



**HAL**  
open science

# Etude intégrée de l'effet des apports amont et locaux sur le fonctionnement de la Garonne estuarienne (ETIAGE) : Rapport de synthèse année 4 Avril 2013 - Mars 2014

Mario Lepage, H. Etcheber

## ► To cite this version:

Mario Lepage, H. Etcheber. Etude intégrée de l'effet des apports amont et locaux sur le fonctionnement de la Garonne estuarienne (ETIAGE) : Rapport de synthèse année 4 Avril 2013 - Mars 2014. *irstea*. 2014, pp.76. hal-02605344

**HAL Id: hal-02605344**

**<https://hal.inrae.fr/hal-02605344>**

Submitted on 16 May 2020

**HAL** is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



# ETude Intégrée de l'effet des Apports amont et locaux sur le fonctionnement de la Garonne Estuarienne (ETIAGE)



**Rapport année 4 : Avril 2013 – Mars 2014**

Editeurs : M. Lepage et H. Etcheber

Lepage M. et Etcheber H., 2014. Etude intégrée de l'effet des apports amont et locaux sur le fonctionnement de la Garonne estuarienne (ETIAGE). **Rapport de synthèse année 4**, Avril 2013-Mars 2014, Bordeaux. Laboratoire EPOC, Université de Bordeaux, Etude IRSTEA n°181, 76p.

# Introduction

Face aux problèmes connus dans l'estuaire de la Gironde :

- une sous-oxygénation locale des eaux dans la partie fluviale de l'estuaire, pouvant engendrer des phénomènes épisodiques d'anoxie et de blocages migratoires des populations biologiques,
- une contamination polymétallique affirmée dont le cadmium est l'élément le plus représentatif, mais qui concerne aussi Zn, Cu, As et Hg, affectant les populations biologiques avec des incidences socio-économiques réelles,
- des teneurs en micro-polluants organiques parfois préoccupantes,

le programme ETIAGE a été mis en place avec pour objectif de répondre aux questions suivantes :

- **que représentent les apports des effluents de la Communauté Urbaine de Bordeaux (CUB) par rapport à ceux venant de l'amont en termes de charge organique et de micro-polluants ?**
- **quels rôles sur le devenir des effluents jouent la présence du bouchon vaseux et la stagnation résiduelle des eaux (déplacement net entre mouvement de flot et de jusant) au niveau de l'estuaire fluvial amont en période d'étiage estival ?**
- **réciroquement, à quels moments et jusqu'où s'étend l'impact de ces effluents sur la qualité des eaux de la Garonne estuarienne ?**
- **quelles incidences des effluents sur le comportement des populations biologiques en place ou migratoires dans la Garonne estuarienne ?**
- **quelle tendance évolutive va connaître l'oxygénation des eaux ? Quel sera l'impact sur le comportement des micro-polluants et des populations biologiques ?**
- **quelles recommandations de gestion pourraient être préconisées à partir de la synthèse des pressions exercées sur les eaux de la Garonne estuarienne ?**

Le programme est divisé en 5 axes, dont les bilans de travail sont présentés axe par axe pour l'année 4, couvrant la période Avril 2013 – Mars 2014 :

- 1 caractérisation et rôle respectif des apports organiques amont et locaux sur l'oxygénation des eaux de la Garonne estuarienne;**
- 2 caractérisation et flux des contaminants organiques (classiques et émergents) dans les eaux de la Garonne estuarienne;**
- 3 étude des apports métalliques dans les eaux de la section garonnaise de l'estuaire de la Gironde;**
- 4 approche de l'impact des conditions physico-chimiques affectant la masse d'eau estuarienne garonnaise sur les cortèges biologiques;**
- 5 synthèses des pressions et des impacts caractérisant les eaux de la Garonne estuarienne. Recommandations de gestion.**

Tous les axes ont été abordés et leurs pourcentages d'avancement sont livrés dans cette introduction, l'axe 5 devant faire l'objet d'un rapport spécifique, proposant une synthèse scientifique du programme et des recommandations de gestion pour le futur.

	<b>Pourcentages d'avancement de l'Axe 1</b>			
	Avril 2010 – Mars 2011	Avril 2011 – Mars 2012	Avril 2012 – Mars 2013	Avril 2013 – Mars 2014
Action 1	50%	80%	100%	100%
Action 2	20%	70%	90%	100%
Action 3	30%	70%	100%	100%
Action 4	0%	0%	100%	100%
Action 5	0%	30%	60%	100%

	<b>Pourcentages d'avancement de l'Axe 2</b>			
	Avril 2010 – Mars 2011	Avril 2011 – Mars 2012	Avril 2012 – Mars 2013	Avril 2013 – Mars 2014
Action 1	10%	50%	100%	100%
Action 2	0%	20%	80%	100%
Action 3	0%	20%	80%	100%
Action 4	0%	10%	40%	100%
Action 5	0%	10%	50%	100%

	<b>Pourcentages d'avancement de l'Axe 3</b>			
	Avril 2010 – Mars 2011	Avril 2011 – Mars 2012	Avril 2012 – Mars 2013	Avril 2013 – Mars 2014
Action 1	35%	70%	85%	100 %
Action 2	5%	15%	20%	100%
Action 3	10%	30%	60%	100%
Action 4	0%	20%	50%	100 %
Action 5	0%	30%	50%	100%
Action 6	30%	30%	70%	100%
Action 7	0%	40%	100%	100%

	<b>Pourcentages d'avancement de l'Axe 4</b>			
	Avril 2010 – Mars 2011	Avril 2011 – Mars 2012	Avril 2012 – Mars 2013	Avril 2013 – Mars 2014
Action 1	40%	70%	100%	100%
Action 2	10%	50%	70%	100%
Action 3	10%	50%	80%	100%
Action 4	30%	60%	80%	100%

	<b>Pourcentages d'avancement de l'Axe 5</b>			
	Avril 2010 – Mars 2011	Avril 2011 – Mars 2012	Avril 2012 – Mars 2013	Avril 2013 – Mars 2014
Action 1	0%	0%	10%	100%
Action 2	0%	0%	0%	100%
Action 3	0%	0%	0%	100%

L'ensemble complet des résultats obtenus au bout de l'Année 4 sera donc présenté de la façon suivante :

- **un rapport synthétique d'avancement, axe par axe, résumant de façon concise les résultats majeurs obtenus durant cette quatrième année du programme ETIAGE;**
- **un addendum où sont exposées : la valorisation scientifique des travaux faits pour l'ensemble des axes et, réparties dans une série d'annexes, les parutions scientifiques écrites (ou en cours d'écriture) concernant ces recherches;**
- **un troisième rapport entièrement dédié à l'axe 5, qui fait office de synthèse scientifique des recherches menées dans ce programme.**

Si les recherches faites dans les axes 1 et 2 ont été menées à leur terme, il n'en est pas de même dans les axes 3 (pollutions métalliques) et dans l'axe 4 (action 2 : cortèges biologiques des composantes planctoniques et benthiques). Toutes les données sont acquises, mais nécessitent quelques interprétations complémentaires, en cours d'écriture, qui feront l'objet d'un très bref rapport synthétique et qui font partie des 2 thèses de V. Deycard et F. Dindinaud, dont les intitulés et les prévisions de soutenance sont donnés ci-après.

- **Deycard Victoria (2014)**. Etude de la réactivité et l'efficacité de rétention des éléments traces métalliques dans les stations d'épuration de Bordeaux et leurs apports métalliques dans les eaux de la section Garonnaise de l'estuaire de la Gironde (ETIAGE). Thèse de l'Université Bordeaux 1, spécialité biogéochimie et écosystème, à soutenir Janvier 2015.

- **Dindinaud François (2014)**. Approche intégrée des conditions physico-chimiques affectant les cortèges biologiques de la partie fluviale de l'estuaire de la Gironde. Thèse de l'Université Bordeaux 1, spécialité biogéochimie et écosystème, à soutenir Février 2015.

Si l'ensemble des thèses prévues dans ce programme (au nombre de 4) sont soutenues à l'échéance de plusieurs mois entre elles, ceci est simplement dû au fait que tous les axes n'ont pas, pour diverses raisons évoquées dans le rapport Année 2, débuté simultanément.

Précisons enfin que :

- concernant l'Axe 4 (actions 1 et 3), les résultats majeurs ont été résumés dans les rapports synthétiques Années 2 et 3 ;
- concernant l'Axe 5, ne seront consignées dans ce rapport synthétique Année 4, que les actions menées par GEO-Transfert;
- la synthèse scientifique et les recommandations de gestion utiles pour le futur, concernant aussi l'Axe 5, font l'objet du troisième rapport.

# **AXE 1**



**Caractérisation et rôle respectif des apports organiques amont et locaux sur l'oxygénation des eaux de la Garonne estuarienne**

**Avril 2013 – Mars 2014**



**A. Lanoux (Doctorante), H. Etcheber (CNRS), P. Anschutz (Pr), G. Abril (CNRS), S. Schmidt (CNRS), A. Sottolichio (MdC), N. Savoye (Ing.)**

## **1) Contexte scientifique et objectifs de l'étude**

Connues de longues dates, des sous-oxygénations des eaux de la Garonne estuarienne ont épisodiquement lieu autour du site de la Communauté Urbaine de Bordeaux (CUB), où les apports des effluents de ce grand centre urbain jouent vraisemblablement un rôle majeur, surtout en période estivale où les débits fluviaux sont faibles (stagnation consécutive des eaux dans l'estuaire) et les températures des eaux élevées (Abril et al, 1999, 2000, 2002 ; Etcheber et al, 2007). **Alors que les sources et les estimations des apports organiques fluviaux venus de la Garonne amont ont été soigneusement et longuement étudiés** (Etcheber et al, 2007 ; Lemaire et al, 2002; Schäfer et al, 2002; Veyssy et al, 1999), peu de connaissances ont été rassemblées sur la MO d'origine anthropique, notamment urbaine, dans l'estuaire de la Gironde.

**Mieux connaître la qualité de la fraction organique liée aux effluents de la CUB, ses flux, son comportement dans le milieu aquatique naturel et son impact éventuel sur ce milieu est la finalité de cet axe de recherche, avec pour objectifs premiers de répondre aux questions suivantes :**

- **Quelle part des flux de fraction organique transitant dans les eaux de la Garonne autour de Bordeaux représente celle des rejets de la ville ?**
- **Quels processus majeurs affectent ce matériel ? Quel rôle joue le bouchon vaseux sur le devenir de ce matériel et, réciproquement, quel impact ont les processus de dégradation de la MO liée aux rejets sur l'oxygénation des eaux de la Garonne ?**
- **Quelles informations peut-on en déduire concernant la hiérarchie des facteurs forcants influant sur les teneurs en O<sub>2</sub>?**

Répondre à ces questions sera un outil précieux pouvant aider à la gestion des émissions d'effluents en Garonne sur le site de la CUB, d'autant plus que cet axe de recherche est directement lié avec les quatre autres : les comportements des micropolluants organiques (classiques ou dit « émergents ») et métalliques, ainsi que l'ensemble de la biota (dans son comportement global, y compris sa réponse à ces contaminants) sont, à des degrés divers, liés à la qualité de l'eau estuarienne, dont son taux d'oxygénation.

Concernant l'AXE 1, 5 actions sont prévues :

- **Action 1 : Etude de la charge organique des effluents de la CUB arrivant en Gironde.**
- **Action 2 : Effet du bouchon vaseux sur le devenir de la fraction organique des effluents de la CUB.**
- **Action 3 : Impact des apports organiques des effluents sur l'oxygénation des eaux de la Gironde au niveau de la CUB et relations avec les apports organiques des effluents.**
- **Action 4 : Comparaisons avec d'autres systèmes estuariens.**
- **Action 5 : Etude du devenir des effluents organiques : utilisation des traceurs isotopiques et moléculaires.**

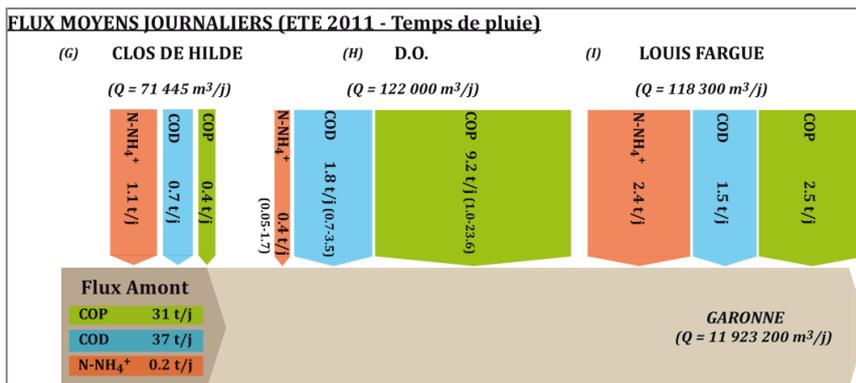
Les résultats majeurs brièvement présentés ici font suite à ceux de la troisième année (Avril 2012-Mars 2013) et portent sur les actions 1 à 5.

## 2) Principaux résultats

### **Action 1 : Etude de la charge organique des effluents de la CUB arrivant en Gironde** (Avancement 100%).

- Aucun nouveau bilan n'a été proposé durant cette Année 4, tous les résultats concernant cette action, présentés dans le rapport Année 3, ayant été rassemblés dans le manuscrit de thèse d'A. Lanoux : (Caractérisation et rôle respectif des apports organiques amont et locaux sur l'oxygénation des eaux de la Garonne estuarienne), thèse soutenue le 16 Juillet 2013.

- Il ressort clairement de ces résultats que les apports en COP (Carbone Organique Particulaire, associé à des Matières En Suspension, MES) ne sont conséquents qu'en temps de pluie, lors de phénomènes de by-pass importants, et qu'ils peuvent alors représenter une part non négligeable des flux de COP issus de l'amont, avec la particularité d'afficher un très fort potentiel de dégradation, susceptible d'engendrer de fortes consommations d'O<sub>2</sub> dans les eaux estuariennes, ce qui n'est pas le cas du matériel organique issu de l'amont. Les apports en COD (Carbone Organique Dissous) sont encore très inférieurs à ceux provenant de l'amont, en terme de flux, mais, ici aussi, le caractère très dégradable de ce carbone lié aux effluents en fait un matériel potentiellement très consommateur d'O<sub>2</sub> dans les eaux estuariennes.



