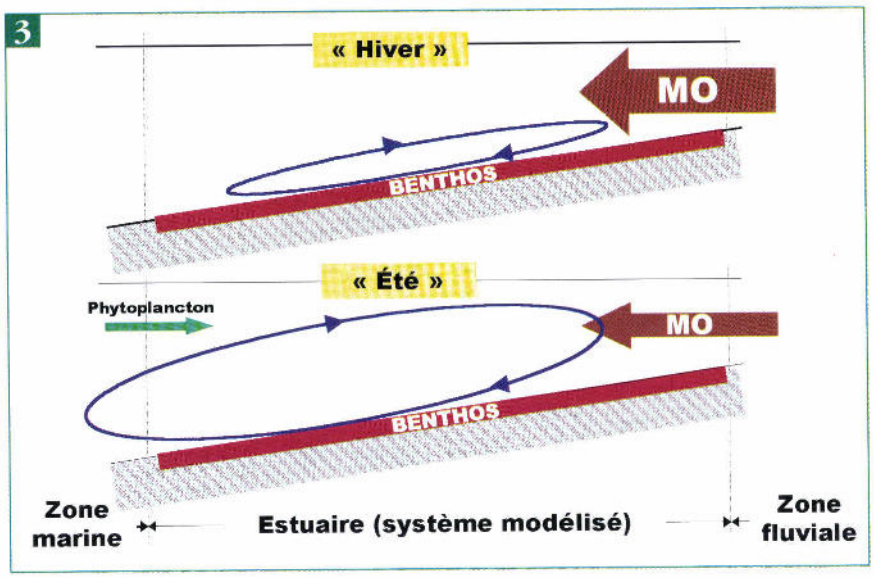


Figure 3 :

Représentation schématique de la répartition différentielle des flux selon les saisons. Le flux de matière organique (MO) en provenance du bassin versant amont varie selon les saisons. En été, du phytoplancton et des espèces marines pénètrent dans l'estuaire et les flux trophiques gagnent l'ensemble de la colonne d'eau.

La ballade du cadmium dans le système Lot-Garonne-Gironde : flux naturels et anthropisation

Rédacteurs : Gérard BLANC, Jörg SCHÄFER, Stéphane AUDRY, Sébastien ROBERT, Cécile BOSSY, Gilbert LAVAUX, Jean Pierre LISSALDE, Éric MANEUX.
(TGM-UMR 5805 EPOC Université Bordeaux 1)

Introduction

Les recherches présentées ici se placent dans le contexte général de la pollution chronique par le cadmium (Cd) du bassin versant Adour-Garonne. L'estuaire de la Gironde représente un excellent modèle de terrain pour étudier les processus responsables du transport, de la sédimentation et de la dissolution des Éléments Traces Métalliques (ETM) dont Cd, dans les systèmes aquatiques à la frontière entre le continent et l'océan. La Gironde, alimentée par la Garonne, la Dordogne et l'Isle draine un bassin versant peu industrialisé mais contenant de nombreux gisements métallifères et anciens sites miniers dans les Pyrénées et le Massif Central. Le traitement de minerais de Zn à Viviez en Aveyron a entraîné la pollution historique en Cd dans le continuum Lot-Garonne-Gironde et l'interdiction de production conchylicole dans la Gironde. Vingt ans après l'arrêt de la production de Zn et divers efforts pour contrôler les émissions, le flux résiduel de Cd et le stock dans les sédiments du Lot représentent un risque potentiel de toxicologie sur l'écosystème et de pertes socio-économiques, notamment concernant l'ostréiculture de Marennes-Oléron. L'évaluation de l'impact des contaminants métalliques sur les écosystèmes estuariens et côtiers implique la connaissance précise de leurs concentrations, flux, formes chimiques et transformations dans ces milieux naturels extrêmement dynamiques. Ainsi en Gironde, il est indispensable d'établir un bilan des flux métalliques entrant et sortant de l'estuaire pour quantifier son rôle en tant que puits permanent, puits temporaire et source secondaire de Cd et des autres ETM. De plus, différentes approches d'observation et d'expérimentation sont nécessaires pour caractériser le comportement des ETM dans les gradients de salinité, de matières en suspension (MES) et d'oxydo-réduction de l'estuaire. La forme soluble de Cd étant la plus biodisponible pour les organismes vivants, il est important de connaître le rôle de ces gradients sur la solubilisation de Cd dans les eaux estuariennes.

La pollution en ETM en Gironde est fortement dépendante de la source ponctuelle en Cd du bassin de Decazeville. Cette source rejoint le bassin du Lot, par l'intermédiaire d'un petit affluent, le Riou Mort, situé à environ 200 km en amont de la confluence Lot-Garonne. Suite à une importante pollution accidentelle en Juillet 1986, des travaux d'aménagements ont permis de diminuer les flux métalliques issus de cette source ponctuelle. Toutefois, les nombreux barrages hydroélectriques construits sur la vallée du Lot entre 1945 et 1960 jouent le rôle de puits temporaires ou permanents de sédiments. En 1991, il a été estimé que $9{,}47 \pm 0{,}9.10^6$ m³ de sédiment et 207±42 tonnes de Cd étaient stockés dans le cours inférieur du Lot. L'analyse de ces données montre que la gestion de l'évolution temporelle des concentrations en Cd dans les huîtres de la Gironde nécessite la connaissance des variations des flux en Cd de la source ponctuelle, le Riou-Mort, et des sources diffuses : les sédiments et le ruissellement de surface, et la compréhension des mécanismes qui les régulent.

Les résultats présentés ci-dessous apportent des éléments de réponse pour caractériser le comportement géochimique de Cd dans le continuum Lot-Garonne-Gironde, afin d'apporter des informations précises d'aide à la gestion du système en prenant en compte l'impact des activités anthropiques. Ces informations sont issues d'une observation de terrain pluriannuelle couvrant d'amont en aval un grand linéaire de plus de 400 km depuis le Riou-Mort jusqu'à l'embouchure de l'estuaire de la Gironde (cf. la *Figure 1b*, page 2). La détermination des flux dissous et particulaire repose sur une stratégie d'échantillonnage dont la représentativité et la fiabilité ont été testées.

Cas particulier de la source ponctuelle du Riou-Mort

Pour établir des bilans de masse sur les transferts de Cd, il est impératif de déterminer les flux entrants dans le système notamment via la source

de pollution ponctuelle et chronique. Pour cela une station de suivi est installée depuis 1998 dans la partie aval du Riou-Mort, affluent du Lot drainant le bassin de Decazeville. Contrairement au Lot, le Riou-Mort a un régime torrentiel et montre une variabilité extrême des concentrations en Cd dissous et particulaire (*Figure 1*). En conséquence, la fréquence d'échantillonnage a

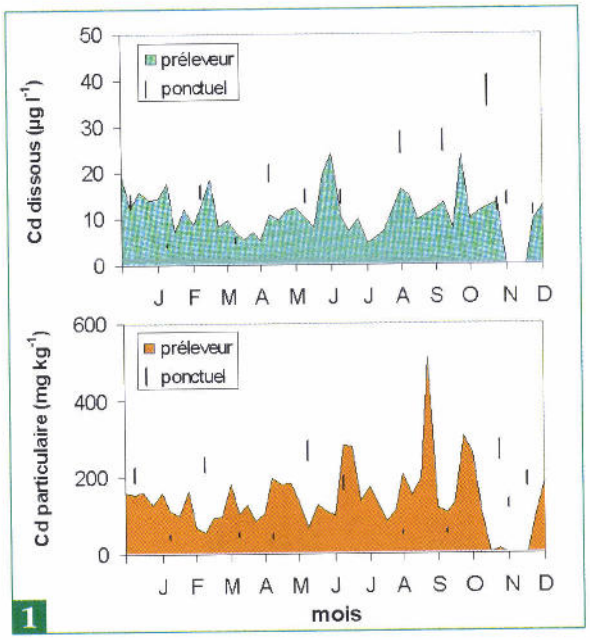


Figure 1 : Diagramme montrant la variabilité des concentrations en Cd dissous et particulaire dans le Riou-Mort pour l'année 2000. Les barres noires correspondent à des échantillons prélevés mensuellement. La ligne brisée est tracée à partir des concentrations déterminées dans des échantillons cumulant six jours de prélèvements.

été considérablement augmentée pour garantir une précision de l'ordre de 20 % sur les flux. Pour le Riou-Mort dont le bassin versant subit une forte pression anthropique, les concentrations en Cd dissous sont de 10 à 20 mg.L^{-1} en 2000, soit deux ordres de grandeur plus élevées que celles du Lot. Les concentrations déterminées dans les MES montrent une forte variabilité avec des concentrations en Cd particulaire de 50 à 500 mg.kg^{-1} en 2000. Toutefois, ces concentrations permettent d'accéder à une très bonne précision sur la détermination des flux puisqu'elles intègrent un échantillonnage exhaustif des phases dissoutes et particulaires de Cd.

Modèle prédictif des flux de cadmium dans le Lot

Afin de comparer la variabilité inter-annuelle des concentrations de Cd dissous et particulaires, les concentrations moyennes annuelles pondérées des flux ont été déterminées (e.g. Conc. Pondérée Cd dissous = Flux Cd dissous/Débit) (*Figure 2*). Au Temple-sur-Lot, les concentrations de Cd dissous ont diminué de 295 à 112 ng.L^{-1} (-60 %) entre 1990 et 1992 et les concentrations de Cd particulaire ont

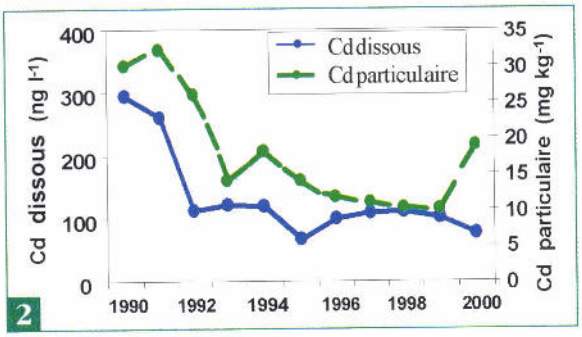


Figure 2 : Évolution interannuelle des concentrations moyennes pondérées des flux annuels de Cd dissous et particulaire dans le Lot.

diminué de 30 à 14 mg.kg^{-1} (-53 %) entre 1990 et 1993. Ces importantes diminutions de concentrations peuvent être attribuées aux confinements des boues de lixiviation et aux re-traitements des eaux de ruissellement et de la nappe du site de l'usine de traitement de minerai de Zn de Decazeville. Depuis 1993, les concentrations de Cd dissous et particulaire au Temple sur Lot sont respectivement, de l'ordre de 100 ng.L^{-1} et de 10 à 20 mg.kg^{-1}. La variabilité inter-annuelle modérée des concentrations suggère que la source anthropique a été stabilisée. L'utilisation de la banque de données décennales disponibles des concentrations en MES, en Cd dissous et particulaires, et de débits a permis d'établir des fonctions reliant la variabilité des flux dissous et particulaire de Cd avec les changements de débit. Les valeurs des flux annuels théoriques de Cd dissous et particulaire déterminés sont très comparables à celles déterminées à partir des données de terrain (*Figure 3*). Les

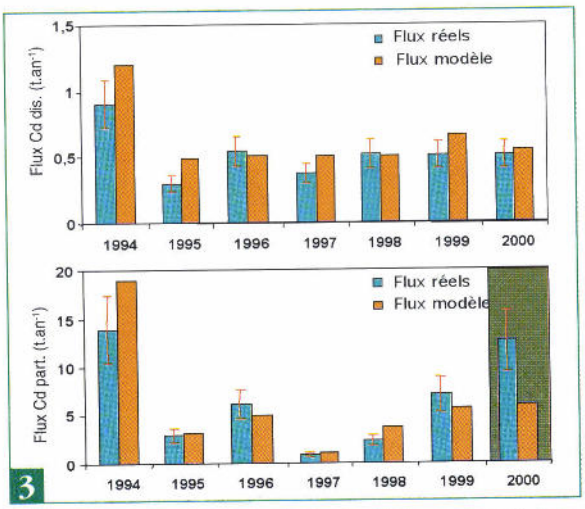


Figure 3 : Comparaison entre les flux de Cd dissous et particulaire calculés à partir des données de terrain et ceux issus du modèle prédictif pour les années 1994-2000.

différences observées s'inscrivent essentiellement dans la marge d'erreur des flux calculés en utilisant les données de terrain. Cette validation a postériori montre que le modèle empirique proposé peut reproduire correctement les flux annuels de Cd dissous et particulaire à condition que les perturbations anthropiques ne dominent pas les apports dus à l'hydrologie. Il devient alors possible de prévoir les variations inter annuelles des flux de Cd sur la seule base des données de débits et en s'affranchissant de la nécessité de déterminer les concentrations métalliques.

Remobilisation anthropique des sédiments du Lot

Pour l'année 2000, le modèle donne une valeur de flux particulaire d'environ 50 % inférieure à celle calculée à partir des données de terrain (*Figure 3*). Cette différence peut s'expliquer à partir du bilan de masse de Cd pour le système Riou-Mort-Lot en 2000 (*Figure 4*). Ce bilan montre que les apports de Cd sont répartis selon une contribution de l'ordre de 2 tonnes (0,2 t de Cd dissous et 1,8 t de Cd particulaire) provenant du bassin amont du Lot, incluant le Célé et de 6 tonnes (1,5 t de Cd dissous et 4,5 t de Cd particulaire) provenant du Riou-Mort, soit 75 % du transport sous-forme particulaire. En assumant qu'il n'y a aucune perte de Cd par sédimentation de particules dans le lit du Lot, le flux total de Cd arrivant à Temple devrait être de l'ordre de 8 tonnes. Toutefois, les données issues du suivi journalier à Temple permettent de calculer un flux total de 13±1,5 tonnes. Ainsi pour boucler le bilan de Cd en 2000, il faut une source supplémentaire de Cd de l'ordre de 5 tonnes. La seule source possible de matériel contaminé en Cd correspond aux sédiments accumulés en amont des retenues

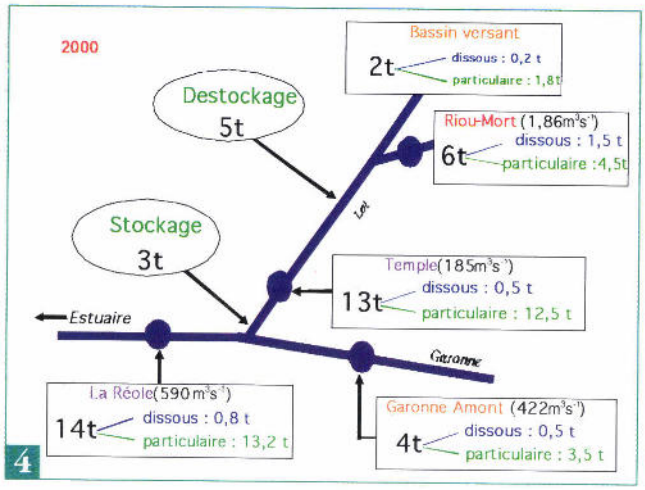


Figure 4 : Schéma du bilan des flux de Cd dissous et particulaire dans les système Lot-Garonne pour l'année 2000.

hydroélectriques du Lot. Toutefois, la distribution des valeurs de débits enregistrés sur le Lot en 2000 (moyenne annuelle de 185 $m^3.s^{-1}$ proche de la moyenne centennale de 160 $m^3.s^{-1}$) ne permet pas d'expliquer un déstockage naturel de Cd sédimentaire d'une telle ampleur. Les travaux de dragage liés à la construction d'une écluse au niveau de la retenue de Villeneuve (située en amont de Temple) sont très certainement responsables de la forte augmentation des flux de Cd à Temple. La distribution journalière des concentrations en MES à Temple, pour l'année 2000, confirme cette hypothèse (*Figure 5*). En effet, l'augmentation brutale d'environ un ordre de grandeur des concentrations de MES, constatée à partir du 15 septembre 2000, ne correspond pas à un épisode de crue mais au début de travaux de dragage et d'aménagement qui se sont poursuivis à Villeneuve jusqu'en juin 2001.

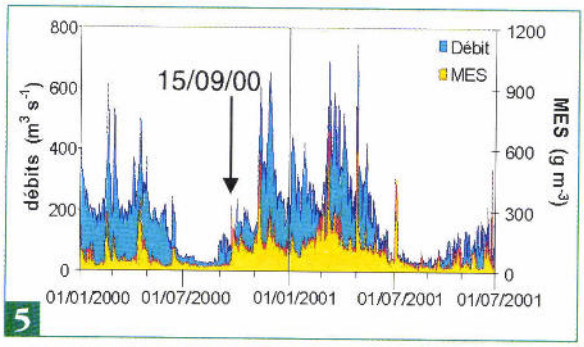


Figure 5 : Débits et concentrations en MES journaliers à Temple (années 2000-2001).

Pollution métallique et biodisponibilité

Entre 1998 et 2000, le Riou-Mort contribue jusqu'à 47 % (Cd), 20 % (Zn), 4 % (Cu) et 9 % (Pb) des flux bruts de la Garonne à l'estuaire de la Gironde, et il apparaît que les phases soufrées des terrils miniers contrôlent majoritairement les concentrations de la fraction dissoute (<0,2 mm) des ETM du Lot et de la Garonne. Des dissolutions sélectives faites sur du matériel solide récolté mensuellement sur 3 sites du Lot et en 2 sites de la Garonne ont permis d'étudier la variabilité temporelle et spatiale de la répartition de différents métaux sur des phases porteuses ciblées. Ces phases porteuses sont identifiées à des fractions récupérées par des solvants spécifiques. Ces fractions sont qualifiées de fractions échangeables et carbonatées (F1), fractions d'oxyhydroxydes de Fe et Mn (F2), fractions de matière organique et sulfures mal cristallisés (F3), fractions résiduelles silicatées (FR) (*Figure 6*). Les résultats montrent que pour l'ensemble du système Riou-Mort, Lot, aval Garonne et sur

l'ensemble de l'année, la fraction résiduelle de Cd (FR) est inférieure à 10 % de la concentration totale de Cd et que la fraction facilement échangeable (F1) est supérieure à 50 %. La vulnérabilité des fractions F1, 2 et 3 face aux changements des conditions physiques et chimiques laisse prévoir que plus de 90 % de Cd particulaire apporté par la Garonne sera libéré dans l'estuaire de la Gironde sous forme dissoute, c'est-à-dire la forme la plus biodisponible.

Enregistrement sédimentaire

Des profils de concentrations en ETM en fonction de la profondeur ont été établis dans les sédiments de barrages. Les échelles verticales de profondeurs de ces profils ont été datées en utilisant le ^{137}Cs comme traceur chronologique (*Figure 7*). Ces profils repositionnés chronologiquement montrent que les variations temporelles de concentrations en Cd, Cu, Zn, et Pb des sédiments sont essentiellement dues à l'activité industrielle majoritairement responsable de la pollution en Cd. Il y a notamment une coïncidence temporelle entre l'accident de Tchernobyl dont le ^{137}Cs enregistre les retombées atmosphériques dans les sédiments et la libération accidentelle en 1986 de métaux provenant du bassin de Decazeville. L'importance relative de la pollution polymétallique des sédiments accumulés dans les retenues de barrage est : Cd~Hg>Zn>Pb>Cu>As>Co>Cr~Ni. Sur la base des 207 tonnes de Cd stockés dans les sédiments du Lot, et en utilisant les rapports Zn/Cd, Pb/Cd, Cu/Cd, Hg/Cd, il est possible d'estimer que ces sédiments contiennent environ 10 000 tonnes de Zn, 1 000 tonnes de Pb, 300 tonnes de Cu, et 10 tonnes de Hg. La retenue de Temple contribuant à elle seule pour environ 30 % du stock de Cd, Zn, Cu et Pb. Les données de concentrations en ETM déterminées à la base de la colonne sédimentaire échantillonnée par carottage à Temple permettent également de proposer des valeurs du bruit de fond géochimique régional avant industrialisation. Ces valeurs sont ($mg.kg^{-1}$) : 0,56 (Cd), 81 (Zn), 31 (Pb), 17 (Cu), 8,6 (Co), 54 (Cr), 19 (Ni).