*Figure 1 : Flux moyens journaliers en COP, COD et NH<sub>4</sub><sup>+</sup> parvenant en Garonne via les STEP de Clos de Hilde et de Louis Fargue, ainsi que des DO lors de l'été 2011 en TP.*

- Si l'on considère les flux d'ammonium, liés aux apports d'effluents en temps normal ou en temps de pluie, on considère qu'ils sont toujours très supérieurs à ceux issus de l'amont et sont en conséquence la cause majeure des appels d'O<sub>2</sub> très conséquents engendrés dans les eaux en période d'étiage, comme précisé dans l'action 3.

- Enfin, trop peu de données ont empêché de confirmer, de façon certaine, que les nouveaux traitements effectués à la STEP de Louis Fargue vont permettre d'abaisser considérablement les taux d'ammonium émis par cette STEP, mais cela devrait être le cas et ne peut qu'avoir un impact salutaire sur l'oxygénation des eaux de la Garonne estuarienne en période d'étiage prononcé.

### **Action 2: Effet du bouchon vaseux sur le devenir de la fraction organique des effluents de la CUB** (Avancement 100%).

- Les dernières expériences menées sur les études de respiration et d'incubation, visant à suivre le devenir des effluents dans le milieu estuarien à court et à moyen terme, ont confirmé que les taux de respiration mesurés étaient proportionnels à la quantité de matériel d'effluents présents dans nos mélanges et non à la quantité de MES du bouchon vaseux.

- Toutefois, des manipulations faites sur l'étude de l'évolution des teneurs en COD d'effluents, mélangés avec des charges croissantes de MES du bouchon vaseux, montrent que le COD est plus intensément dégradé et de façon plus rapide quand la concentration en MES augmente, confirmant des résultats antérieurs (Rupp, 2006).

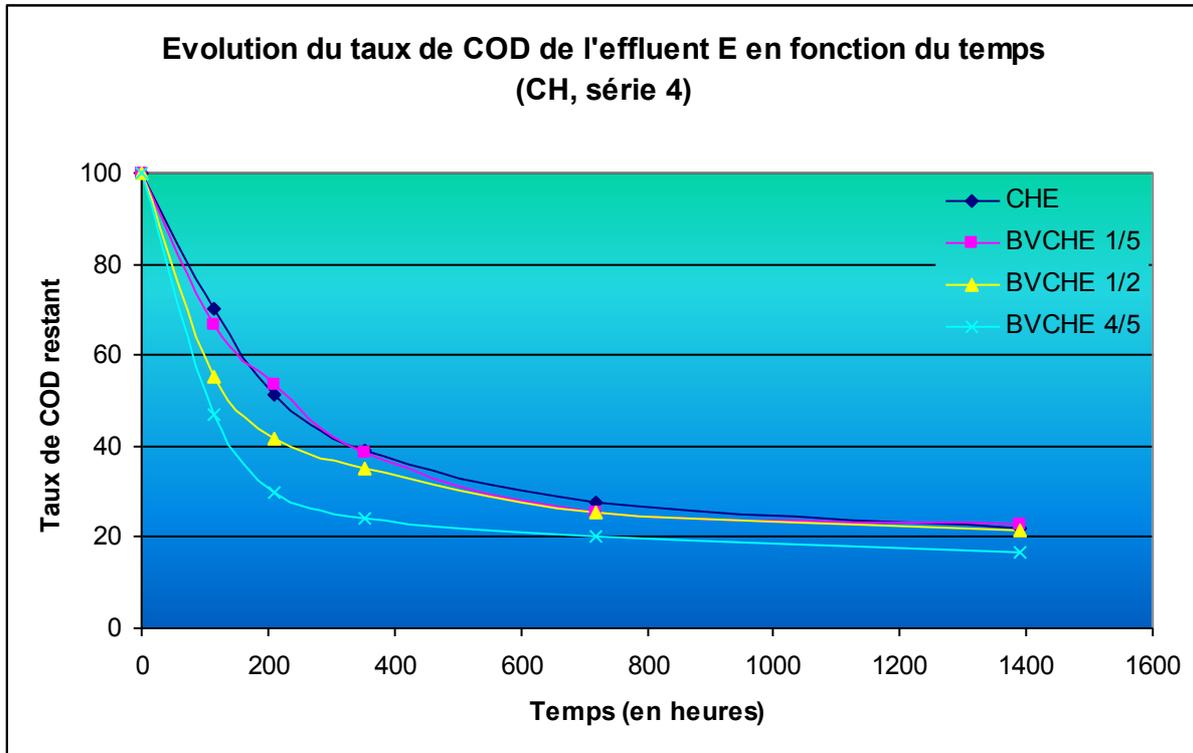


Figure 2 : évolution des teneurs en COD d'échantillon d'effluent en faisant varier les proportions Effluents /Teneurs en MES du bouchon vaseux.

De tels résultats, en apparence contradictoire, suggèrent que nos approches méthodologiques présentent des limites et ne peuvent pas retranscrire en terme de bilan réel, ce qui se passe dans les eaux de la Garonne : d'un côté, le bouchon vaseux et ses bactéries associées décomposent le matériel organique dégradé contenu dans les effluents d'autant plus intensément et rapidement que les teneurs en MES sont élevées ; de l'autre, les mesures de respirométrie, faites *in vitro* dans nos mélanges effluents/MES du bouchon vaseux, montrent des taux plus élevés quand l'abondance d'effluents est forte indépendamment des teneurs en MES.

Comme la variabilité des teneurs en MES est excessivement forte dans les eaux estuariennes en présence du bouchon vaseux, il paraît très présomptueux de démontrer précisément à quelle vitesse se décompose la charge organique des effluents de la CUB dans ces eaux.

- Enfin, des mesures de respirométrie, faites quasi-simultanément *in situ* à Libourne et Bordeaux, où une hypoxie prononcée était observée, ont révélé des taux plus élevés à Bordeaux, témoignages de la présence en ce lieu de matières dégradables susceptibles de se décomposer et consommer de l'oxygène en abondance (Commarieu, 2007). Une telle observation n'a pas été confirmée durant les années du programme ETIAGE, simplement du fait que durant cette période aucune mesure critique des teneurs en O<sub>2</sub> des eaux n'a été relevée à Bordeaux.

**Action 3 : Impact des apports organiques des effluents sur l'oxygénation des eaux de la Gironde au niveau de la CUB et relations avec les apports organiques des effluents** (Avancement 100%)

De l'analyse des données d'oxygène dissous contenu dans les eaux de la Garonne estuarienne aux alentours de la zone urbaine de la CUB, les facteurs influents sur ces teneurs sont clairement ressortis ( Lanoux, 2013; Lanoux et al, 2013) :

- une température des eaux élevée ( $> 24-25^{\circ}\text{C}$ ) ;
- de faibles débits fluviaux ( $100-200 \text{ m}^3/\text{s}$ ), générant la présence du bouchon vaseux (teneurs en MES élevées);
- apports locaux d'effluents urbains, plus ou moins riches en matières biodégradables (selon traitement ou by-pass), générant de fortes consommations d' $\text{O}_2$  lors de leur dégradation;
- de petits coefficients de marée, imposant de faibles oscillations amont-aval des masses d'eaux autour de Bordeaux, favorisent alors l'intensité du phénomène hypoxique.

Si, en 2005 et 2006, les étiages estivaux ont généré des hypoxies, mesurées et définies comme très prononcées, on peut penser qu'en 2003 (année de la canicule, en totale absence de données) ces phénomènes ont dû atteindre des records dans cette zone urbaine de la Garonne estuarienne. La succession des années 2003-2005-2006 a très probablement fortement affecté les populations biologiques de ce milieu, comme peuvent en témoigner les études faites sur les aloses (rapport synthétique Année 3, Axe 4, action1).

**Action 4 : Les comparaisons avec d'autres systèmes estuariens** (Avancement 100%).

- Pour des raisons techniques (rapport Année 3, Axe1), il s'est révélé impossible de procéder à des mesures de respiration-incubation sur des échantillons des estuaires de la Loire et de la Seine, comme sur ceux de la Garonne.

- De façon très nette, il apparaît que des épisodes hypoxiques apparaissent, chaque année, avec plus ou moins d'intensité, sur ces trois estuaires (Servais et Garnier, 2006 ; Etcheber et al, 2007; Foussard et Etcheber, 2011) durant l'étiage estival (débits faibles, température des eaux élevées).

- En Garonne, le phénomène reste centré sur Bordeaux (effet des effluents + présence du bouchon vaseux et faible oscillation des eaux).

- En Seine, il se produit hors du contexte bouchon vaseux, mais dans une zone soumise à des apports de grands centres urbains (Paris, Rouen). Ainsi aux alentours de Rouen, dans une zone où, en étiage, l'écoulement des masses d'eau est réduit, suite à de faibles oscillations amont-aval des eaux (effet de la marée), ces dernières peuvent s'enrichir en effluents au fil des jours. Toutes les décisions récentes visant à réduire les apports en  $\text{NH}_4^+$  ont immédiatement été suivies d'une amélioration drastique de l'oxygénation des eaux.

- Enfin, en Loire, suite à des apports organiques très élevés d'origines diverses (apports conséquents des bassins versants amont avec une source terrigène, de la Loire fluviale et même estuarienne, dus à des blooms phytoplanctoniques très forts), la part de la charge organique des effluents de Nantes est moins sensible. De plus, à Nantes, la présence du bouchon vaseux est moins affirmée qu'à Bordeaux, les eaux y circulent mieux et, en conséquence, les apparitions saisonnières d'hypoxie, très prononcées, ont lieu en aval de Nantes, dans le centre de l'estuaire, où réside longuement le bouchon vaseux.

**Action 5 : L'étude du devenir des effluents organiques : utilisation des traceurs isotopiques et moléculaires** (Avancement 100%).

- Comme précisé dans le rapport Année 3, l'étude des isotopes d'azote et de carbone a aidé à saisir la part de fraction organique due aux effluents dans le matériel particulaire. Mais, l'échantillonnage trop réduit sur lequel ces paramètres ont été mesurés, ne permet pas de généraliser la portée des résultats enregistrés, par manque de perception de la variabilité spatio-temporelle de ces derniers. En bref, la fraction organique liée aux effluents n'est sensible qu'à proximité de la CUB. Elle devient à peine détectable dès les environs du Bec d'Ambès, où la MO d'origine pédologique des bassins versants de la Garonne, à fort caractère réfractaire, est nettement majoritaire.

- L'analyse du COD des effluents par spectrofluorimétrie (étude des fluorophores de ce matériel) a permis de cerner les composés contenus (substances humiques, matériel ancien ; matériel récent ; composés de type protéique liés à l'activité bactérienne). Si les indices étudiés permettent de différencier le COD des eaux de Garonne de celui des STEP, dans ces dernières, il est délicat de percevoir les transformations du carbone récent en acides humiques. Des études complémentaires devront être menées, en gardant à l'esprit que des mesures de polluants associés à ce matériel organique dissous permettraient de mieux cerner la pollution associée aux effluents dans les eaux de la Garonne estuarienne.

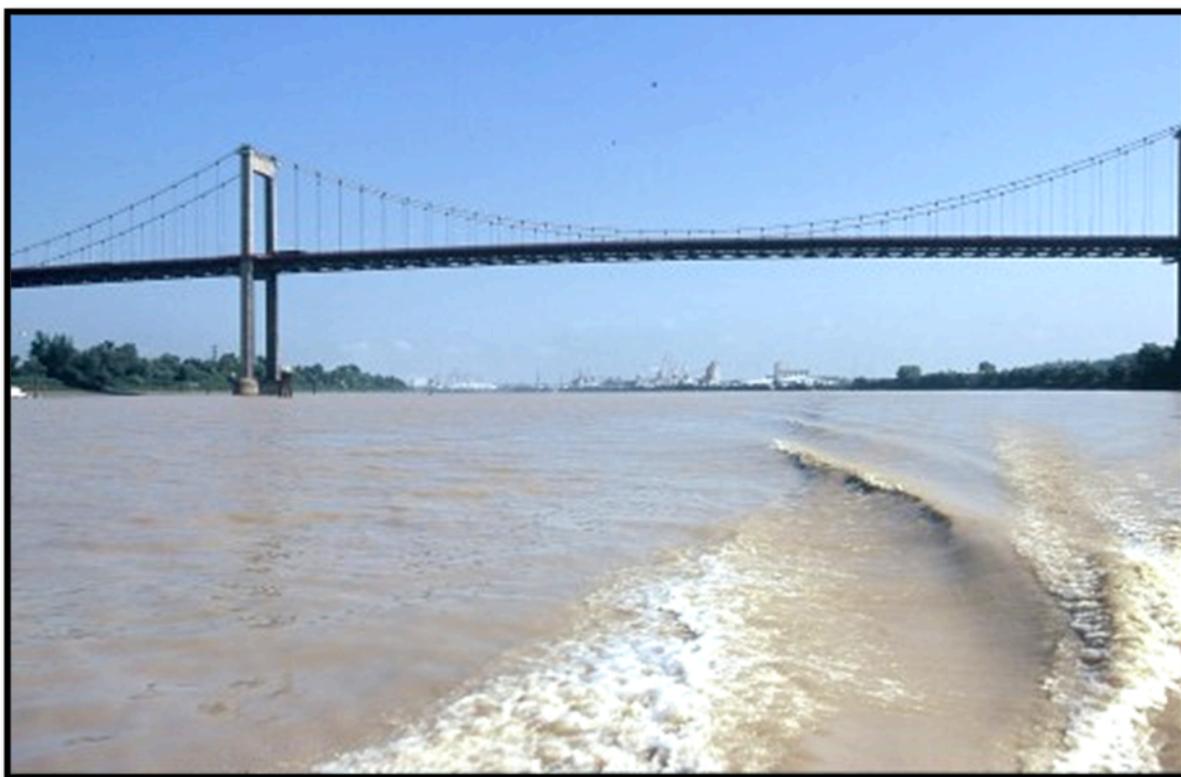
### 3) Avis scientifiques et préconisations

- De ces recherches, le rôle majeur joué par les effluents de la CUB sur l'oxygénation des eaux de la Garonne estuarienne ressort très clairement, faisant que les apparitions sporadiques d'hypoxie restent cantonnées à cette zone de l'estuaire, la Gironde proprement dite étant traversée de masses d'eaux très bien oxygénées.
- Au niveau local, il importe donc, en conditions critiques (températures des eaux élevées, débits fluviaux faibles), de bien gérer les émissions d'effluents (phases de rétention programmables ; émissions préférentielles en période de jusant ; recherches de meilleurs traitements des eaux usées, ...).
- En Garonne amont, il est impératif de maintenir un soutien d'étiage raisonnable ( car très coûteux), mais surtout de prendre des décisions impératives conduisant à mieux gérer la consommation d'eau fluviale (la notion de partage de l'eau est incontournable).
- Enfin, questions connaissances, il paraît nécessaire, très prochainement, de mieux cerner le devenir de la fraction organique dissoute des effluents et de quantifier les émissions de  $\text{NH}_4^+$  sortant de Louis Fargue, après les transformations effectuées dans cette STEP, pour saisir les bienfaits de ces aménagements sur la qualité des eaux estuariennes.
- Précisons qu'une thèse sur la modélisation de l'oxygène dans l'estuaire est en cours (EPOC/LYRE). De plus, des recherches plus poussées sur la comparaison des trois estuaires Seine-Loire-Garonne (IRSTEA/ONEMA) doivent aussi apporter un éclairage nouveau sur la cyclicité des hypoxies dans ces milieux.