Flux de cadmium apportés à l'estuaire

Les flux annuels de Cd dissous et particulaire entrant dans l'estuaire de la Gironde sont reportés dans la figure 8. Ces flux appelés flux bruts, ont été déterminés par la somme des flux de la Garonne, la Dordogne et l'Isle en amont de la marée dynamique (La Réole, Pessac et Guîtres, voir *Figure 1b*, page 2). La figure 8 montre que les apports de Cd à la Gironde sont dominés par la contribution de la Garonne, où les flux de Cd sont fortement influencés par les flux de MES. Ainsi, les apports de Cd à la Gironde se font principalement sous forme particulaire pendant les épisodes de crues dont le nombre détermine les années les plus humides (1992, 1994, 1996). En comparant ces flux avec des flux calculés à l'aide de concentrations en Cd mesurées dans des rivières non polluées du bassin versant, il apparaît que 70 à 80 % (≈ 7 à 8 $t.an^{-1}$) du Cd transportés par la Garonne à La Réole résultent d'apports anthropogéniques et que la majorité de ces apports (≈ 5 à 6 $t.an^{-1}$) dérive du Bassin de Decazeville via le Riou-Mort. En utilisant les

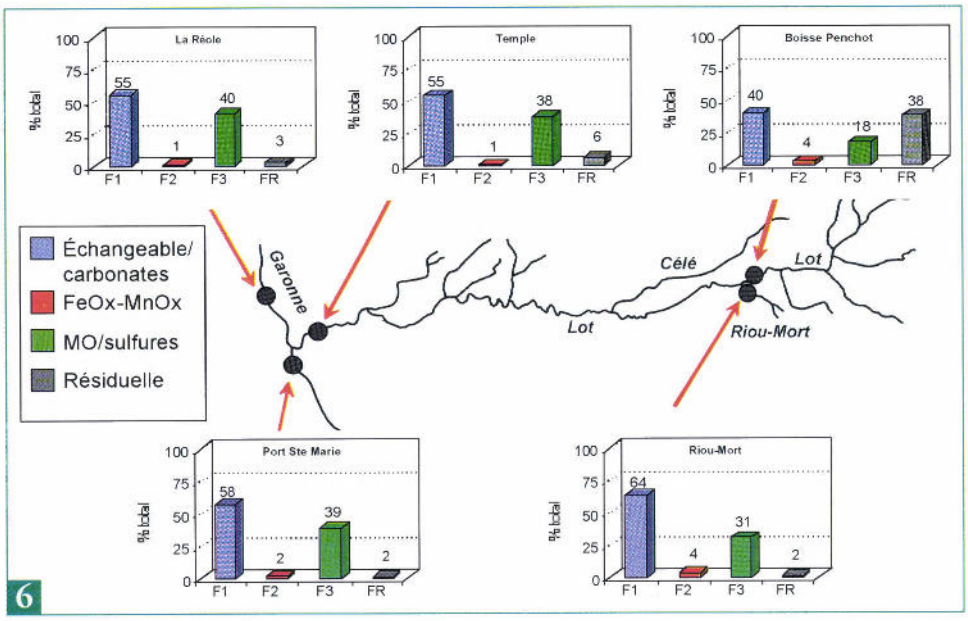


Figure 6 :
Distribution des fractions solides porteuses de Cd dans le système Riou Mort-Lot-Garonne pour l'année 2001. En bleu, fractions échangeable et carbonatée (F1), en rouge, fractions d'oxydes et hydroxydes de Fe et Mn (F2) en vert, fractions de matière organique et sulfures mal cristallisés (F3) et en gris, fractions résiduelles silicatées (FR).

valeurs de concentrations en Cd dissous et particulaire correspondant aux valeurs de référence de système non pollué à l'échelle mondiale, il apparaît que 60 à 75 % du flux brut total de Cd seraient dus aux pollutions métalliques diffuses et ponctuelles du bassin versant.

Comparaison entre les flux totaux de cadmium entrant et les flux dissous de cadmium sortant de la Gironde

La mesure des concentrations de Cd dissous dans les eaux de surface de l'estuaire de la Gironde confirme une nette solubilisation de Cd centrée autour de 15 de salinité (*Figure 9*). Ce phénomène qualifié d'addition existe en étiage (juin 2001) et en crue (mars 2001), et donne par construction sur la *Figure 9* des concentrations de Cd comparables pour une salinité quasi nulle. Ces concentrations permettent de déterminer des flux sortants de Cd dissous (flux nets) de l'ordre de 7 tonnes avec une addition de Cd dissous dans l'estuaire de 6,3 tonnes. La comparaison entre flux nets déterminés ponctuellement depuis 1990 et flux bruts montre que la majorité de Cd particulaire apportée par les rivières passe sous forme dissoute dans l'estuaire (*Figure 8*). Toutefois, la réactivité interne de l'estuaire déterminant les échanges entre phases dissoutes et particulaires semble dépendre des conditions hydrologiques. En périodes de faibles débits fluviaux (e.g. année sèche : 1990), le flux net est supérieur au flux brut de Cd, alors qu'en périodes de forts débits fluviaux (e.g. année humide 1994) le flux brut dépasse le flux net. Ce résultat est interprété en terme de mise en solution progressive de Cd à partir du Cd particulaire stocké temporairement dans les zones de maximum de turbidité (bouchon vaseux) et/ou de crèmes de vase (concentration en MES comprise entre 100 et 500 g.l^{-1}) de l'estuaire de la Gironde. Cette hypothèse est étayée par le fait que les particules de surface présentent des concentrations constantes de l'ordre 0,45 mg/kg entre 2 et 30 de salinité, ce qui suggère que ces particules de surface sont épuisées en Cd désorbable.

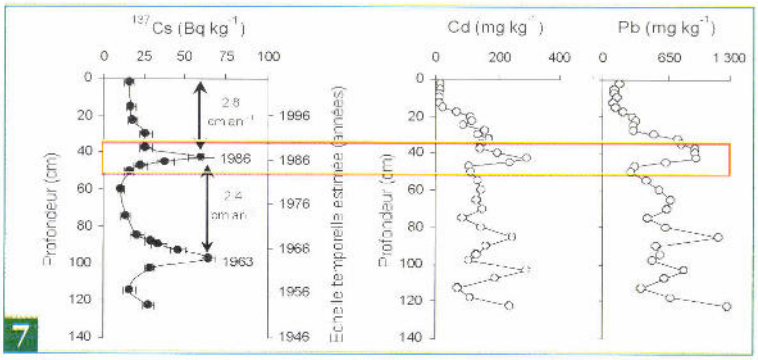


Figure 7 : Enregistrement historique de radiocésium (137Cs), Cu, Zn, Cd et Pb dans les sédiments de Cajarc. Les pics de radiocésium liés aux essais nucléaires atmosphériques (maximum 1963-1965) et l'accident de Chernobyl (avril 1986) permettent la datation précise des différents horizons sédimentaires. Le cadre rouge indique l'enregistrement sédimentaire de la pollution accidentelle de 1986 provenant du bassin de Decazeville suivie de l'arrêt de la production de Zn en 1987.

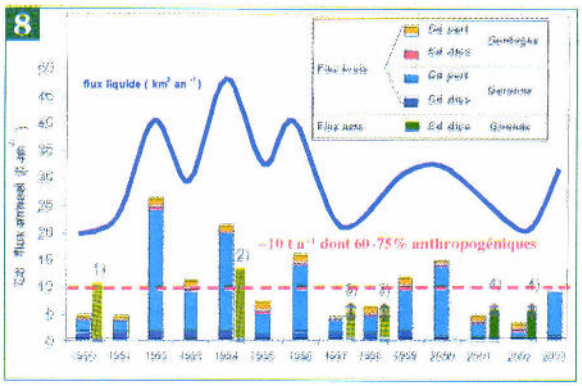


Figure 8 : Flux annuels bruts de Cd entrant dans l'estuaire de la Gironde pour la période d'observation 1990-1999. Les barres vertes représentent les flux nets de Cd dissous pour les années 1990, 1994, 1997 et 1998.

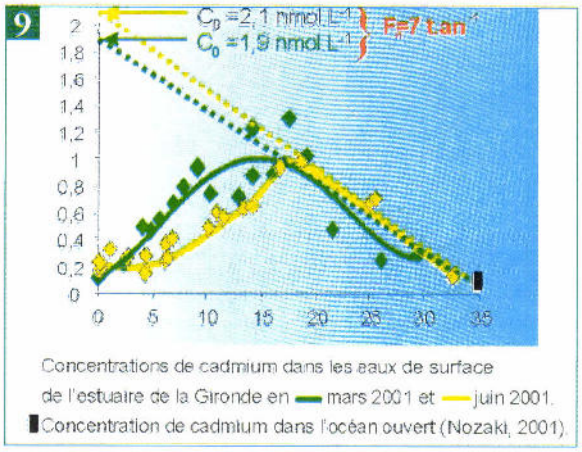


Figure 9 : Concentrations en Cd dissous dans le gradient de salinité et droite théorique de dilution, permettant l'estimation des flux nets de Cd.

Rôle des zones de maximum de turbidités comme piège temporaire de particules riches en cadmium

Pour déterminer la quantité désorbable maximale de Cd particulaire dans un gradient de salinité, une expérimentation a été menée avec des concentrations en MES très variables et extrêmement faibles. Des particules, collectées à La Réole par centrifugation, ont été exposées à des salinités de 2, 5 et 10 pendant 24 h à température ambiante (*Figure 10*). Pour des concentrations en MES inférieures à 50 mg.L^{-1} et une salinité de 10, plus de 90 % du cadmium total sont "déssorbés" des particules, et donc libérés sous forme dissoute. Au-delà de 50 mg.L^{-1} de MES et quelle que soit la salinité, la désorption de Cd diminue fortement et Cd reste fixé aux particules. De cette expérimentation, nous déduisons que les particules de La Réole libèrent presque la totalité de leur Cd dans le gradient de salinité estuarien. Toutefois, cette

libération est contrôlée par le temps de résidence des particules dans les zones à fortes concentrations en MES, c'est-à-dire dans le Bouchon Vaseux (BV), la Crème de Vase Indurée (CVI), voire le sédiment consolidé (SC).

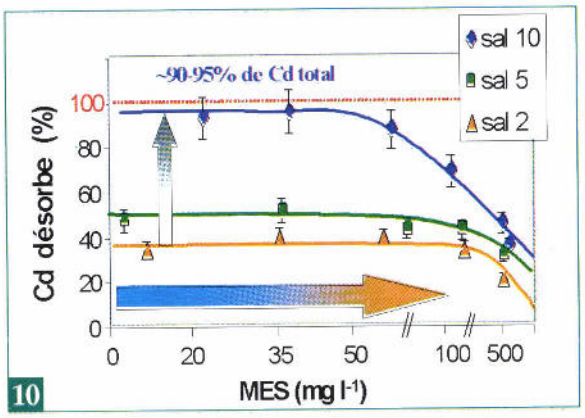


Figure 10 : Pourcentages de Cd désorbé des particules de La Réole en fonction de la concentration en MES pour des salinités de 2, 5 et 10.

Rôle de la dégradation de la matière organique sur la solubilisation du cadmium

Des analyses chimiques à haute résolution sont reportées en fonction de la profondeur dans la *Figure 11*. Les gradients chimiques enregistrés identifient clairement les interfaces entre le BV, la CVI et le SC de l'estuaire de la Gironde (*Figure 11*). La disparition des nitrates et l'apparition de manganèse dissous dans la CVI marquent l'intensification de la dégradation de la matière organique à l'interface BV-CVI (*Figure 11 a*). Cette interface est aussi caractérisée par une augmentation des concentrations en Cd dissous (*Figure 4B*). Cette augmentation est probablement due à la libération sous forme dissoute de Cd préalablement associé à la matière organique particulaire. Dans le sédiment consolidé (SC), 100 % des sulfates sont consommés par réduction en hydrogène sulfuré. La très forte affinité de Cd pour les sulfures précipités dans la zone de réduction des sulfates se traduit par une rapide diminution de Cd dissous en profondeur. Ainsi dans l'estuaire de la Gironde, des réactions d'oxydo-réduction biogéochimiques dégradent la matière organique en utilisant différents oxydants : oxygène (O_2), nitrates (NO_3), oxydes de manganèse (MnO_2), sulfates (SO_4),... Ces réactions permettent successivement de dissoudre Cd dans la CVI, puis de le piéger sous forme particulaire dans le SC.

Rôle des dragages sur l'addition de cadmium dans l'estuaire

Les réactions d'oxydo-réduction décrites ci-dessus peuvent intervenir sur les flux nets des ETM par quatre mécanismes : (1) par diffusion à l'interface eau sédiment, (2) par les cycles dépôt-érosion de la crème de vase, (3) par dilution de l'eau interstitielle du sédiment remis en suspension par les tempêtes ou les opérations de dragage, (4) par oxydation des phases sulfurées du sédiment remis en suspension. L'établissement de bilans quantitatifs montre que le quatrième mécanisme est le seul capable de générer une addition significative de Cd dissous dont la valeur maximale est estimée à 0,4 tonnes pour l'année 2001 (*Figure 12*). Cette valeur est insuffisante pour expliquer l'addition de 6,3 tonnes de Cd dissous enregistrée la même année dans la colonne d'eau. Le processus majeur d'addition de Cd dissous est donc, la désorption et la stabilisation de Cd en phase dissoute liée à la salinité. Toutefois, ce processus ne peut mobiliser la totalité du Cd particulaire dessorbable que si les particules sont suffisamment diluées (voir paragraphe expérimentation) par les courants estuariens. Dans ces conditions, l'érosion naturelle des particules du bouchon vaseux et de la crème de vase conduirait à une solubilisation de 3 tonnes de Cd (*Figure 12*). Les particules relarguées dans la colonne d'eau par les opérations de dragage ajouteraient 3,1 tonnes de Cd dissous. La somme de ces deux mécanismes avec les 0,4 tonnes de Cd dérivant de l'oxydation des phases sulfurées sédimentaires permet d'expliquer le bilan de Cd dans l'estuaire de la Gironde.

Conclusion

Les pollutions diffuses et ponctuelles du bassin versant de la Garonne apportent de l'ordre de 70 % de Cd entrant en Gironde. Une bonne connaissance de la typologie des cours d'eau permet de proposer un modèle capable de prévoir convenablement les flux totaux de Cd en fonction des débits. Ce modèle identifie les conséquences sur le transport de Cd des aménagements fluviaux incluant le curage de sédiments. Dans ce cas, mais aussi lors d'événements climatiques exceptionnels, les sédiments des barrages du Lot deviennent une source dominante de Cd, mais aussi de Hg, Zn, Pb, Cu, As. Plus de 90 % de Cd particulaire apportés par les fleuves seront dissous dans le gradient de

salinité estuarien. Toutefois, cette dissolution peut s'étaler sur plusieurs années. Les concentrations en MES et les réactions d'oxydo-réduction dans les zones à forte turbidité et dans les sédiments de l'estuaire de la Gironde contribuent à piéger temporairement Cd sous forme particulaire. Les bilans de masse effectués indiquent que plus de 50 % de Cd sortant sous-forme dissoute de l'estuaire de la Gironde dérivent indirectement de la remise en suspension des sédiments de l'estuaire par les opérations de dragage. ●

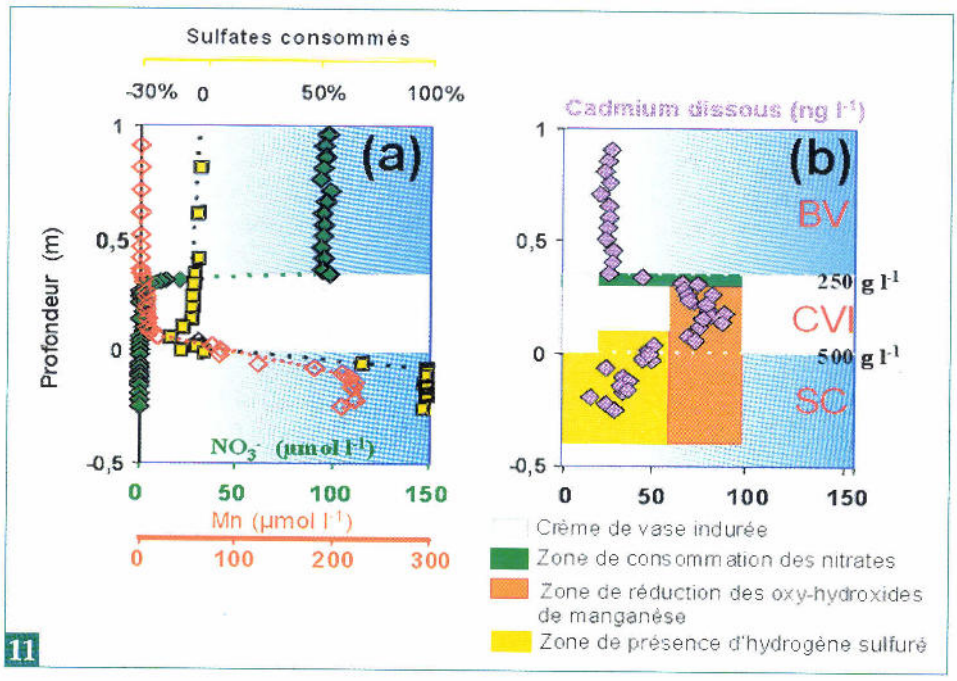


Figure 11 : *Distribution des concentrations des espèces chimiques dissoutes intervenant dans des réactions d'oxydo-réduction et de Cd dissous dans un profil vertical incluant le bouchon vaseux (BV), la crème de vase indurée (CVI) et le sédiment consolidé (SC) de l'estuaire de la Gironde à Bègles. Dans BV les concentrations en MES varient de 1 à 250 g.l^{-1} et dans CVI, de 250 à 500 g.l^{-1}. Dans SC elles sont supérieures à 500 g.l^{-1}.*

Photo : © UMR EPOC - Université Bordeaux 1

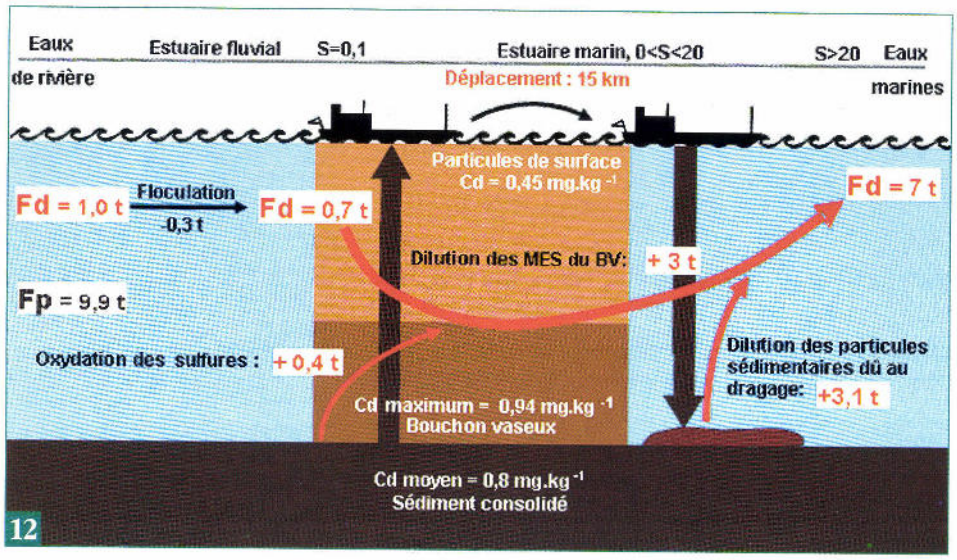


Figure 12 : Schéma montrant les recyclages de Cd dans l'estuaire de la Gironde en prenant en compte les opérations de dragage pour l'année 2001. Les concentrations en Cd dans les particules de surface, du BV, CVI et du SC sont reportées en blanc. Les flux de Cd dissous nets de 7 t résultent du flux dissous de Cd entrant dans le gradient de salinité (0,7 t) et de trois processus majeurs : (1) oxydation des sulfures sur les sites de dragage, (2) dilution des MES du BV et de la CVI par les courants de fond et (3) dilution des particules sédimentaires dragguées, puis relarguées dans le gradient de salinité. (S = salinité, Fd = flux dissous, Fp = flux particulaire).

Contamination des réseaux trophiques de l'estuaire de la Gironde par les métaux-traces

Rédacteurs : Alain BOUDOU, Magali BAUDRIMONT, Régine MAURY-BRACHET, Benoît SAUTOUR, Gilles DURRIEU, Éric ROCHARD, Véronique MARIE.
(LEESA-UMR 5805 EPOC Université Bordeaux 1)

Bien que les caractéristiques écologiques remarquables de l'estuaire de la Gironde puissent le faire considérer comme l'un des plus proches de l'état de référence, au sens de la Directive Cadre sur l'Eau, ce milieu de transition apparaît comme particulièrement vulnérable et menacé par des contaminations métalliques. La Gironde est notamment soumise à une pollution par le cadmium détectée dès la fin des années 70 par le Réseau National d'Observation (RNO) dans les huîtres colonisant la zone aval de l'estuaire. Les études géochimiques ont montré que les apports proviennent essentiellement du site industriel "Vieille Montagne" (traitement de minerais de zinc), localisé environ 400 km en amont de l'estuaire, sur la rivière Lot, à proximité de Decazeville (Aveyron). D'autres métaux, comme le cuivre ou le zinc, sont également présents à des niveaux élevés, voire très élevés, en comparaison avec d'autres sites sur les côtes françaises (estuaires de la Seine ou de la Loire par exemple), mettant en évidence le caractère polymétallique de cette pollution.

Quels sont les niveaux de contamination métallique des principales composantes biologiques de l'estuaire de la Gironde ? En quoi représentent-ils des risques toxicologiques, à l'égard des espèces aquatiques et, conjointement, de l'homme lors de la consommation des produits de la pêche ?

Les recherches mises en œuvre dans le cadre du GIS ECOBAG s'inscrivent dans une démarche résolument pluridisciplinaire et exploratoire, basée sur trois compartiments biologiques : (i) la base des réseaux trophiques, regroupant le "pool" nutritif (détritus minéraux et organiques, bactéries, phytoplancton et micro-zooplancton), la petit faune vagile (mysidacés), le mézo-zooplancton (copépodes) et les gammaridés ; (ii) les bivalves, via la transplantation de populations d'huîtres (naissain et adultes) ; (iii) les poissons, à partir d'un échantillonnage exhaustif, représentatif de la majorité des espèces strictement estuariennes, d'origine marine ou dulçaquicole et migratrices. Cinq métaux ont été retenus : le cadmium (Cd), le cuivre (Cu), le plomb (Pb), le zinc (Zn) et le mercure (Hg).