#### 4) Références

- Abril G.**, Etcheber H., Le Hir P., Bassoullet P., Boutier B. et Frankignoulle M. (1999). Oxic/anoxic oscillations and organic carbon mineralization in an estuarine maximum turbidity zone (The Gironde, France). *Limnology and Oceanography*, 44: 1304-1315.
- Abril G.**, Riou S., Etcheber H., Frankignoulle M., De Wit R. et Middelburg J.J. (2000). Transient, tidal time-scale Nitrogen transformations in an estuarine turbidity maximum-fluid mud system (The Gironde, France). *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 50: 703-715.
- Abril G.**, Nogueira M., Etcheber H., Cabeçadas G., Lemaire E. et Brogueira M.J. (2002). Behaviour of organic carbon in nine contrasting European estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 54: 241-262.
- Commarieu M.-V.**, 2007. Oxygénation des eaux dans un estuaire hyper turbide (Gironde) : observation in situ, expérimentation et modélisation. Thèse Université Bordeaux 1, n° 3536, spécialité biogéochimie de l'environnement, 20 Décembre 2007.
- Etcheber H.**, Taillez A., Abril G., Garnier J., Servais P., Moatar F. et Commarieu M.-V. (2007). Particulate organic carbon in the estuarine turbidity maxima of the Gironde, Loire and Seine estuaries: origin and lability. *Hydrobiologia*, 588: 245-259.
- Foussard V.** et Etcheber H. (2011). Proposition d'une stratégie de surveillance des paramètres physico-chimiques pour les estuaires de la Seine, de la Loire et de la Gironde. Rapport programme BEEST, 70 pp.
- Gorse L.** (2010). Bilan des entrées de matières dans l'estuaire de la Loire. Rapport de stage de M2, Université Bordeaux1, 31pp., Juin 2010.
- Lanoux A.** (2013). Caractérisation et rôle respectif des apports organiques amont et locaux sur l'oxygénation des eaux de la Garonne estuarienne. Thèse de l'Université Bordeaux 1, n° 4830, spécialité biogéochimie et écosystème, soutenue le 16 Juillet 2013.
- Lanoux A.**, Etcheber H., Schmidt S., Sottolichio A., Chabaud G., Richard M. et Abril G. (2013). Factors contributing to hypoxia in a highly turbid, macrotidal estuary (the Gironde, France). *Environmental Science: Processes & impacts*, 15, 585-595.
- Lemaire E.**, Abril G., De Wit R. et Etcheber H. (2002). Phytoplankton pigments in nine European estuaries: implications for an estuarine typology. *Biogeochemistry*, 59: 5-23.
- Rupp M.** (2006). Potentiel de dégradation de la matière organique des effluents de station d'épuration. Impact des eaux estuariennes. Rapport de stage de M2, Juin 2006.
- Schäfer J.**, Blanc G., Lapaquellerie Y., Maillet N., Maneux E. et Etcheber H. (2002). Ten-years observation of the Gironde tributary fluvial system: fluxes of suspended matter, particulate organic carbon and cadmium. *Mar. Chem.*, 79 : 229-242.
- Servais P.** and Garnier J. (2006). Organic carbon and bacterial heterotrophic activity in the maximum turbidity zone of the Seine estuary (France), *Aquat.Sci.*, 68: 78-85.
- Veyssey E.**, Etcheber H., Lin R.G., Buat-Menard P. et Maneux E. (1999). Seasonal variation and origin of Particulate Organic Carbon in the lower Garonne River at La Reole (southwestern France). *Hydrobiologia*, 391: 113-126.

# **AXE 2**



**Caractérisation et flux des contaminants organiques  
(classiques et émergents)  
dans les eaux de la Garonne estuarienne**

**Avril 2013 – Mars 2014**



Y.Aminot (Doctorant), H.Budzinski (CNRS), E.Parlanti (CNRS),  
K.Lemenach (Ingénieur)

## 1) Contexte scientifique et objet de l'étude

La Garonne estuarienne est un milieu sensible, réceptacle ultime drainant un bassin versant de 56 000 km<sup>2</sup>. La contamination quasi-généralisée des eaux de surface par différentes familles de micropolluants organiques comme l'estuaire de la Seine (résultats du programme Seine-Aval) ainsi que le peu de données existantes sur l'estuaire de la Gironde a justifié la nécessité de documenter la contamination de la Garonne estuarienne. Il s'agissait, selon les 5 actions définies dans cet axe, de :

- **Action 1 : déterminer les contaminants organiques dans les effluents de la CUB arrivant en Garonne**
- **Action 2 : étudier le comportement de ces composés dans le bouchon vaseux**
- **Action 3 : comprendre les flux échangés et les approcher par échantillonnage passif**
- **Action 4 : comprendre les particularités du système estuarien girondin par comparaison avec d'autres systèmes estuariens**
- **Action 5 : étudier le transfert vers les organismes et approcher le risque écotoxicologique.**

A noter que l'étude a été approfondie pour les contaminants émergents étudiés dans le cadre d'un travail de thèse et que les autres contaminants ont fait l'objet d'un suivi moins fin.

## 2) Principaux résultats

**Action 1 : déterminer les contaminants organiques dans les effluents de la CUB arrivant en Garonne**

### Médicaments :

Les rendements d'élimination des stations d'épuration de la CUB ont été calculés en partenariat avec les spécialistes de l'épuration du CIRSEE, principal centre de R&D de Suez environnements. Les règles de calcul définies permettent l'évaluation des performances des Stations d'Épuration (STEP) pour 42 médicaments. Celles-ci s'étendent d'une quasi-élimination (paracétamol 99 % à CH, ibuprofène 90 % à CH) à une relative persistance (carbamazépine 15 % à CH, oxazépam 7 % à CH). Le classement du nombre de molécules dans les catégories d'élimination < 30, 30-70 et > 70 % permet la comparaison des performances des STEP et de leurs procédés d'épuration. Il en ressort que le traitement primaire élimine faiblement les composés ce qui se traduit par de plus faibles performances

globales de la STEP Louis Fargue (bypass des boues activées du moins avant la rénovation de la station).

Un travail prospectif a également été mené par analyse non ciblée (spectrométrie de masse haute résolution hybride quadripôle – temps de vol, LC-QTOF). La complexité moléculaire des effluents urbains a pu être mise en évidence : si 53 médicaments ont été suivis dans ces travaux, plus de 7000 signaux ont été détectés en entrée de station d'épuration contre 4000 dans les effluents de sortie montrant malgré tout une élimination du moins qualitative.

#### **Filtres UV :**

Six filtres UV ont été recherchés dans les effluents d'entrée et de sortie de la STEP Clos de Hilde. En raison de l'adsorption probable des composés sur la tuyauterie et les contenants en plastique des préleveurs automatiques, un échantillonnage ponctuel spécifique a été conduit (à  $11 \pm 1$  h pendant 3 j consécutifs en début de chaque mois, pendant 6 mois). En entrée de STEP, les composés d'intérêt ont été quantifiés à des concentrations supérieures à  $100 \text{ ng.L}^{-1}$  pour les octocrylène, oxybenzone et EHMC. En sortie de STEP, les concentrations sont de 30 à 70 % inférieures à celles de l'effluent d'entrée, suggérant une élimination lors des traitements. L'hydrophobie de ces molécules laisse à penser qu'ils peuvent être adsorbés dans les boues. L'étude saisonnière indique un apport estival supérieur en avobenzène, octocrylène et oxybenzone (augmentation des concentrations d'un facteur 1,6 à 3,4).

#### **Pesticides :**

Le suivi de la contamination en pesticides des stations d'épuration Clos de Hilde et Louis Fargue, de mai 2012 à mars 2013 a permis déterminer les 8 pesticides majoritairement présents (parmi les 60 recherchés) dans les eaux d'entrée et de sortie. Il s'agit de 2 herbicides (terbutryne et diuron) et de 2 fongicides (carbendazime et propiconazole), potentiellement présents dans des peintures antisalissure ou dans des produits de protection du bois, de 2 insecticides (fipronil et imidaclopride), utilisés comme antipuces et anti-termite et de 2 produits de dégradation, le fipronil sulfone (produit de dégradation du fipronil) et la 2-hydroxy-atrazine (produit de dégradation de l'atrazine). Les résultats obtenus pour la station Louis Fargue et la station Clos de Hilde ne semblent pas les discriminer : les valeurs médianes des concentrations sont équivalentes et aucune saisonnalité tranchée n'est observée. Les concentrations observées en sortie sont équivalentes à celles observées en entrée, ce qui suggère que les traitements des 2 stations ne sont pas efficaces pour l'élimination des pesticides. A noter cependant que les concentrations en terbutryne semblent diminuer au fur et à mesure des traitements, mais uniquement pour la station Clos de Hilde (Figure 1).

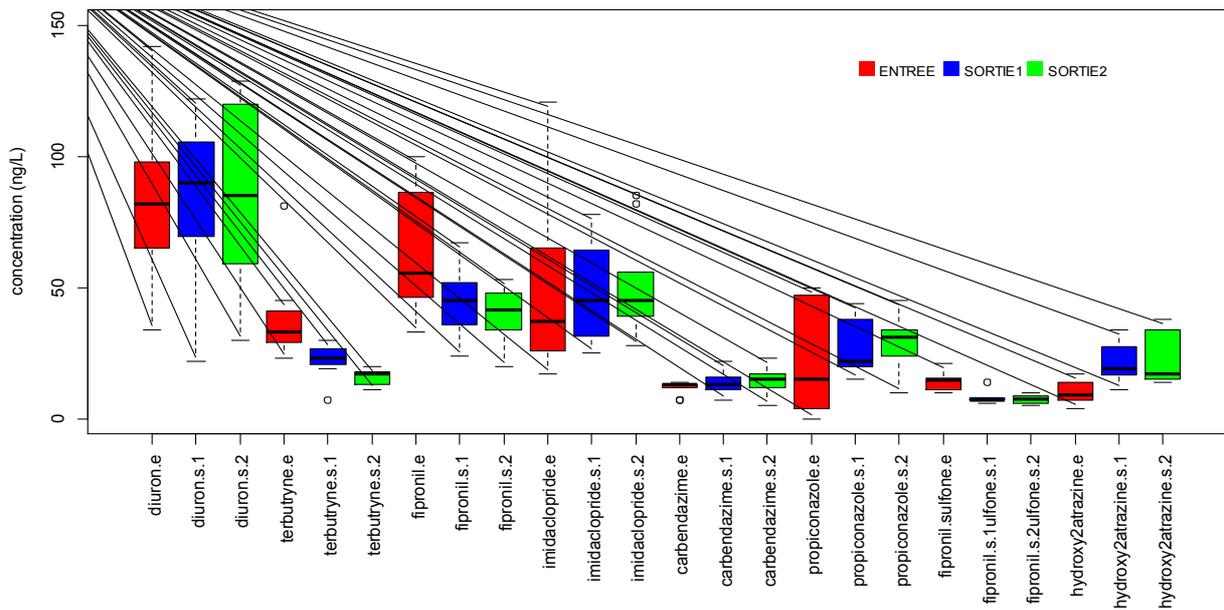


Figure 1 : Concentrations (ng.L-1) en entrée, sortie 1 et sortie 2 de la station Clos de Hilde (mai 2012 - mars 2013)

**Action 2 : étudier le comportement de ces composés dans le bouchon vaseux**

**Médicaments :**

L'examen des rapports de concentrations entre les composés (oxazépam et sotalol, Figure 2) et un traceur considéré comme conservatif (ou tout du moins moins dégradé), la carbamazépine, met en évidence une dégradation saisonnière dans l'estuaire affectant la majorité des composés. Les rapports sont maximums aux périodes de fort débit fluvial (hiver-printemps) et minimaux en période d'étiage, lorsque les temps de résidences dans les eaux sont maximaux suggérant un rôle non négligeable de dégradation du bouchon vaseux.