Les résultats obtenus sur les différents compartiments à la base des réseaux trophiques mettent en évidence des différences très marquées entre les concentrations métalliques, exprimées sur la base du poids sec des échantillons (µg/g ou ppm, ps). Par exemple, pour le cadmium (*Figure 1*), le

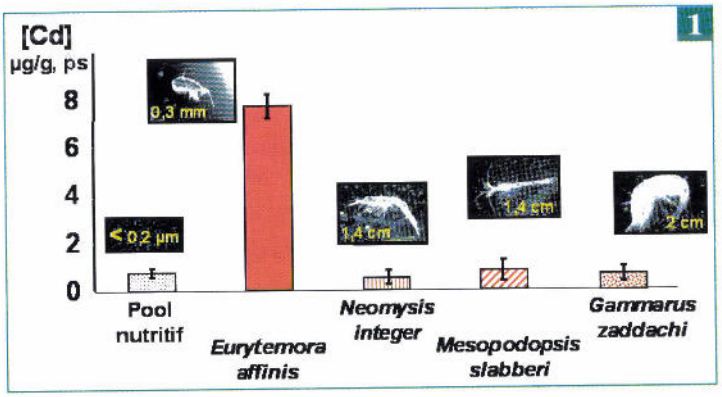


Figure 1 : Concentrations en cadmium (Cd, µg/g poids sec) dans les principaux compartiments à la base des réseaux trophiques de l'estuaire de la Gironde (moyenne ± erreur standard).

copépode *Eurytemora affinis*, dominant dans les eaux oligohalines et représentant en moyenne plus de 80 % de la communauté zooplanctonique, présente des concentrations élevées, proches de 8 µg/g (ps). À l'opposé, les valeurs moyennes caractérisant le "pool" nutritif et les autres espèces sont proches de 1 µg/g (ps). Les échantillonnages réalisés le long du gradient estuarien révèlent de fortes variations des niveaux d'accumulation, en relation avec les nombreux facteurs pouvant agir directement ou indirectement sur la biodisponibilité des métaux. Parmi ces facteurs, la salinité exerce une influence marquée sur les transferts du cadmium : des approches expérimentales sur le gammare (*Gammarus zaddachi*) et la crevette blanche (*Palaemon longirostris*) ont clairement confirmé le modèle de l'ion libre, à savoir que la bioaccumulation est étroitement corrélée à la concentration de l'espèce chimique Cd^{2+} présente dans le milieu.

Pour les huîtres transplantées à la station de La Fosse pendant deux campagnes de 10 mois chacune, avec un prélèvement tous les 40 jours, les cinétiques d'accumulation dans le corps mou conduisent à des niveaux d'accumulation très

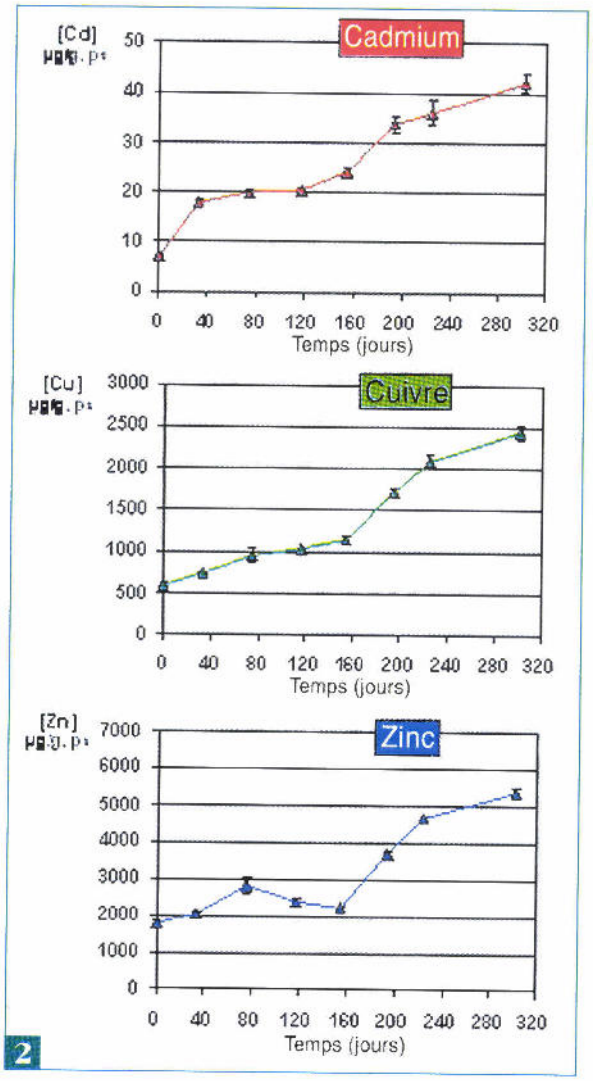


Figure 2 : Cinétiques de bioaccumulation du cadmium (Cd), cuivre (Cu) et zinc (Zn) dans le corps mou du naissain d'huître (Crassostrea gigas) transplanté au niveau de la station de La Fosse, sur la zone aval de l'estuaire de la Gironde (moyenne ± erreur standard).

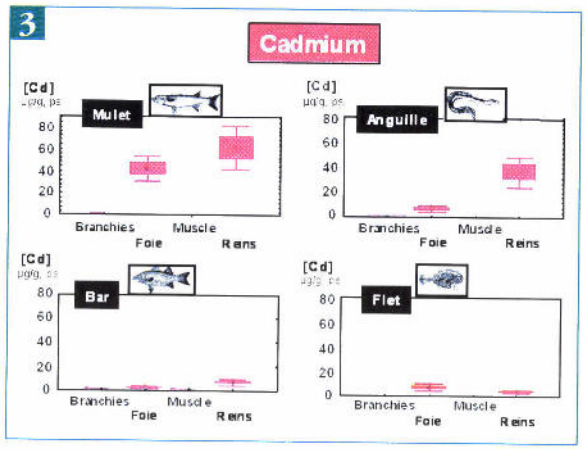


Figure 3 : Concentrations en cadmium (Cd, µg/g poids sec) dans quatre organes (branchies, foie, muscle, reins) prélevés sur quatre espèces de poissons (mulet, Liza ramada ; anguille, Anguilla anguilla ; bar, Dicentrarchus labrax ; flet, Platichthys flesus) de la zone aval de l'estuaire de la Gironde (moyenne ± erreur standard).

élevés pour Cd, Cu et Zn : la *Figure 2* illustre les résultats obtenus avec le naissain (longueur de la coquille < 8 mm au temps zéro), les concentrations moyennes en fin de transplantation étant proches de 40 µg/g (ps) pour le cadmium, soit 8 fois supérieures à la nouvelle norme européenne de consommation ; pour le cuivre et le zinc, les concentrations moyennes sont de 2500 et 5000 µg/g (ps), respectivement. À l'opposé, la bioaccumulation du plomb et du mercure est peu marquée, les concentrations moyennes maximales étant proches de 6 et 0,3 µg/g (ps).

Les campagnes de pêche réalisées avec l'Esturial (bateau de recherche du Cemagref) ont permis la capture de 30 espèces de poissons, sur lesquelles une approche globale a été menée. Des études plus approfondies ont été ensuite réalisées sur une nombre plus limité d'espèces, sélectionnées à partir de critères écologiques, écotoxicologiques et économiques. Les concentrations métalliques mesurées dans 4 organes – branchies, foie, muscle squelettique dorsal, reins – traduisent une très forte variabilité en fonction du métal, de l'espèce et de l'organe considérés. À titre d'illustration, pour le cadmium (*Figure 3*), des niveaux très élevés ont été mis en évidence dans les reins et le foie du mulet et de l'anguille, posant la question d'éventuelles atteintes structurales ou/et fonctionnelles dans ces organes. À l'opposé, les concentrations dans les branchies et dans le muscle sont très faibles : pour le muscle, les valeurs sont inférieures à 0,03 µgCd/g (ps), confirmant l'absence de bioaccumulation dans ce tissu et, conjointement, de risque à l'égard des populations humaines lors de la consommation des poissons, si elle se limite au compartiment musculaire. Pour le mercure, les concentrations mesurées sont globalement très éloignées de la norme de consommation fixée à 2,5 µgHg/g (ps), hormis pour l'alose feinte (*Alosa fallax*) pour laquelle les valeurs moyennes dans le muscle sont proches de 1,5 µgHg/g (ps), pour des poissons de taille moyenne (35 ± 5 cm)

La tempête de décembre 1999, qui a conduit à de nombreuses ruptures de digues et à l'inondation de plus de 5000 ha dans la région du Blayais, a contribué accidentellement à l'apparition dans la Gironde d'une espèce pouvant être utilisée comme un bioindicateur particulièrement original de la pollution polymétallique. En effet, près de 8000 esturgeons sibériens (*Acipenser baeri*) ont été introduits dans l'estuaire à partir de la pisciculture

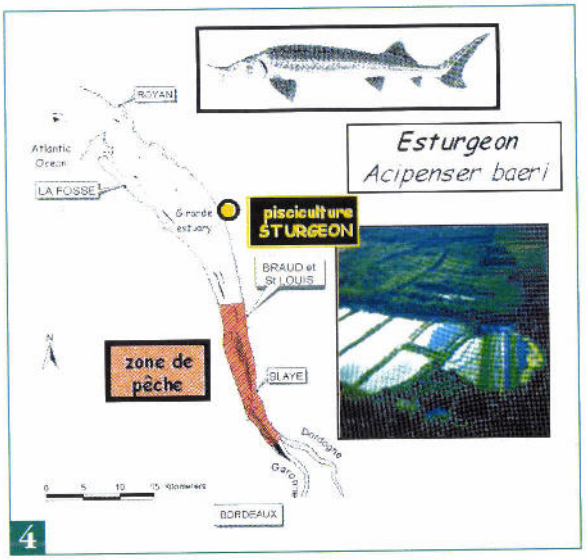


Figure 4 : Localisation de la pisciculture "Sturgeons" et de la zone de pêche des esturgeons sibériens (Acipenser baeri) dans l'estuaire de la Gironde, suite à leur introduction accidentelle lors de la tempête de décembre 1999.

"Sturgeons", située à St Fort-sur-Gironde (*Figure* 4). Cette espèce n'était pas présente dans le milieu estuarien ; seul l'esturgeon européen (*Acipenser sturio*), espèce menacée et protégée, est présente dans l'estuaire de la Gironde. 25 poissons ont été collectés en 2002 (13 dans l'estuaire et 12 dans la pisciculture), provenant de la même cohorte de 1999. Après deux ans de séjour dans l'estuaire, les concentrations métalliques sont significativement supérieures dans les organes étudiés pour le cadmium, le mercure et le plomb : pour ce dernier, le rapport entre les concentrations moyennes dans le foie est égal à 85. Par contre, pour le zinc et surtout le cuivre, deux éléments essentiels, les différences ne sont pas significatives (*Figure* 5). Des analyses comparatives entre les aliments artificiels utilisés dans la pisciculture et les contenus stomacaux prélevés sur les esturgeons capturés dans l'estuaire (polychètes, crustacés) attribuent un rôle prépondérant à la voie trophique de contamination. Des campagnes de pêche sont prévues en 2004 et 2006, afin de suivre comparativement les tendances d'évolution des concentrations métalliques chez cette espèce.

Le bilan de cette première phase de recherche permet de conclure sur le caractère polymétallique de la contamination qui affecte les différents compartiments des réseaux trophiques de l'estuaire de la Gironde. Les recherches actuellement développées visent d'une part, à poursuivre les échantillonnages *in situ* avec une diversification des niveaux biologiques (prise en compte du compartiment macro-benthique par exemple) afin de renforcer le caractère systémique des approches, et, d'autre part, à mettre en place des études orientées vers la caractérisation des voies de transfert des métaux entre les compartiments abiotiques et biotiques (contamination en laboratoire par les voies directe et trophique, transplantation *in situ*) et vers la recherche d'effets toxiques pour les espèces les plus contaminées (approches biochimiques et génétiques sur les poissons notamment). ●

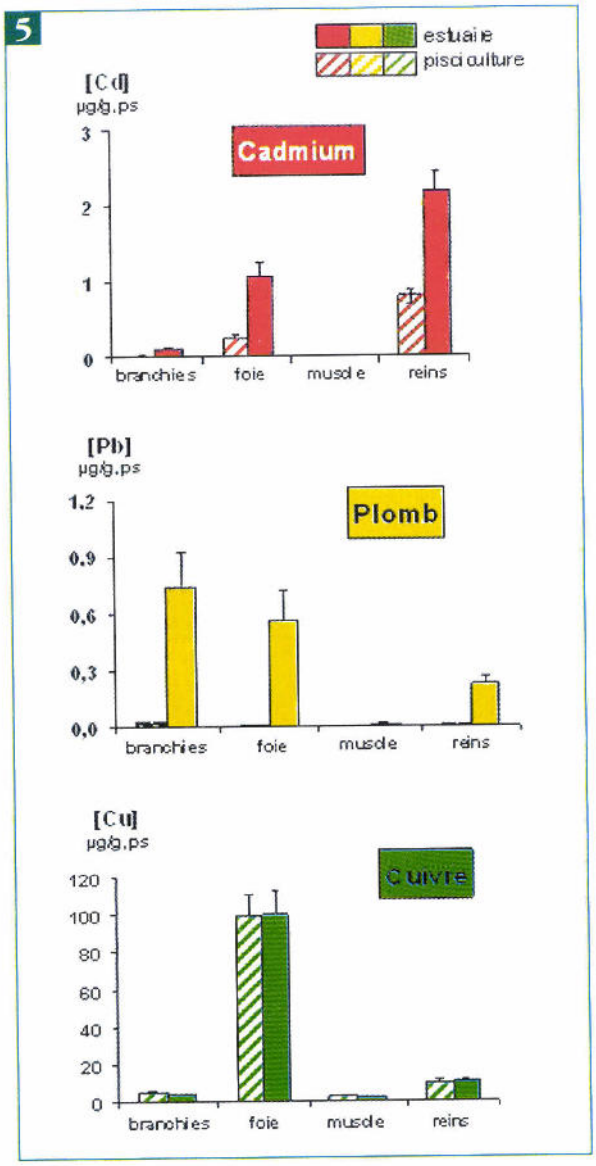


Figure 5 : Concentrations de trois métaux (cadmium, Cd ; plomb, Pb ; cuivre, Cu) dans les branchies, foie, muscle et reins des esturgeons sibériens (A. baeri) capturés dans l'estuaire (N=13) et provenant de la pisciculture "Sturgeons" (N=12). Les poissons proviennent de la même cohorte "99" et présentent une croissance similaire (2,83 ± 0,23 et 2,98 ± 0,10 kg, poids frais) (moyenne ± erreur standard).

Contamination des bivalves (huîtres, coques, palourdes) par les métaux dans les Marais du Nord-Médoc

Rédacteurs : Alain BOUDOU, Gérard BLANC, Magali BAUDRIMONT, Jörg SCHÄFER, Véronique MARIE, Régine MAURY-BRACHET, Cécile BOSSY, Gilles DURRIEU.
(LEESA / TGM-UMR 5805 EPOC Université Bordeaux 1)

La contamination par le cadmium de l'estuaire de la Gironde, révélée à la fin des années 70 par le Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin (RNO), a conduit en 1996 au classement conchylicole des eaux estuariennes en zone D, interdisant la récolte des bivalves à des fins de consommation, reparcage ou purification ; seule la collecte de naissain d'huître est autorisée. Au printemps 2002, la norme européenne relative au classement de salubrité des zones de production des coquillages, qui était de 10 µgCd/g sur la base du poids sec (ps) du corps mou, a été divisée par un facteur 2 (Norme 466/2001/CE).

Dans ce contexte, les fermes aquacoles situées au sein des Marais du Nord-Médoc (*Figure 1*), qui sont alimentées périodiquement par les eaux de l'estuaire de la Gironde, peuvent-elles assurer une production et une commercialisation de bivalves ?

Pour répondre à cette question, très importante au regard des enjeux socio-économiques, une étude approfondie, associant des approches géochimique et écotoxicologique, a été mise en place pendant 16 mois (mai 2000 à septembre 2001), au niveau de trois sites : FACEM, Eau Médoc et Bleu Médoc (*Figure 2*). Les cinétiques de bioaccumulation du cadmium (Cd) et de quatre autres métaux (zinc, Zn ; cuivre, Cu ; plomb, Pb ; mercure, Hg) ont été analysées dans trois espèces : l'huître creuse (*Crassostrea gigas*) ; la coque (*Cerastoderma edule*) ; la palourde (*Ruditapes philippinarum*).

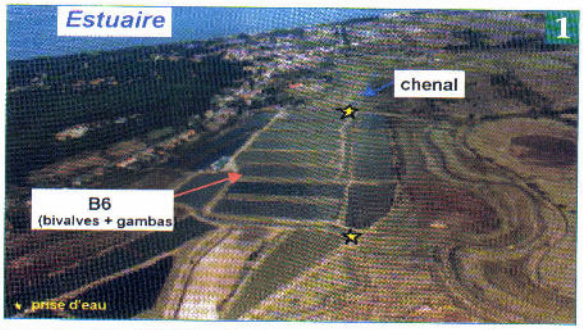


Figure 1 :
Ferme aquacole FACEM, sur le Marais du Conseiller (Le Verdon).

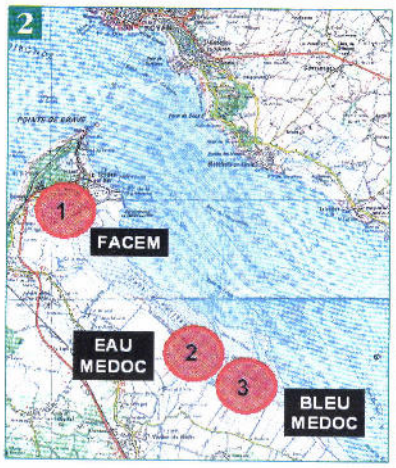


Figure 2 :
Localisation des trois sites d'étude dans les Marais du Nord-Médoc, sur la rive Sud de l'estuaire de la Gironde.

Parallèlement, les variations des conditions physico-chimiques et des niveaux de contamination des biotopes aquatiques (colonne d'eau, matières en suspension et sédiments) ont été étudiées. Compte-tenu des conditions d'exploitation sur chacun des trois sites, principalement concentrées sur la production de gambas, un bassin a été sélectionné par site et utilisé dans les conditions habituelles de production des crustacés. À titre comparatif, un bassin similaire sans gambas a été pris en compte sur la ferme "Bleu Médoc".

Le suivi des paramètres physico-chimiques montre des variations saisonnières prononcées (*Figure 3*). Les variations de la salinité reflètent à la fois la gestion des bassins et les conditions dans les eaux de la Gironde qui alimentent les bassins. Le pH varie autour de 8 (pH de l'eau de mer) avec des variations induites par l'activité biologique (photosynthèse et respiration) responsable d'un équilibre variable entre alcalinité et acidité. La concentration en O_2 dissous est inversement corrélée avec la température pour deux raisons : la solubilité de O_2 baisse quand la température augmente et la dégradation de la matière organique abondante dans ces bassins consomme de l'oxygène. Des profils verticaux de la concentration en oxygène dissous montrent une forte diminution en profondeur, avec des valeurs proche de zéro à l'interface eau-sédiment. Cette sous-oxygénation de la partie inférieure de la colonne d'eau est systématique en été et atteint des faibles saturations en O_2 (40 % à 30 cm du fond au niveau de la sonde) à la fin de la nuit. À part les variations saisonnières, les paramètres T,

O_2 et pH montrent un cycle diurne net, reflétant l'intensité du rayonnement solaire et les activités biologiques induites : la photosynthèse produit un maximum d'O_2 dans l'après-midi. La respiration consomme l'O_2 et produit du CO_2 ce qui explique les valeurs minimales de O_2 et du pH mesurées à la fin de la nuit. Les concentrations en cadmium dissous varient entre 20 ng l^{-1} et 150 ng l^{-1}, correspondant à la gamme de valeurs typiquement observées dans l'estuaire de la Gironde (indiquée par les traits oranges (*Figure 4*). Contrairement à l'estuaire, les variations en Cd dissous dans les bassins du Nord-Médoc ne sont pas directement liées à l'évolution de la salinité. On note une très forte concentration ponctuelle de ~370 ng l^{-1} en février 2001.