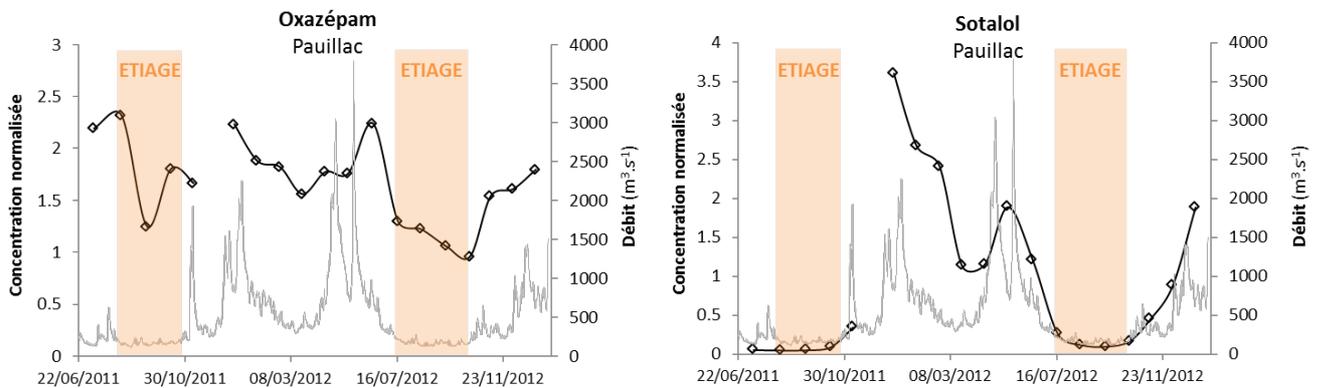


Figure 2 : Rapports de concentration composé sur carbamazépine à Pauillac (concentrations mesurées par POCIS)

**Action 3 : comprendre les flux échangés et les approcher par échantillonnage passif**

**Médicaments :**

Les taux de détection par molécule ont été calculés pour les 91 échantillons du suivi estuaire. Seules 5 molécules (oxazépam, acébutolol, carbamazépine, cétirizine, disopyramide) sont détectées systématiquement dans tous les échantillons, 17 ne l'étant jamais. Les taux de détection par site sont détaillés Figure 3.

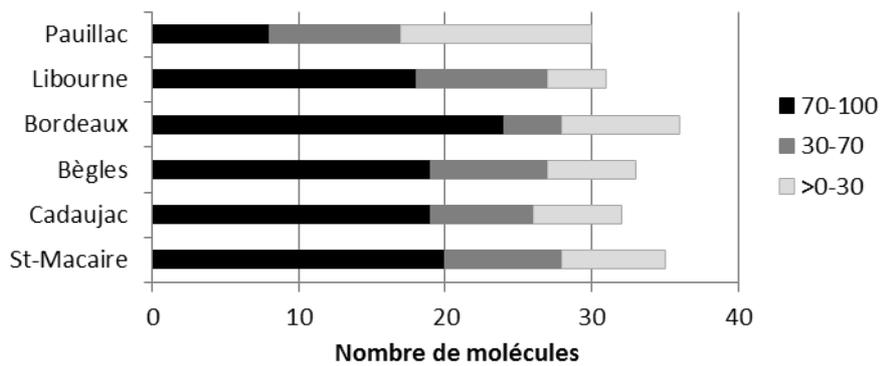


Figure 3 : Nombre de molécules détectées par gamme de taux de détection (%) par point de prélèvement (sur les 53 analytes du protocole). Les molécules jamais détectées ont été exclues de la gamme 0-30.

Les taux de détection les plus élevés sont rencontrés à Bordeaux avec 24 molécules détectées dans plus de 70 % des échantillons tandis que Pauillac est le site aux plus faibles taux de détection avec 8 molécules entrant dans cette catégorie. L'étendue des concentrations médianes va de la LD à près de 100 ng.L<sup>-1</sup> (Figure 4).

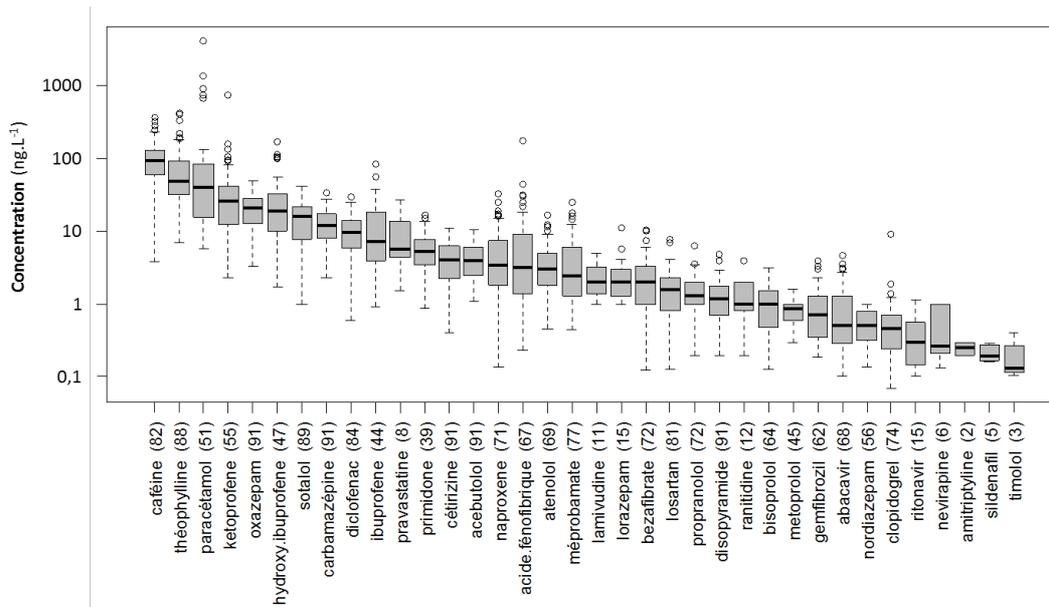


Figure 4 : Concentrations mesurées sur l'ensemble des échantillons de la Gironde. Le nombre de mesures est indiqué pour chaque molécule entre parenthèses. Les valeurs inférieures à la LQ ont été exclues.

Trois échantillonnages effectués en mars-avril 2012 aux trois sites amont de l'estuaire (La Réole sur la Garonne, Pessac-sur-Dordogne et Guîtres sur l'Isle) ont permis de déterminer les flux entrants par produit des concentrations mesurées et des débits enregistrés. La proportion des flux des affluents est présentée Figure 5.

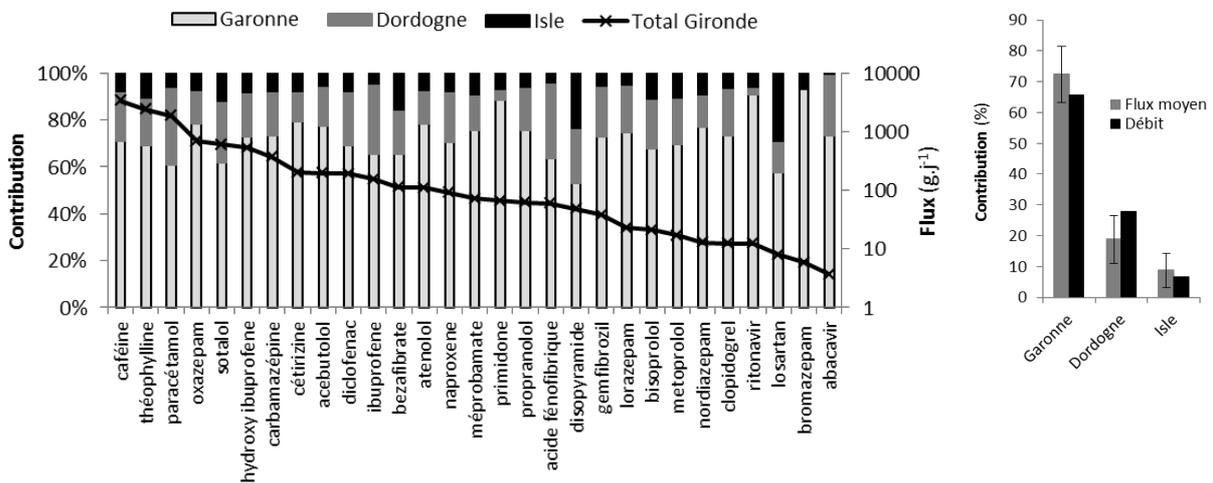
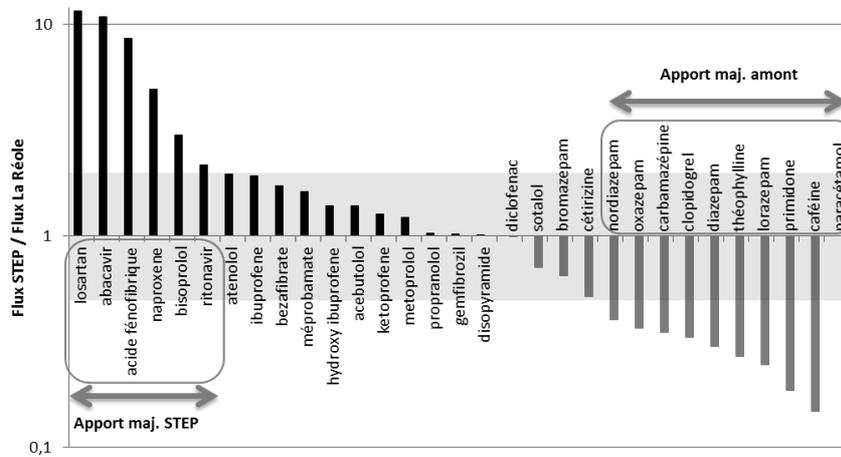


Figure 5 : Contribution au flux total entrant en Gironde de l'Isle, de la Dordogne et de la Garonne pour chaque molécule détectée, à gauche, et pour la moyenne des molécules, à droite.

La Garonne contribue en moyenne à plus de 70 % du flux en médicaments entrant dans la Gironde, dans les mêmes proportions que sa contribution au débit. Peu de différences de contribution relative sont observées entre les molécules, il n'est pas possible de choisir une molécule-traceur pour chaque masse d'eau entrant dans le système. La contamination en médicaments est donc ubiquiste et généraliste.

L'importance relative de l'apport des effluents de l'agglomération bordelaise par rapport à ceux de l'amont a été évaluée par le rapport du flux moyen sortant des STEP de l'agglomération sur le flux apporté par la Garonne (Figure 6). Les molécules au rapport supérieur à 1 ont pour principale source dans l'estuaire les effluents urbains de la CUB.



**Figure 6 : Rapport du flux moyen sortant des STEP de la CUB par temps sec au flux moyen entrant dans l'estuaire à La Réole lors de la campagne de mars-avril 2012. La zone grisée correspond à l'intervalle [0,5 , 2].**

L'apport des STEP est donc majoritaire pour plus de la moitié des composés, jusqu'à un facteur 10 pour le losartan ou l'abacavir.

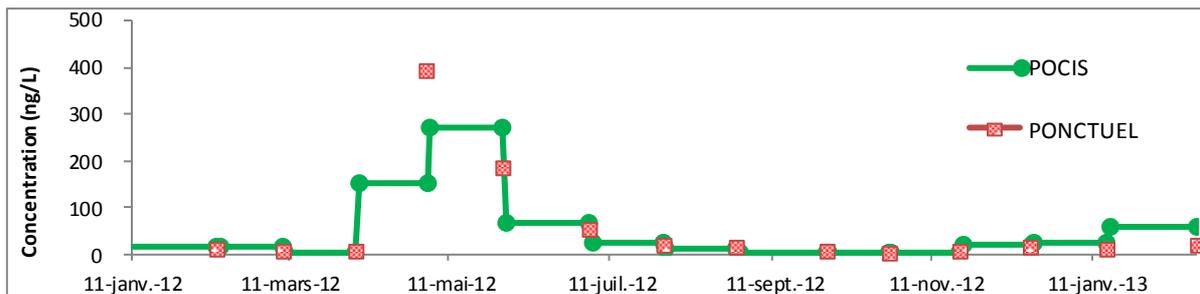
**Filtres UV :**

Les filtres UV ont fait l'objet d'une calibration par échantillonneurs passifs POCIS en vue de leur étude dans l'estuaire. Les résultats indiquent que les POCIS dotés de membrane en PES (porosité 0,1 µm) ne sont pas adaptés à ces molécules puisqu'une phase de latence de 2 à 5 j a été observée. Dans les POCIS équipés d'une membrane en Nylon de porosité 30 µm, les analytes n'ont pas présenté cette latence et l'accumulation est restée linéaire sur 7 j. Cette version adaptée est donc prometteuse pour l'échantillonnage passif de ces molécules.

A l'exception du 4-MBC, les filtres UV ont été quantifiés en Gironde jusqu'à près de 100 ng.L<sup>-1</sup> par échantillonnage ponctuel. L'application des POCIS-Nylon en Gironde a permis de détecter les composés mais une inadéquation entre les mesures par échantillonnage ponctuel et passif (jusqu'à un facteur 10) nécessite de plus amples travaux.

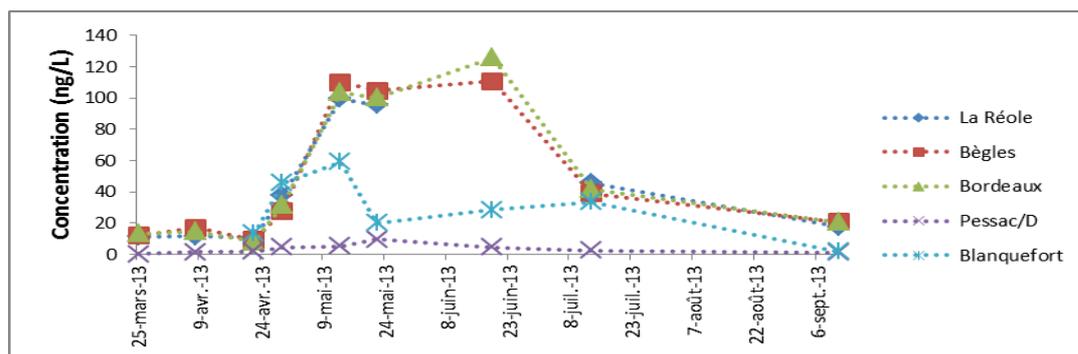
**Pesticides :**

Le suivi de l'estuaire de la Gironde pour les pesticides par échantillonnage ponctuel de la période de mars 2012 à février 2013 avait montré la prédominance des pesticides issus de la culture du maïs (métolachlore et métabolites) et la variabilité des niveaux de concentration pendant les périodes d'épandage, avec un pic de contamination en métolachlore à 395 ng.L<sup>-1</sup> obtenu le 02 mai 2012. A Bordeaux, la comparaison de ces résultats avec ceux obtenus par échantillonnage passif (Figure 7) confirme cette observation avec une concentration moyenne maximale obtenue pour la période du 2 au 31 mai 2012.



**Figure 7 : Concentrations ng.L-1 en métolachlore au site de Bordeaux obtenues par prélèvements ponctuels et échantillonnage passif de type POCIS**

Ce pic de concentration en métolachlore a également été observé pour le suivi de mars à septembre 2013 mais avec une intensité moins importante qu'en 2012 : la concentration maximale mesurée était de 126 ng.L<sup>-1</sup> (le 19 juin 2013). Les sites de La Réole, Bègles et Bordeaux affichent des concentrations comparables tandis que les concentrations en métolachlore au site de Blanquefort sont globalement 2 fois plus faibles et celles au site de Pessac/Dordogne ne dépassent pas 10 ng.L<sup>-1</sup> (Figure 8)



**Figure 8 : Evolution des concentrations (ng.L-1) en métolachlore (mars-septembre 2013)**

Pour cette même période, l'étude du fipronil montre des tendances différentes (Figure 9). C'est au site de Blanquefort (Jalle de Blanquefort) que les concentrations maximales sont le plus souvent observées, puis au site de Bordeaux. Or le fipronil est une molécule utilisée en milieu urbain et présente dans les eaux de sortie de station d'épuration (cf. Action 1). Pour chacun des sites, les pics de concentration sont obtenus pour les prélèvements du 13 juillet (période de faible débit du fleuve).

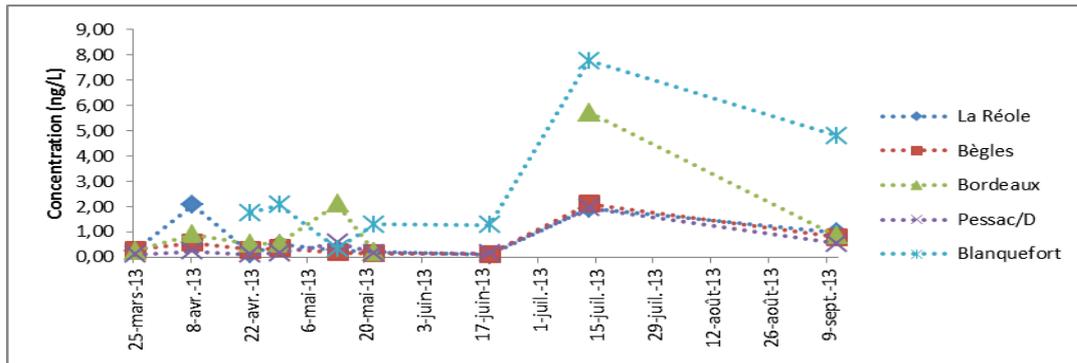
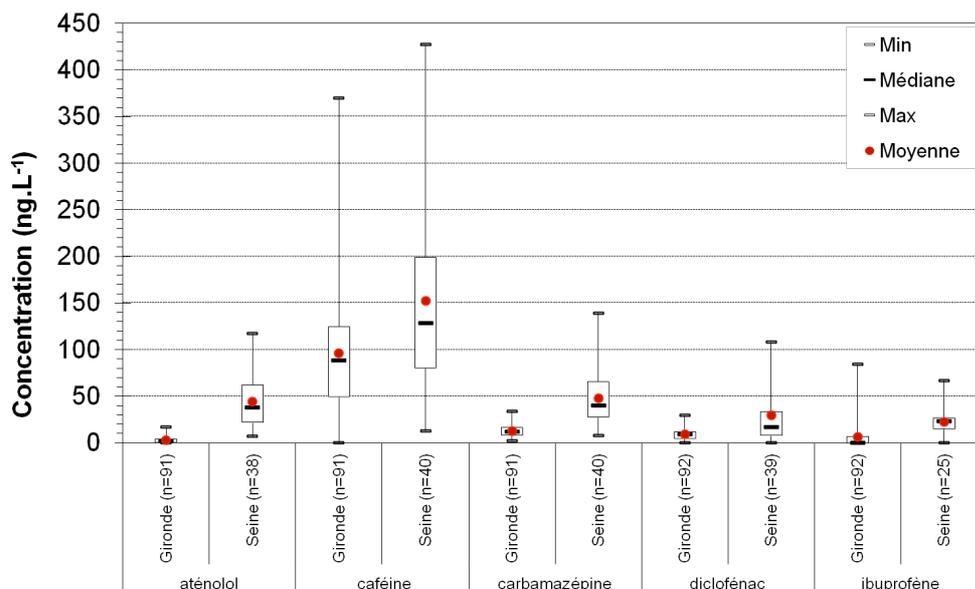


Figure 9 : Evolution des concentrations (ng.L<sup>-1</sup>) en fipronil (mars-septembre 2013)

Ces observations semblent illustrer 2 grandes tendances : celle d'un pesticide issu de l'agriculture, le métolachlore, majoritairement présent aux sites impactés par l'agriculture (La Réole, Bordeaux et Bègles) dont les concentrations sont maximales au moment des épandages, et celle d'un pesticide provenant du milieu urbain, le fipronil, majoritairement présent aux sites directement impactés par un rejet de station d'épuration (Blanquefort et Bordeaux) dont les concentrations sont maximales en période de faible débit.

**Action 4 :** *comprendre les particularités du système estuarien girondin par comparaison avec d'autres systèmes estuariens*

L'estuaire de la Gironde comparé à l'ensemble des autres grands estuaires de la façade atlantique présente des niveaux de concentrations en substances pharmaceutiques relativement faibles (Figure 10). Si l'on considère comme molécule de référence la carbamazépine pour comparer les niveaux de contamination des différents estuaires français, l'estuaire de la Gironde ressort comme l'un des moins impactés par les substances pharmaceutiques avec l'Adour (Tableau 1). Ceci s'explique par le fait que la source principale des médicaments dans les eaux de surface sont les rejets de STEP (Ashton et al., 2004 ; González Alonso et al., 2010). La population vivant sur le bassin versant d'un fleuve va donc conditionner l'importance des rejets de STEP. Ces rejets, corrélés au débit vont donc influencer la contamination en substances pharmaceutiques d'un fleuve. La Gironde présente l'un des bassins versant les moins peuplés comparé à la seine ou au Rhin. La Figure 10 montre une comparaison des concentrations en estuaire de la Gironde et en Estuaire de Seine réalisé sur les mêmes périodes. Elle démontre que la Seine est plus impactée que la Gironde par les substances pharmaceutiques, d'un facteur 2 à 14 (Tableau 1).



**Figure 10 : Comparaison des concentrations en substances pharmaceutiques retrouvées en estuaire de Seine et en estuaire de la Gironde sur la période 2011 – 2012 (ng.L<sup>-1</sup>)**

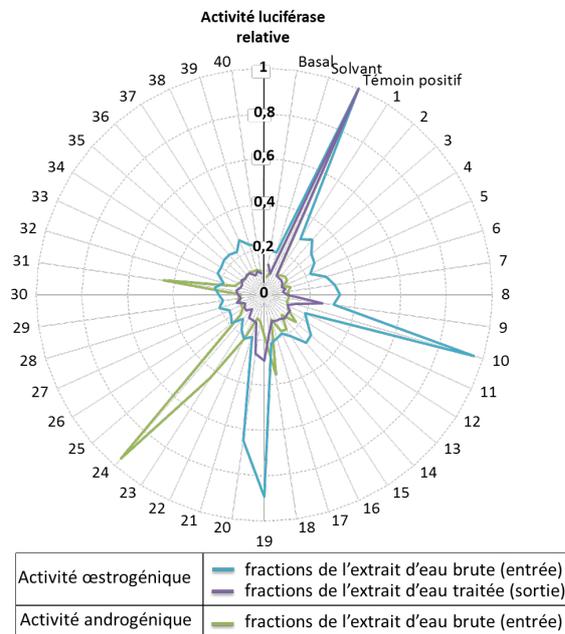
**Tableau 1 : Concentrations en carbamazépine retrouvée dans les différents estuaires de la cote atlantique (ng.L<sup>-1</sup>)**

	Période d'étude	Débit (m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup> )	Nombre d'habitants sur le bassin versant (millions)	Carbamazépine (ng.L <sup>-1</sup> )	référence
Adour (France)	2005	150	1	<1 - 8	Togola (2006)
Gironde (France)	2005	540	3	<1 - 13	Togola (2006)
Gironde (France)	2011-2012	540	3	2 - 34	cette étude
Seine (France)	2011	415	17,5	26-105	Budzinski et al. (2012)
Seine (France)	2005	415	17,5	3 - 164	Togola (2006)
Douro (Portugal)	2007-2008	443	-	0,4 -178	Madureira et al. (2010)
Loire (France)	2005	835	12	<1 - 228	Togola (2006)
Rhin(France)	2002-2008	2170	58	26-500	ter Laak <i>et al.</i> (2010)

**Action 5 : étudier le transfert vers les organismes et approcher le risque écotoxicologique.**

Comme énoncé dans le rapport de l'année 3, une analyse dirigée par l'effet (*Effect Directed Analysis*, EDA) a été effectuée sur un extrait d'eaux entrée et de sortie de la station de Clos de Hilde. Les échantillons d'eau ont été moyennés sur 24h (prélèvement en Janvier 2013) et montrent une activité œstrogénique et androgénique. Dans cette étude, l'analyse est dirigée par des tests *in vitro* basés sur l'activation de gènes rapporteurs codant pour une enzyme, la luciférase. Les extraits biologiquement actifs ont été divisés en 40 fractions. Le profil biologique de ces dernières est présenté en Figure 11. Pour l'activité androgénique, l'extrait d'eau d'entrée de STEP montre trois fractions actives (la fraction 38, 24 et 31), la fraction 24 expliquant 25% de l'activité de l'ensemble des fractions. Pour l'échantillon de sortie de STEP qui présente une activité androgénique faible (10 ngDHT-EQ.L<sup>-1</sup>), aucune des 40 fractions obtenues n'a été détectée active. Concernant l'activité œstrogénique, trois fractions ont entraîné une réponse cellulaire, les fractions 10, 19 et 20 pour l'extrait d'entrée de STEP et les

fractions 9, 19 et 20 pour l'extrait d'eau traitée de sortie. Des similitudes dans le profil biologique sont observées entre les deux extraits notamment sur les fractions 19 et 20. L'activité œstrogénique de ces mêmes fractions suggère la persistance de composés hormono-mimétiques dans l'effluent de STEP même si, au même titre que l'activité androgénique, la réponse œstrogénique est bien moindre dans l'eau traitée que dans l'eau brute.



**Figure 11 : Profil biologique des fractions obtenues pour les extraits d'eau d'entrée et de sortie de la station de Clos de Hilde. Les résultats sont exprimés en activité relative par rapport à l'activité induite par le composé de référence, le 17 $\beta$ -œstradiol pour l'activité œstrogénique et la dihydrotestostérone pour l'activité androgénique.**

Ce résultat confirme que le traitement des eaux de la STEP permet de réduire la présence de composés ayant des activités androgéniques et œstrogéniques dans la phase dissous (activités en lien avec les modèles cellulaires utilisés). Ce pouvoir épurateur est également illustré avec la fraction œstrogénique n°10 qui n'induit pas de réponse cellulaire pour l'extrait d'eau traitée mais montre une activité pour l'extrait d'eau non traitée. Néanmoins, il apparait une différence notable entre les deux profils œstrogéniques. La fraction 9 de l'effluent possède une activité, à la différence de celle de l'extrait d'eau d'entrée de STEP. Ce constat peut refléter la présence de produits de transformation plus actifs que les composés parents qui seraient générés par le procédé de traitement de la STEP. Une seconde hypothèse peut également être établie. La séparation des composés pouvant légèrement varier d'un extrait à l'autre par des effets matriciels, l'activité œstrogénique de la fraction 9 d'eau traitée peut être induite par les mêmes composés présents dans la fraction 10 qui est active dans l'extrait d'eau d'entrée de STEP. Ces hypothèses peuvent être vérifiées par la recherche des composés présents en utilisant les analyses chimiques.

Durant cette année 4, l'identification des molécules présentes dans les fractions actives a été initiée par une analyse non ciblée basée sur la spectrométrie de masse haute résolution (LC-QTOF). Les premiers résultats d'identification montrent la présence de diverses familles de composés comme des dérivés du cholestérol produit par la bile (acide cholique, acide déoxycholique), la présence d'un métabolite de médicament (acide célécoxib carboxylique),

un anti-hypertenseur (valsartan) et un phyto-œstrogène (daidzéine). Ce dernier, le daidzéine est un perturbateur endocrinien connu issu des végétaux qui se lie au récepteur des œstrogènes (Escande et al. 2006). Sa présence dans la fraction 10 d'extrait d'eau d'entrée et dans la fraction 9 de l'extrait d'eau de sortie de STEP pourrait expliquer une partie de l'activité oestrogénique observée. Cependant, l'identification des composés reste à confirmer. Mais l'analyse non ciblée montre que les molécules suspectées sont présentes à la fois dans l'extrait d'eau brute et dans l'extrait d'eau traitée par la STEP. Par conséquent, ces composés peuvent se retrouver *in fine* dans le milieu récepteur. L'évaluation de leurs effets biologiques reste à effectuer et constitue une information importante pour estimer les éventuels risques écologiques.

### 3) Avis scientifiques et préconisations

Les niveaux de concentrations en STEP et en Garonne, les partitions dissous-particulaire et les comportements conservatifs ou dégradables synthétisés à partir des chapitres précédents sont donnés dans le Tableau 2, ainsi que le type d'apports (amont, STEP). L'examen global du tableau montre la grande hétérogénéité des médicaments étudiés :

- Les niveaux de concentrations varient du nanogramme par litre à plus de 200 000 ng.L<sup>-1</sup> en entrée de STEP (paracétamol), plus de 3 000 ng.L<sup>-1</sup> en sortie de STEP (hydroxy-ibuprofène) et jusqu'à 200 ng.L<sup>-1</sup> en Garonne (paracétamol).
- Concernant l'affinité pour la phase particulaire dans l'estuaire, les analytes sont plutôt portés par la phase dissoute mais tous les comportements sont observés : certaines molécules comme la caféine sont non détectées en phase particulaire tandis que d'autres comme la fluoxétine sont non détectées en phase dissoute.
- Au sujet du devenir des molécules, elles peuvent avoir un comportement conservatif comme la carbamazépine ou très dégradable comme l'abacavir.