Les concentrations en Cd particulaire mesurées dans les sédiments des quatre bassins au début, au milieu et à la fin de l'expérimentation sont proches de 0,45 mg kg^{-1} dans toutes les profondeurs échantillonnées (*Figure 3*). Cette valeur

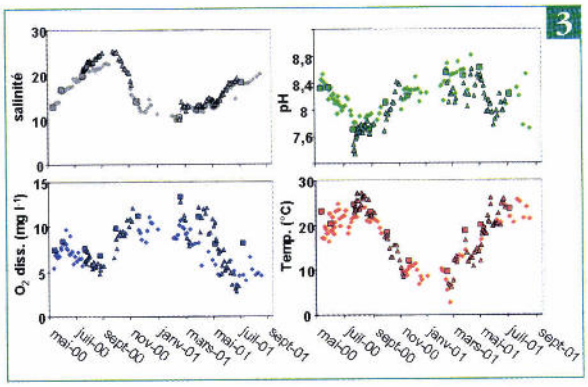


Figure 3 : Évolution saisonnière des paramètres physico-chimiques en surface (□,◊) et à mi-hauteur (Δ) de la colonne d'eau.

représente la partie de Cadmium non-désorbable dans les gradients de salinité et de redox. Les particules échantillonnées par des pièges dans la colonne d'eau montrent des concentrations similaires à celles du sédiment. Les concentrations en cadmium dans les matières en suspension (MES) échantillonnées par pompage/centrifugation sont nettement plus fortes que celles dans le sédiment et dans l'estuaire (*Figure 5*). Ces résultats suggèrent un scénario de recyclage de cadmium (ainsi que zinc, cuivre, plomb, nickel et mercure) introduit dans les bassins à partir de la Gironde. La combinaison de salinité, dégradation de la matière organique et conditions anoxiques au niveau du sédiment remobilise les métaux associés aux particules sédimentées. Ces métaux dissous libérés dans la colonne d'eau seront stabilisés par complexation et/ou adsorbés sur des particules en suspension, ce qui explique les fortes concentrations particulaires et dissoutes mesurés (*Figure 4*).

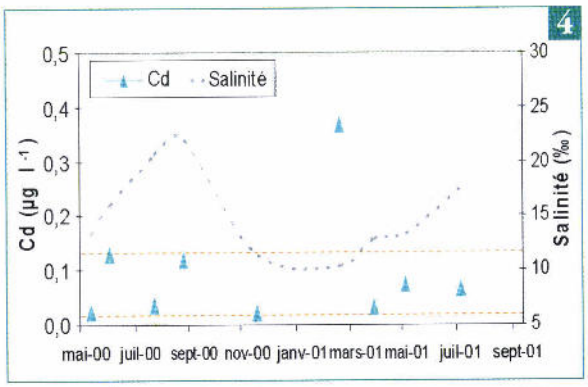


Figure 4 : Évolution saisonnière des concentrations en cadmium (Cd) dissous et de la salinité. Les traits en pointillé délimitent la gamme des concentrations typiquement observées dans la Gironde.

Les cinétiques de bioaccumulation des métaux dans les huîtres ont été étudiées sur deux périodes de 10 mois, correspondant à deux phases de transplantation de deux lots de naissain ; des lots d'huîtres ont été collectés tous les 40 jours. Pour les coques (populations autochtones) et les palourdes (populations importées), les organismes ont été placés dans des cages grillagées enfouies dans le sédiment, prélevées conjointement avec les poches d'huîtres. Sur chaque lot de bivalves, la croissance des organismes a été mesurée, parallèlement aux dosages des métaux dans le corps mou.

Les résultats obtenus mettent en évidence des différences très marquées entre les croissances des populations de bivalves, selon les sites : par exemple, le poids moyen du corps mou des huîtres est multiplié par 6 dans le bassin "Eau Médoc" et par 27 à la ferme "Bleu Médoc", après 10 mois de transplantation. Les dosages du cadmium dans les huîtres révèlent une accumulation importante du métal, les concentrations moyennes mesurées en fin de transplantation étant systématiquement supérieures à la norme de 5 µgCd/g (ps). La présence ou non de gambas dans les bassins exerce un effet significatif sur les niveaux de bioaccumulation : à la ferme "Bleu Médoc", les concentrations moyennes de cadmium sont 3,5 fois plus élevées en absence de gambas, les valeurs maximales atteignant 27 µg/g (*Figure 6*). Les études géochimiques montrent que cet effet "gambas" résulte d'une modification de la biodisponibilité du Cd, en relation notamment avec l'activité de bioturbation de ces organismes. Par contre, pour les coques et

Photo : © UMR EPOC - Université Bordeaux 1

les palourdes, qui vivent enfouies dans les strates superficielles des sédiments, les niveaux d'accumulation sont comparativement beaucoup plus faibles et nettement inférieurs à la norme en vigueur (*Figure 7*). Des résultats similaires ont été obtenus pour le cuivre et le zinc, deux métaux essentiels dont les concentrations sont très nettement supérieures à celles du cadmium, mais qui ne posent pas de problèmes au regard des risques liés à la consommation des trois espèces étudiées. Pour le mercure, les coques présentent les niveaux de bioaccumulation les plus élevés, mais ils demeurent très éloignés de la norme (2,5 µgHg/g, ps). Pour le plomb, les concentrations dans le corps mou sont également très faibles.

Si ce programme de recherche a mis en évidence la présence de cadmium dans les bassins du Nord-Médoc, via les apports estuariens, se traduisant par des niveaux de bioaccumulation dans les huîtres systématiquement supérieurs à la nouvelle norme de salubrité, les résultats obtenus sur les coques et les palourdes sont tout à fait compatibles avec une commercialisation de ces deux espèces. Ils ont ainsi permis d'obtenir en 2003 un classement en zone B (accréditation pour la production de bivalves fouisseurs) pour les trois fermes étudiées et pour le site de Charmail, illustrant l'intérêt et l'importance des recherches pluridisciplinaires mises en place en réponse à une demande sociétale finalisée.

Les marais du Nord-Médoc constituent un excellent "site-atelier", qui devrait permettre d'analyser, dans le cadre de recherches plus approfondies, les mécanismes mis en jeu d'un point de vue géochimique, écologique et écotoxicologique, parallèlement aux études réalisées sur le système estuarien. ●

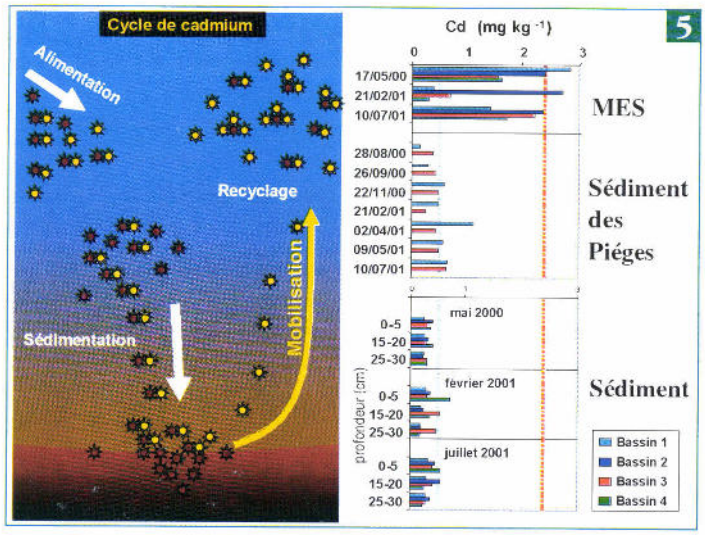


Figure 5 : Schéma du cycle de cadmium (Cd) et des concentrations en Cd particulaire dans le sédiment et les matières en suspension (MES) au début, au milieu et à la fin de l'expérimentation.

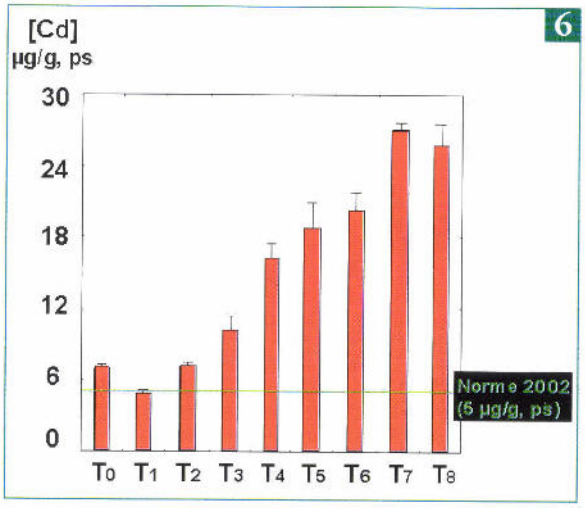


Figure 6 : Cinétique de bioaccumulation du cadmium dans le corps mou des huîtres (µgCd/g, poids sec) transplantées dans le bassin "sans gambas" au niveau de la ferme Bleu Médoc. T0 : mai 2000 ; T8 : mars 2001.

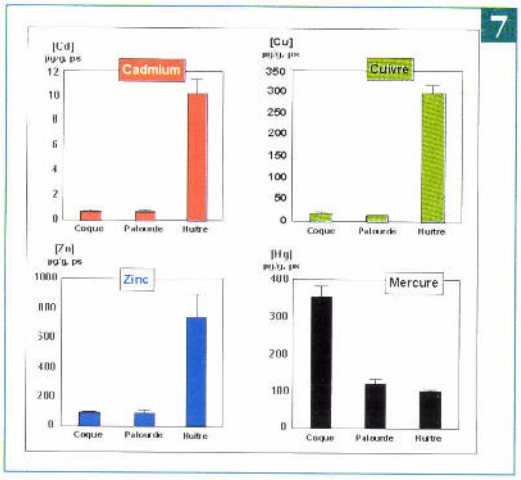


Figure 7 :

Comparaison entre les niveaux de bioaccumulation du cadmium (Cd), du cuivre (Cu), du zinc (Zn) et du mercure (Hg) dans le corps mou des trois espèces de bivalves étudiées (coque, palourde, huître), après 120 jours de transplantation au niveau de la ferme Bleu Médoc.

Approche économique du dommage causé par le cadmium à la conchyliculture dans l'estuaire de la Gironde.

Rédacteurs : Patrick POINT, Sébastien LAVAUD
(GRAPE-UMR 5113 CEEP Université Montesquieu-Bordeaux IV)

L'exercice proposé s'apparente à une étude d'impact avec une double dimension rétrospective et prospective. La dimension historique est essentielle puisque la pollution trouve son origine dans la création de l'usine de Viviez de la Société des Mines et Fonderies de la vieille montagne en 1871.

La chronologie de la pollution est étudiée par divers moyens sur des mesures physico-chimiques et sur des documents administratifs. À titre d'exemple, les mesures de concentration de cadmium dans un carottage avec une datation sommaire basée sur des comptages du Césium 137 présent dans ces mêmes sédiments apporte des éléments chronologiques (Audry et al., 2004). Il faut noter qu'avant l'année 1976, qui a vu la mise en place de la réglementation sur les installations classées, on dispose d'assez peu de documents.

La dimension historique doit être prise en compte également pour les activités affectées par la pollution. Ici les dommages à la conchyliculture qui fut une activité assez prospère dans l'estuaire sont pris en compte.

Pour développer une étude d'impact pertinente, il faut fixer le début de l'impact et l'état de référence. S'agissant de la conchyliculture, le début de l'impact n'est pas la date des premiers rejets polluants, mais celle à partir de laquelle, la pollution étant identifiée, l'on introduit des limites dans l'exercice de l'activité conchylicole.