L'influence du transport dans le réseau sur les concentrations a pu être mis en évidence par des variations atypiques par temps de pluie et par l'absence de formes conjuguées en entrée de STEP, celles-ci étant pourtant excrétées lors de l'élimination des médicaments. Le réseau étant alors à considérer comme un premier réacteur de traitement des eaux usées, il serait judicieux de mener des études complémentaires en amont des STEP afin de comprendre si le temps de transit est corrélé à la dégradation des composés.

D'autre part, l'analyse non ciblée a montré que les 53 médicaments, les 60 pesticides et les 6 filtres UV représentent une part infime de l'intégralité des composés détectés dans les effluents. En améliorant l'identification de ces milliers de composés, l'utilisation d'outils de caractérisation globale comme les diagrammes de Van Krevelen basés sur les rapports atomiques H/C, O/C et N/C ou les indices d'aromaticité permettront d'accéder à des informations structurelles, traduisant des comportements globaux lors du traitement en STEP. En outre, l'analyse non ciblée a permis d'identifier 46 molécules à inclure de façon prioritaire aux listes de caractérisation des effluents, dont 13 molécules sont non renseignées dans la

bibliographie, sous réserve de confirmation des structures par spectrométrie de masse en tandem.

Enfin, ces travaux suggèrent également des études complémentaires sur la séquestration des médicaments, des pesticides et des filtres UV dans les boues et plus généralement dans les solides comme les particules et les sédiments. Il est aussi apparu majeur pour le futur, puisque des phénomènes de dégradation ont pu être mis en évidence tant dans les STEP que dans le milieu, de développer des travaux sur les produits de transformation qui pourraient se révéler plus toxiques que les produits de départ (cf. résultats approche EDA).

**Tableau 2. Synthèse par analyte : 1) des niveaux de concentration mesurés en STEP (moyenne par temps sec), en Garonne (moyenne au point de Bordeaux) et apport majoritaire des STEP de Bordeaux ou de l'amont (rapport de flux entre parenthèses, symbole  $\approx$  pour des rapports de flux équivalents) ; 2) de la partition dissous-particulaire *via* le pourcentage d'analyte porté par la phase dissoute et le coefficient de partage eau-particules mesurés dans la Jalle de Blanquefort et dans la Gironde (pour ritonavir, amitrityline et fluoxétine, les pourcentages et les coefficients de partage sont susceptibles d'être supérieurs puisque, non détectés en phase dissoute, les valeurs de LQ ont été utilisées pour le calcul) ; 3) des données de conservativité en STEP, dans la Jalle, dans l'estuaire et lors des expériences d'incubations. Une conservativité faible, inférieure à 33 %, est précisée en vert, intermédiaire, comprise entre 33 et 67 % en orange et élevée, supérieure à 67 %, en rouge. bio. = biotique, abio. = abiotique.**

Composés	Niveaux de concentration				Partition dissous-particulaire				Dégradation					ENJEUX
	entrée CH ng.L <sup>-1</sup>	sortie CH ng.L <sup>-1</sup>	Garonne Bordeaux ng.L <sup>-1</sup>	Apport majoritaire (rapport STEP/amont)	% particulaire Jalle	K <sub>d</sub> Jalle	% particulaire estuaire	K <sub>d</sub> estuaire	conservativité en STEP (%)	conservativité dans la Jalle (%)	dégradation saisonnière dans l'estuaire	type de dégradation (incubations)	indice de conservativité (incubations)	
<b>abacavir</b>	651 ± 193	211 ± 71	2,3 ± 1	STEP (10,8)	-	-	-	-	32	21	marquée	bio. (abio. non testé)	0	sous-produits
<b>indinavir</b>	4 ± 7	6 ± 4	ND	ND	-	-	-	-	67	-	-	-	-	-
<b>lamivudine</b>	82 ± 44	41 ± 23	2,6 ± 1,2	ND	-	-	-	-	42	37	-	bio. maj. et abio.	17	sous-produits
<b>nelfinavir</b>	0,3 ± 0,2	0,4 ± 0,1	ND	ND	-	-	-	-	12	-	-	-	-	-
<b>névirapine</b>	8 ± 4	7 ± 3	0,5 ± 0,4	ND	-	-	-	-	76	139	non	-	96	persistance
<b>ritonavir</b>	235 ± 118	166 ± 122	0,5 ± 0,2	STEP (2,2)	39,7 ± 16,1	4,4 ± 0,4	26,2 ± 4,9	2,2 ± 0,3	61	54	-	abio.	0	hydrophobie, sous-produits
<b>saquinavir</b>	63 ± 28	6 ± 2	ND	ND	-	-	-	-	16	-	-	-	0	-
<b>zidovudine</b>	352 ± 129	184 ± 123	ND	ND	-	-	-	-	51	-	marquée	bio. maj. et abio.	56	sous-produits
<b>bromazépan</b>	14 ± 3	14 ± 4	ND	$\approx$ (0,6)	-	-	-	-	-	-	-	stable	100	persistance
<b>nordiazépan</b>	31 ± 6	27 ± 7	0,6 ± 0,3	Amont (0,4)	1,2 ± 0,7	2,4 ± 0,2	-	-	85	93	non	stable	100	persistance
<b>alprazolam</b>	ND	4 ± 1	ND	ND	-	-	-	-	-	-	-	stable	100	persistance
<b>diazépan</b>	4 ± 1	3 ± 1	ND	Amont (0,3)	-	-	-	-	-	-	non	-	100	persistance

Composés	Niveaux de concentration				Partition dissous-particulaire				Dégradation					ENJEUX
	entrée CH ng.L <sup>-1</sup>	sortie CH ng.L <sup>-1</sup>	Garonne Bordeaux ng.L <sup>-1</sup>	Apport majoritaire (rapport STEP/amont)	% particulaire Jalle	K <sub>d</sub> Jalle	% particulaire estuaire	K <sub>d</sub> estuaire	conservativité en STEP (%)	conservativité dans la Jalle (%)	dégradation saisonnière dans l'estuaire	type de dégradation (incubations)	indice de conservativité (incubations)	
oxazéпам	1336 ± 470	1334 ± 522	29,5 ± 9,4	Amont (0,4)	0,6 ± 0,5	2,4 ± 0,2	6,4 ± 4,9	1,8 ± 0,2	93	100	faible	faible mais abio.	80	persistance
lorazéпам	28 ± 13	29 ± 14	1,6 ± 0,5	Amont (0,2)	-	-	-	-	-	50	faible	stable	100	persistance
clonazéпам	ND	ND	ND	ND	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
méprobamate	531 ± 194	633 ± 239	6,4 ± 6,1	≈ (1,6)	0,2 ± 0,1	2 ± 0,4	-	-	100	76	-	stable	100	persistance
kétoprofène	3915 ± 756	1681 ± 874	36 ± 37	≈ (1,3)	-	-	-	-	41	36	-	bio.	23	sous-produits
naproxène	3272 ± 473	2219 ± 445	13,7 ± 7,8	STEP (4,9)	-	-	-	-	64	32	marquée	bio.	27	sous-produits
diclofénac	1372 ± 113	872 ± 136	14,4 ± 5,7	≈ (1)	-	-	-	-	60	78	marquée	bio.	57	complexe
ibuprofène	9094 ± 1160	946 ± 206	27,6 ± 20,7	≈ (1,9)	-	-	-	-	10	-	marquée	bio.	17	sous-produits
hydroxy- ibuprofène	29541 ± 24259	3074 ± 2728	70,1 ± 46,2	≈ (1,4)	-	-	-	-	16	31	-	bio.	20	sous-produits
paracétamol	224628 ± 61019	ND	198,6 ± 393,5	Amont (0,002)	-	-	-	-	0	29	-	-	0	sous-produits
gemfibrozil	317 ± 72	191 ± 53	1,6 ± 1,2	≈ (1)	-	-	-	-	57	32	marquée	bio.	40	sous-produits
bézaфibrate	1075 ± 230	877 ± 275	4,4 ± 2,8	≈ (1,7)	0,1 ± 0	1,6 ± 0,4	-	-	80	50	-	bio.	40	complexe
ac. 4- chlorobenzoïque	229 ± 92	258 ± 119	ND	ND	-	-	-	-	-	-	-	bio.	40	sous-produits
acide fénoфибrique	8518 ± 4104	2645 ± 873	27 ± 37,7	STEP (8,5)	0,2 ± 0,1	1,9 ± 0,3	-	-	49	35	-	bio.	30	sous-produits
acide	ND	ND	ND	ND	-	-	-	-	-	72	-	-	-	-

Composés	Niveaux de concentration				Partition dissous-particulaire				Dégradation					ENJEUX
	entrée CH ng.L <sup>-1</sup>	sortie CH ng.L <sup>-1</sup>	Garonne Bordeaux ng.L <sup>-1</sup>	Apport majoritaire (rapport STEP/amont)	% particulaire Jalle	K <sub>d</sub> Jalle	% particulaire estuaire	K <sub>d</sub> estuaire	conservativité en STEP (%)	conservativité dans la Jalle (%)	dégradation saisonnière dans l'estuaire	type de dégradation (incubations)	indice de conservativité (incubations)	
<b>clofibrigue</b>														
<b>pravastatine</b>	859 ± 270	72 ± 7	8,8 ± 8,6	ND	-	-	-	-	9	32	-	bio.	27	sous-produits
<b>atorvastatine</b>	62 ± 22	8 ± 6	ND	ND	-	-	-	-	1	-	-	-	0	sous-produits
<b>aténolol</b>	1554 ± 767	1279 ± 639	6,9 ± 4	≈ (1,9)	0,6 ± 0,5	2,1 ± 0,1	-	-	68	75	-	bio. maj. et abio.	17	complexe
<b>bisoprolol</b>	430 ± 171	404 ± 258	1,9 ± 0,9	STEP (3)	0,8 ± 0,6	2,5 ± 0,2	17,8 ± 11,2	1,9 ± 0,3	78	71	-	bio. maj. et abio.	17	complexe
<b>métoprolol</b>	111 ± 36	102 ± 45	0,9 ± 0,3	≈ (1,2)	1,1 ± 1	2,5 ± 0,1	-	-	81	96	-	bio.	33	complexe
<b>propranolol</b>	515 ± 163	345 ± 123	2 ± 0,8	≈ (1)	5,9 ± 4,6	3,4 ± 0,2	51 ± 23	2,8 ± 0,2	67	120	marquée	bio. maj. et abio.	17	hydrophobie
<b>sotalol</b>	2048 ± 1009	1865 ± 989	24,7 ± 9,2	≈ (0,7)	0,4 ± 0,3	2,1 ± 0,1	-	-	77	87	marquée	bio.	43	complexe
<b>tímolol</b>	8 ± 3	8 ± 4	0,1 ± 0,1	ND	-	-	-	-	90	84	-	-	80	-
<b>acébutolol</b>	1910 ± 322	684 ± 807	6,6 ± 2,8	≈ (1,4)	1,6 ± 1,2	2,9 ± 0,2	40,3 ± 20,8	2,8 ± 0,2	57	74	marquée	bio. (abio. non testé)	52	complexe
<b>imipramine</b>	0,4 ± 0,5	0,4 ± 0,3	ND	ND	11,6 ± 9,2	3,6 ± 0,2	-	-	-	-	-	-	-	hydrophobie
<b>doxépine</b>	ND	ND	ND	ND	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>amitriptyline</b>	37 ± 14	17 ± 5	0,3 ± 0,1	ND	20,4 ± 11,9	4,1 ± 0,2	38,7 ± 18,5	2,5 ± 0,1	53	111	marquée	abio.	20	hydrophobie, sous-produits
<b>fluoxétine</b>	33 ± 22	21 ± 7	ND	ND	32 ± 13,5	4,2 ± 0,3	45,3 ± 22	2,9 ± 0,2	75	117	-	abio.	24	hydrophobie, sous-produits
<b>primidone</b>	174 ± 128	70 ± 24	6,7 ± 4,6	Amont (0,2)	-	-	-	-	47	114	faible	stable	100	persistance
<b>carbamazépine</b>	732 ± 212	657 ± 237	17,9 ± 7,3	Amont (0,4)	0,3 ± 0,2	2 ± 0,1	3 ± 2,2	1,5 ± 0,3	85	113	non	stable	100	persistance

Composés	Niveaux de concentration				Partition dissous-particulaire				Dégradation					ENJEUX
	entrée CH ng.L <sup>-1</sup>	sortie CH ng.L <sup>-1</sup>	Garonne Bordeaux ng.L <sup>-1</sup>	Apport majoritaire (rapport STEP/amont)	% particulaire Jalle	K <sub>d</sub> Jalle	% particulaire estuaire	K <sub>d</sub> estuaire	conservativité en STEP (%)	conservativité dans la Jalle (%)	dégradation saisonnière dans l'estuaire	type de dégradation (incubations)	indice de conservativité (incubations)	
<b>cétirizine</b>	951 ± 456	565 ± 196	5,6 ± 2,4	Amont (0,5)	1,1 ± 0,7	2,6 ± 0,2	21,1 ± 11,6	2,2 ± 0,3	65	90	marquée	bio.	93	persistance
<b>ranitidine</b>	40 ± 23	1 ± 1	1,7 ± 0,5	ND	-	-	-	-	7	-	-	bio. (abio. non testé)	40	sous-produits
<b>clenbuterol</b>	ND	ND	ND	ND	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>caféine</b>	8034 ± 3265	1884 ± 1395	149,2 ± 84,1	Amont (0,1)	-	-	-	-	27	37	-	bio. maj. et abio.	13	sous-produits
<b>théophylline</b>	4251 ± 1566	2571 ± 1414	146,7 ± 120,1	Amont (0,3)	-	-	-	-	63	20	-	bio. maj. et abio.	13	sous-produits
<b>sildénafil</b>	0,9 ± 1,2	3 ± 4	0,2 ± 0,1	ND	8,7 ± 6,4	3,5 ± 0,2	-	-	100	-	-	-	0	hydrophobie
<b>losartan</b>	1222 ± 58	218 ± 254	3 ± 1,8	STEP (11,5)	0,3 ± 0,3	1,9 ± 0,4	-	-	52	81	marquée	bio.	47	complexe
<b>salbutamol</b>	18 ± 9	17 ± 9	ND	ND	-	-	-	-	83	59	-	-	40	-
<b>clopidogrel</b>	98 ± 15	9 ± 10	1,4 ± 2,1	Amont (0,3)	1,2 ± 1,2	2,7 ± 0,2	-	-	30	114	marquée	abio.	0	sous-produits
<b>terbutaline</b>	0,5 ± 1	ND	ND	ND	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>disopyramide</b>	379 ± 177	162 ± 30	1,7 ± 1,1	≈ (1)	2,1 ± 1,5	2,9 ± 0,1	36,6 ± 21,6	2,7 ± 0,2	53	71	non	bio.	97	persistance

#### 4) Références

- Ashton, D., Hilton, M., Thomas, K.V., 2004. Investigating the environmental transport of human pharmaceuticals to streams in the United Kingdom. *Sci. Total Environ.* 333, 167–184.
- Budzinski, H., Forget-Leray, J., Aït-Aïssa, S., 2012. MEDSEINE Etude de la contamination par les médicaments de l'estuaire de la Seine.
- Escande, A., A. Pillon, N. Servant, J.-P. Cravedi, F. Larrea, P. Muhn, J.-C. Nicolas, V. Cavaillès, et P. Balaguer. 2006. « Evaluation of ligand selectivity using reporter cell lines stably expressing estrogen receptor alpha or beta ». *Biochemical Pharmacology* 71 (10): 1459–1469.
- González Alonso, S., Catalá, M., Maroto, R.R., Gil, J.L.R., de Miguel, Á.G., Valcárcel, Y., 2010. Pollution by psychoactive pharmaceuticals in the Rivers of Madrid metropolitan area (Spain). *Environ. Int.* 36, 195–201.
- Madureira T.V., Barreiro J.C., Rocha M.J., Rocha E., Cass Q.B., Tiritan M.E., 2010. Spatiotemporal distribution of pharmaceuticals in the Douro River estuary (Portugal). *Science of the Total Environment* 408 5513–5520
- Ter Laak, T.L., van der Aa, M., Houtman, C.J., Stoks, P.G., van Wezel, A.P., 2010. Relating environmental concentrations of pharmaceuticals to consumption: A mass balance approach for the river Rhine. *Environ. Int.* 36, 403–409.



# AXE 3



**Etude des apports métalliques dans les eaux de la section garonnaise de l'estuaire de la Gironde**

**Avril 2013 – Mars 2014**



**G. Blanc (Pr), A. Coynel (MdC), J. Schäfer (Pr), C. Bossy (Ing.), L. Dutruch (Ing.), N. Deycard (doctorante), L. Lanceleur (post-doc), K. Kessaci (doctorante), J.B. Marty (master 2), Hervé Derriennic (Tech.)**

## 1) Rappel des objectifs de l'étude

Pour apporter des éléments de réponse quantitatifs sur les apports métalliques de la CUB à la Garonne et à l'estuaire en aval de Bordeaux, doit être proposé un bilan quantitatif et qualitatif des entrées et des sorties des métaux transportées en phases dissoutes et particulaires dans cette zone. Pour cela l'axe 3 du projet ETIAGE est découpé en 7 thèmes (ou actions) interconnectés dont les intitulés sont listés ci-dessous:

**Action 1 : Caractérisation et quantification des entrées fluviales en métaux et métalloïdes concernant les apports du bassin de la Garonne, les apports des zones amont des bassins versants de Bordeaux.**

**Action 2 : Quantification des entrées atmosphériques en dépôts secs et dépôts humides**

**Action 3 : Quantification des sorties de la CUB, concernant essentiellement les apports à l'estuaire et au niveau des points de rejets du réseau d'assainissement.**

**Action 4 : Cartographie et analyse spatiale par Système d'Information Géographique (SIG) des sources et de la redistribution urbaine des ETM dans les poussières, sédiments de route et sols urbains.**

**Action 5 : Qualification des apports liés aux activités industrielles, hospitalières et urbaines.**

**Action 6 : Etude expérimentale des transformations (mobilisation/fixation) des ETM dissous et/ou particulaires d'origine urbaine en contact avec les eaux et les particules (bouchon vaseux) de la Garonne.**

**Action 7 : Enregistrement historique de l'activité urbaine dans les sédiments lacustres de Bordeaux.**

Ce rapport d'année 4 présente en mai 2014 des résultats non complètement finalisés puisque les thèses de Nicole Deycard (financement Lyonnaise), de Kahina Kessaci (financement ANR-Région Gagalau) et de Jean Baptiste Marty (étudiant de M2 en cours) ne sont pas complètement finalisés. Ainsi ce rapport année 4 présentera des résultats dsur les actions 1, 3, 6, 2, 4. Un complément d'information sera donné à l'automne 2014.

## 2) Principaux résultats

**Action 1 : Caractérisation et quantification des entrées fluviales en métaux et métalloïdes concernant les apports du bassin de la Garonne, les apports des zones amont des bassins versants de Bordeaux.**

Les 8 métaux considérés sont Cd, Ag, As, Cr, Ni, Pb, Cu, et Zn. **Les flux métalliques annuels déterminés à La Réole (point amont de la marée dynamique) sont très supérieurs à ceux délivrés à la Garonne par les STEPs de Bordeaux.** A titre d'exemple, considérons les flux totaux de Zn, Ag et Cd de l'année 2009 montrant un débit annuel moyen de 525 m<sup>3</sup>/s, compris entre le débit moyen 1959-2012 de 591 m<sup>3</sup>/s et celui de la période 2000-2012 de 469 m<sup>3</sup>/s. Les flux métalliques sont de 800 tonnes de Zn/an, 8,5 tonnes de Cd/an, et de 1 tonne d'Ag/an, alors que les flux sortants des STEPs de Bordeaux sont estimés à 3 tonnes de Zn /an, 3 kg de Cd/an, et 10 kg/an d'Ag/an. Ainsi la contribution annuelle des STEPs par rapport aux apports des bassins versants amont à l'est de Bordeaux est de l'ordre de 1% pour Ag, 0,3% pour Zn et 0,035% pour Cd. Toutefois, ces contributions urbaines augmentent extrêmement

lors des périodes d'étiage de la Garonne. Pour des débits inférieurs à 200 m<sup>3</sup>/s (145 jours en 2011), la proportion des apports des STEPs à la Garonne est respectivement de l'ordre de 300% pour Ag, 80% pour Zn et 5% pour Cd (cf rapport axe 3 année 3). Ce résultat s'explique par le fait que le transport métallique dans la Garonne est proportionnel au transport solide de la rivière qui est quasiment nul pour lors des faibles débits.

**Action 3 : Quantification des sorties de la CUB, concernant essentiellement les apports à l'estuaire et au niveau des rejets du réseau d'assainissement.**

**Qualité des boues secondaires digérées et centrifugées.**

La thèse de Nicole Deycard (début 01.04.2011) traite des rejets dans la masse d'eau Garonnaise des stations Louis Fargue et Clos de Hilde qui représentant 70% des rejets du réseau d'assainissement. Toutefois, sachant que les métaux sont indestructibles, les boues et les sables participent également à la dispersion des métaux dans les environnements superficiels terrestres. Les concentrations moyennes de 10 métaux dans les échantillons mensuels d'avril 2012 à mars 2013 des boues secondaires digérées et centrifugées sont reportées dans la figure 1.

Le bruit de fond de la CUB correspondant aux valeurs mesurées dans les argiles Holocène échantillonnées dans le substratum de la Jalle (cf rapport 3) et les teneurs en métaux correspondant aux valeurs limites autorisant l'épandage agricole des boues de stations d'épuration d'eaux usées urbaines sont reportés ci-dessous.

(mg/kg de MS*)	Hg	Cd	Th	Ag	As	Ni	Cr	Pb	Cu	Zn
Bruit de fond local	0,03	0,5	14,5	0,5	25	50	115	35	28	220
Teneur limite - Arrêté 08/01/98	10	10	----	----	----	200	1000	800	1000	3000

\* matières sèches

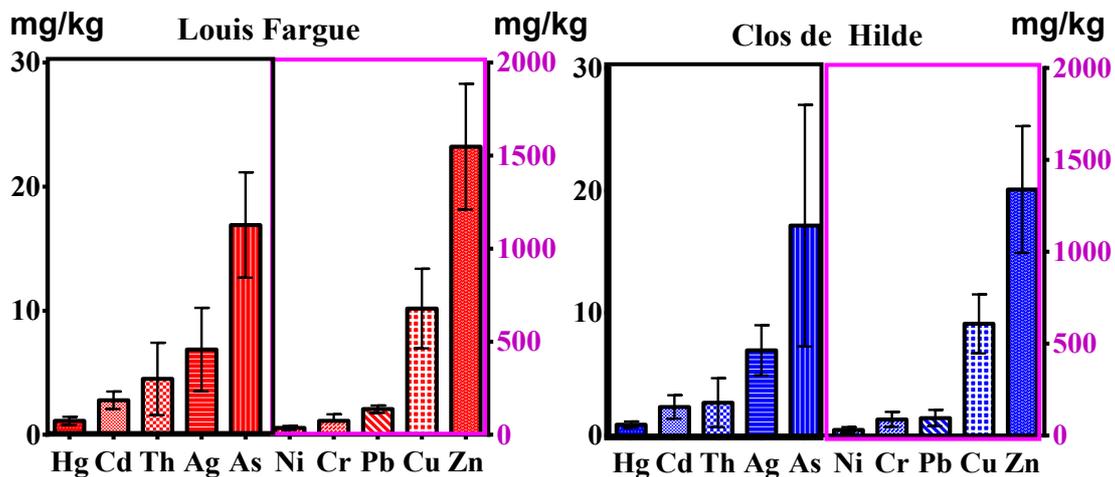


Figure 1 : Concentrations métalliques moyennes (mg/kg) et écart-types mesurées sur une année dans les boues secondaires digérées et centrifugées des STEPs de Louis Fargue en Rouge et de Clos de Hilde en Bleu.

Ces résultats indiquent que les coefficients multiplicatifs entre les concentrations des argiles du bruit de fond géochimique et celles des boues de STEPs sont de l'ordre de 30 pour Cu et Hg, de 15 pour Ag ; de 3 à 7 pour Zn, Cd, Pb ; et inférieurs à l'unité pour Ni, Cr, As, Th. Les concentrations mesurées dans les boues sont inférieures aux teneurs limites de la réglementation française (arrêté 08/01/98) d'un quotient de 2 à 10. Toutefois, pour

évaluer la qualité des boues d'épuration des STEPs, les concentrations mesurées mensuellement ont été comparées avec des indicateurs de qualité environnementale des sédiments et sols : SEQ-EAU (Agences de l'Eau), GEODE (sédiment Port Français) et TEC/PEC (Ecotoxicologie) (Figure 2, page 3).

Cette comparaison montre que **la qualité des boues peut être qualifiée de mauvaise pour Zn et Cu, de médiocre à mauvaise pour Cr, Pb, Cd et assez bonne à médiocre pour Ni**. Pour l'ensemble des métaux, les concentrations sont supérieures au TEC et bien souvent supérieures au PEC. La remarque s'applique en référence des niveaux 1 et 2 de GEODE. On notera également que les valeurs de concentrations dans les deux stations sont plus élevées au cours des mois d'hiver (décembre à mars), avec une diminution significative pour Ni et Ag d'avril à octobre. Cette diminution significative pourrait être mis en relation avec l'addition (particulière → dissous ; cf rapport année 3) significative de Ni au niveau des STEPs (l'eau de centrifugation étant ré-injectée dans le processus d'épuration). Globalement, il apparaît que les boues de Louis Fargues sont de moins bonne qualité environnementale que celles de Clos de Hilde.

Toutefois, la figure 3 montre que **les valeurs des facteurs d'enrichissement** (FE, selon Birth, G.R. ; 2003) de Cr, As, et Ni sont les plus faibles, elles augmentent **sévèrement** Pb, Cd et Zn ; et **deviennent extrêmement fortes pour Ag, Cu et Hg**. Ce résultat s'accorde avec celui sur la qualité des eaux traitées dans les deux STEPs (cf rapport année 3). De plus, les FE plus forts à Clos de Hilde qu'à Louis Fargues témoignent du réseau essentiellement unitaire en amont de Clos de Hilde. **Ag confirme sa présence en tant que polluant émergent au débouché des réseaux urbains.**

Facteur d'Enrichissement (FE)	Hg	Cu	Ag	Zn	Cd	Pb	Cr	As	Ni
Clos de Hilde	158	117	75	33	25	15	4,1	3,7	3,3
Louis Fargue	118	78	44	23	18	14	2,1	2,2	2,4

<span style="background-color: red; color: white; padding: 2px;">■</span> 50<FE Extrêmement sévère	<span style="background-color: #d9534f; color: white; padding: 2px;">■</span> 25<FE<50 Très sévère	<span style="background-color: #ffc107; color: white; padding: 2px;">■</span> 10<FE<25 Sévère	<span style="background-color: #28a745; color: white; padding: 2px;">■</span> 5<FE<10 Modérément sévère
<span style="background-color: #6c757d; color: white; padding: 2px;">■</span> 3<FE<5 Modéré	<span style="background-color: #17a2b8; color: white; padding: 2px;">■</span> 1<FE<3 Mineur	<span style="background-color: #fff3cd; color: black; padding: 2px;">■</span> FE<1 Pas d'enrichissement	

Figure 3 : Facteurs d'enrichissements moyens (FE) déterminés à partir des concentrations moyennes des métaux et de Th dans les échantillons de boues des STEPs et du bruit de fond géochimique local.