La pollution a été mise en évidence en 1979. L'activité génératrice de pollution a été stoppée en 1988. Un arrêté préfectoral de 1996 classe l'estuaire en zone D. Il y est alors interdit de procéder à la récolte de coquillages, que ce soit pour la consommation humaine directe, pour le reparcage ou pour la purification. Il semble qu'un courrier du Ministère ait exclu ces activités dès 1990. Les dommages concernent l'ostréiculture telle qu'on la pratiquait de façon traditionnelle. Ils affectent des activités plus modernes et notamment le développement de fermes aquacoles dans le Nord-Médoc.

En l'absence d'un inventaire du potentiel à la date retenue comme origine de l'impact, Il faut reconstruire une situation de référence. Il est alors nécessaire de prendre en compte une série d'impacts qui ont précédé, du moins par leurs effets, celui lié à la contamination par le cadmium. Par exemple, rive droite, partant d'un potentiel ostréicole mesuré à l'apogée en 1968, il convient de faire la part des effets de l'épizootie de l'huître portugaise en 1970, puis d'évaluer le rôle joué par les travaux réalisés par le Port Autonome de Bordeaux au Verdon. Une exploitation de documents d'archive permet de fixer des ordres de grandeur. Une enquête (unique en France) réalisée en 1971 sur l'ostréiculture en Gironde apporte, de ce point de vue, des informations essentielles.

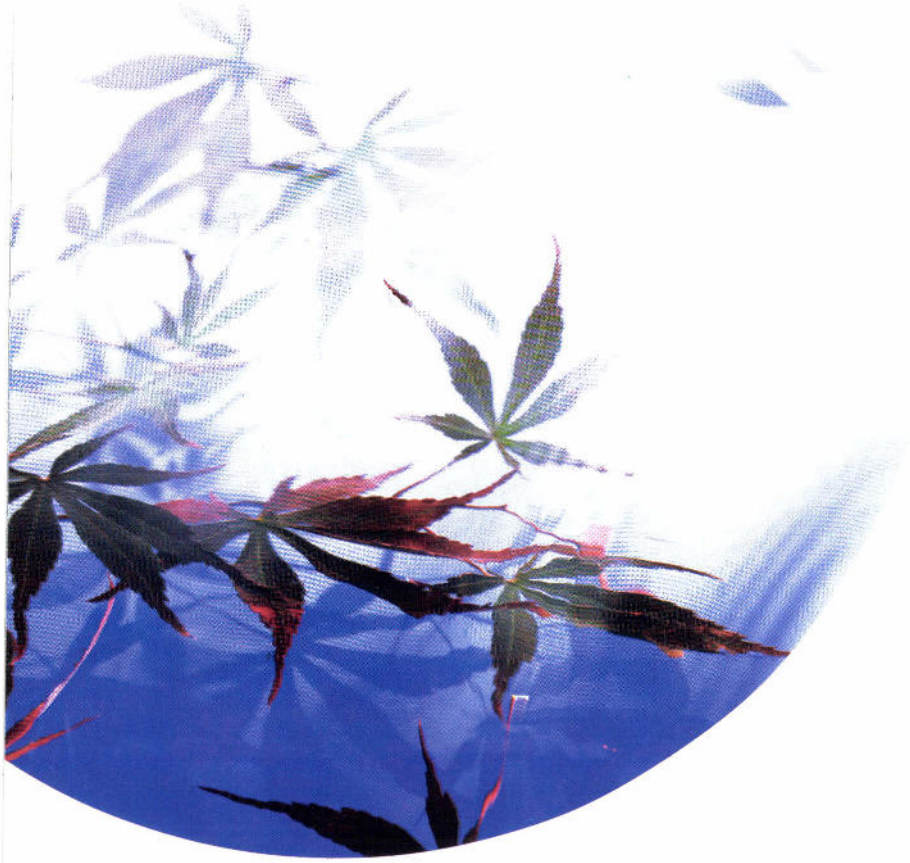
Toujours dans une logique d'étude d'impact, un autre paramètre essentiel est constitué par la durée de l'impact. S'agissant des effets sur le potentiel de bivalves fouisseurs (coques et palourdes) exploitable dans les fermes aquacoles, les travaux menés par les équipes de l'UMR EPOC de Bordeaux I ont permis de montrer qu'il n'y a pas de vulnérabilité à la contamination actuelle par le cadmium et un nouveau classement permet aux fermes de pratiquer cette activité. Par contre si le captage du naissain est possible, l'ostréiculture demeure proscrite. Un examen de l'évolution de la concentration de cadmium dans la chair de l'huître creuse en 3 points de mesure sur l'estuaire montre une

Photo : © UMR EPOC - Université Bordeaux 1

incontestable tendance à la baisse. À quelle date retrouvera-t-on, pour un protocole de mesure donné, une qualité sanitaire inférieure à la norme de 5 mg/kg p.s. ? Toute prévision sérieuse en la matière devrait reposer sur la construction d'un modèle explicatif de la décroissance observée. En l'absence d'un tel modèle, une approche statistique fait apparaître une très grande indétermination (de l'ordre d'une quarantaine d'année pour le point de mesure le plus amont). Même s'il est possible d'affiner encore l'approche statistique, il paraît indispensable de s'appuyer sur un modèle prenant en compte les processus qui sont à l'œuvre.

Sur ces bases, en capitalisant les pertes passées et en actualisant les pertes futures, on peut situer un ordre de grandeur du dommage subi par la conchyliculture. Un scénario non exagérément optimiste les estime à environ 12 millions d'euros. Cette valeur représente une année et demi de bénéfice net départemental pour la conchyliculture.

Photo : © brandXpictures - UMR EPOC - Université Bordeaux 1



Organisation et financement des opérations de recherche

ECOBAG, un réseau interrégional de recherche finalisée

Le groupement Environnement, Écologie et Économie du Bassin Adour-Garonne fédère les compétences de recherche des régions Aquitaine et Midi-Pyrénées dans le domaine de l'écologie et de la gestion des eaux continentales : ce pôle d'excellence regroupe 90 laboratoires et centres de recherche.
Son ambition est d'organiser, autour de la connaissance des bassins versants et des écosystèmes aquatiques, une recherche de qualité, autonome et utile au gestionnaire.

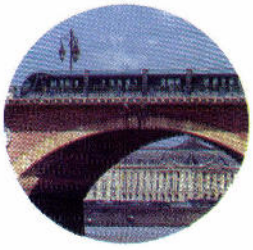
Cette action se développe autour d'une :

- dynamique collective créée au sein d'une communauté scientifique interdisciplinaire
- volonté de favoriser le transfert des connaissances
- élaboration de programmes scientifiques au service de la gestion intégrée de la ressource en eau.

Les axes thématiques des recherches mettent l'accent sur :

- le fonctionnement des milieux aquatiques dans toutes leurs composantes chimiques, biologiques ;
- les interactions nature/société et notamment celles mises en jeu dans des systèmes de gestion des milieux ;
- un diagnostic des estuaires de la Gironde et de l'Adour.

C'est dans ce contexte qu'a été élaboré un programme qui a bénéficié du soutien financier de l'Union Européenne, de l'Agence de l'Eau Adour-Garonne, de l'Etat ainsi que des régions Aquitaine et Midi-Pyrénées.



Le programme comporte 33 opérations de recherche réparties selon 7 thèmes :

> **Bilan et impact des matières au niveau du Bassin Adour-Garonne**
Coordonnateur..... Henri ETCHEBER..... Université Bordeaux I

> **Fonctionnement de l'estuaire de l'Adour et de l'hydrosystème des Nives**
Coordonnateur..... Gilles BAREILLE..... Université Pau et Pays de l'Adour

> **Diagnostic du fonctionnement de l'écosystème de l'estuaire girondin**
Coordonnateur..... Gérard BLANC..... Université Bordeaux I

> **Hydroécologie du Bassin de la Garonne**
Coordonnateurs..... José Miguel SANCHEZ PEREZ..... Université Paul Sabatier Toulouse
..... François DELMAS..... CEMAGREF - Cestas

> **Analyses sociologiques des conditions d'optimisation des dispositifs de gestion d'eau**
Coordonnateur..... Denis SALLES..... Université Toulouse le Mirail

> **Poissons migrateurs sur les Bassins Garonne et Adour**
Coordonnateur..... Paul GONTHIER..... CEMAGREF - Cestas

> **Recherches interdisciplinaires**
Coordonnateur..... Philippe VERVIER..... ECOBAG - Toulouse

Le présent cahier fait partie d'une série de quatre éditée par l'Agence de l'Eau en 2005 en 1200 exemplaires chacun.
Exemplaires disponibles auprès d'Ecobag, des Régions Aquitaine et Midi-Pyrénées et de l'Agence de l'Eau Adour-Garonne (90 rue du Férétra 31078 Cedex 4).

Photos : © BrandXpictures - ECOBIOP-INRA - Jean Kardacz - CEMAGREF - LEH - UMR EPOC - Université Bordeaux 1 - Didier Taillefer/SMEAG

ECOBAG Programme de recherche

Laboratoires et contacts

> TGM-UMR 5805 EPOC

Équipes "Traceurs Géochimiques et Minéralogiques"
Université Bordeaux 1
Avenue de Facultés - 33405 TALENCE Cedex
E-mail : g.blanc@epoc.u-bordeaux1.fr

> LEESA-UMR 5805 EPOC

Laboratoire d'Écophysiologie et Écotoxicologie des Systèmes Aquatiques
Université Bordeaux 1
Place du Docteur B. Peyneau - 33120 ARCACHON
E-mail : a.boudou@epoc.u-bordeaux1.fr

> EPMA-CEMAGREF Bordeaux

Unité de recherche "Écosystèmes estuariens et Poissons Migrateurs Amphihalins"
50 avenue de Verdun - 33612 CESTAS Cedex
Tel : 05 57 89 08 07 - Fax : 05 57 89 08 01
E-mail : paul.gonthier@cemagref.fr

> LOB-UMR 5805 EPOC

Laboratoire d'Océanographie Biologique
Université Bordeaux 1
2 rue du Professeur Jolyet - 33120 ARCACHON
E-mail : b.sautour@epoc.u-Bordeaux1.fr

> GRAPE-UMR 5113 CEEP

Groupe de Recherche en Analyse et Politique Économiques
Université Montesquieu-Bordeaux IV
Avenue Léon Duguit - 33608 PESSAC
E-mail : point@u-bordeaux4.fr

Pilote du thème :
Gérard Blanc
Université Bordeaux I

CONSEIL RÉGIONAL MIDI-PYRÉNÉES
Liberté • Égalité • Fraternité
PRÉFECTURE DE LA RÉGION MIDI-PYRÉNÉES
RÉGION AQUITAINE