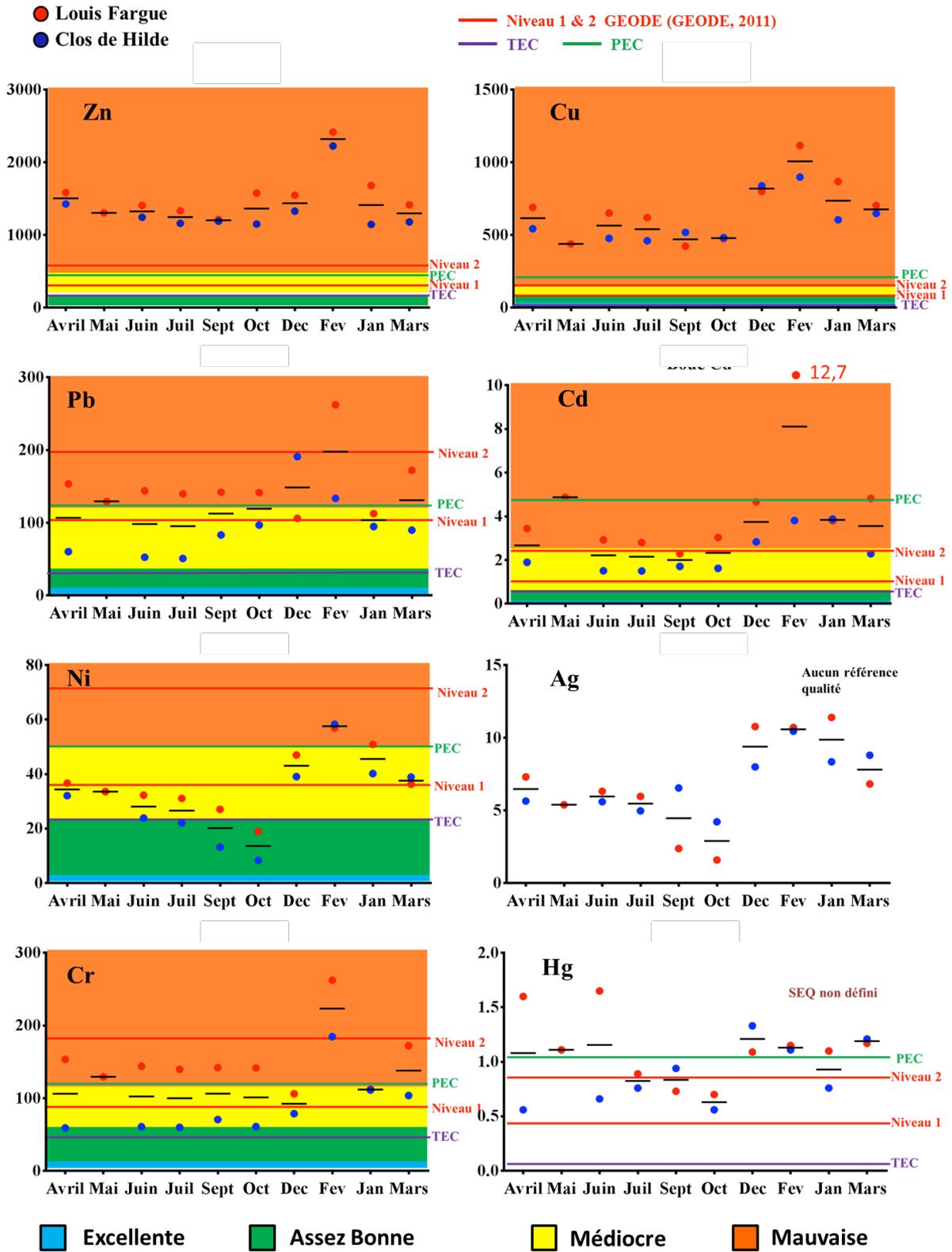


Figure 2 : Diagrammes montrant les concentrations mensuelles de Zn, Cu, Pb, Cd, Ni, Ag, Cr et Hg dans les boues secondaires digérées et centrifugées des STEPs de Louis Fargue et Clos de Hilde.

**Action 6 : Etude expérimentale des transformations (mobilisation/fixation) des ETM dissous et/ou particulaires d'origine urbaine en contact avec les eaux et les particules (bouchon vaseux).**

**Bilan urbain des flux d'argent et conséquences sur les eaux estuariennes**

En accord avec les résultats ci-dessus, le rapport année 3 donnait une contribution forte des STEPs à la Garonne durant les périodes de faibles débits (<200 m<sup>3</sup>/s). Pour l'année 2011, la contribution des flux des STEPS sont respectivement de 300%, 80%, 45-50%, pour Ag, Zn, Cu et Pb. Le flux d'Ag total annuel est estimé à 8,8 kg/an contre 2,9 kg/an à La Réole si le débit n'avait pas dépassé 200 m<sup>3</sup>/s au cours de l'année. De plus, les premières estimations sur les flux d'Ag total sortants à La Garonne via La Jalle de Blanquefort suggèrent des flux équivalents voire très supérieurs à ceux des STEPs. Ainsi, **la contribution de la CUB en Ag est extrêmement forte en période d'étiage**. Bien que cela mérite d'être confirmé à la fin du cycle d'observation de la Jalle, cette contribution doit être au minimum de trois à six fois supérieure à celle de la Réole. Dans ces conditions, pourquoi les indicateurs biologiques n'enregistrent pas cette pollution devant Bordeaux.

La première raison est la physiologie du modèle biologique utilisé pour la biosurveillance. Le bivalve *Corbicula Fulminea* n'accumule pas d'argent (M. Baudrimont, com. perso.).

**La deuxième raison beaucoup plus généralisable est géochimique.** En période d'étiage, les eaux devant Bordeaux sont très riches en particules en suspension (remontée du « bouchon vaseux ») et présentent éventuellement, de faibles salinités (0 à 5, salinisation). Dans ces conditions, **tout l'argent sortant des STEPs et de la Jalle, passera de la forme directement biodisponible dissoute vers une forme particulière moins biodisponible**. Ce mécanisme est illustré par la figure 4 compilant les profils de concentrations en argent dissous et de MES le long du gradient de salinité de l'estuaire. La confrontation des deux profils montre clairement que la présence du « bouchon vaseux = maximum de turbidité » provoque dans l'estuaire une soustraction d'argent (c'est-à-dire son passage de la phase dissoute vers la phase particulaire). Toutefois, **l'augmentation de la salinité vers l'aval provoque une mobilisation d'argent** (c'est-à-dire son solubilisation par désorption) et **une stabilisation en phase dissoute** sous forme de chloro-complexes **biodisponibles** pour certaines faunes et flores estuariennes.

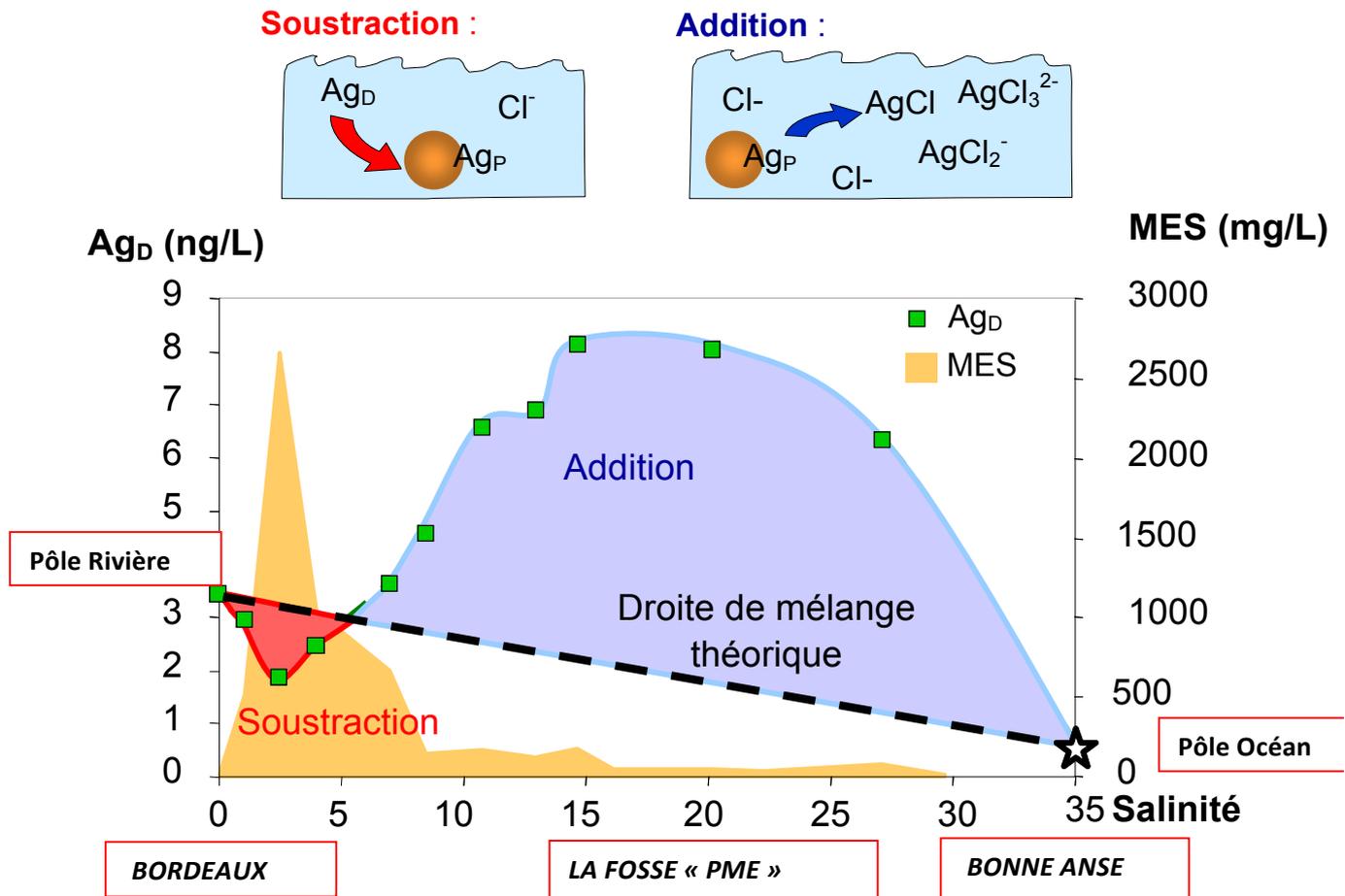


Figure 4 : Diagrammes montrant les concentrations en argent dissous (ng/L) et en MES (mg/L) le long du gradient de salinité de l'estuaire de la Gironde. Sur le site de la FOSSE, la PME, c'est-à-dire le Pression Maximun d'Exposition des huîtres sauvages est la plus forte.

Cela est le cas, notamment de l'huître. La figure 5 illustre cette biodisponibilité par la bioaccumulation d'Ag dans le corps mous des huîtres sauvages en aval de l'estuaire aux sites IFREMER du RNO-ROCCH : La Fosse, Pontailac, Bonne Anse. **Les huîtres de la Fosse concentrent le plus d'Ag parce que c'est sur ce site qu'elles subissent le maximum de pression d'exposition**, les concentrations en Ag dissous sous-forme de chloro-complexes sont les plus fortes entre 15 et 20 de salinité (Figure 4). Au-delà de 20 de salinité, les concentrations en Ag dissous sont diluées par les eaux océaniques très faiblement concentrées en Ag.

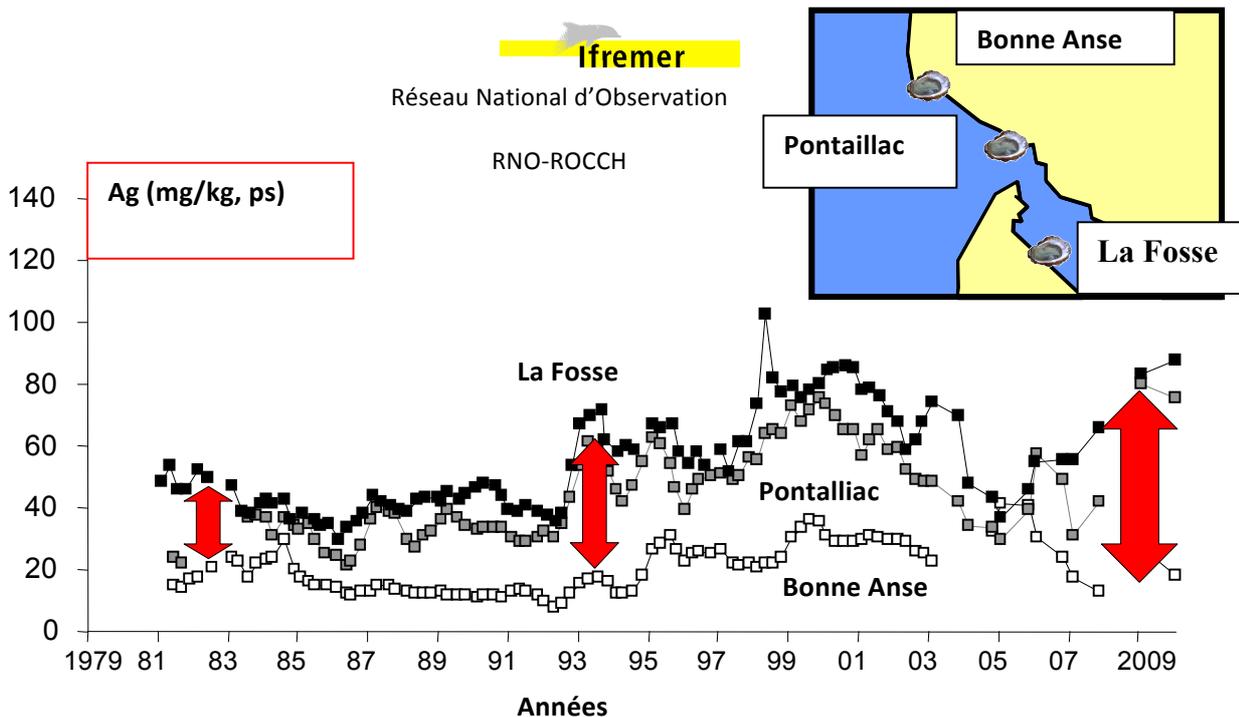


Figure 5 : Diagramme montrant les concentrations en Ag (mg/kg de poids sec) dans le corps mou des huîtres des trois sites de biosurveillance du RNO-ROCCH de l'IFREMER (La Fosse, Pontalliac, et Bonne Anse) en aval de l'estuaire de la Gironde.

Cette augmentation de la pression d'exposition en Ag en fonction de la salinité est également mise en évidence par les concentrations en Ag normalisées par la taille des individus ( $Ag^*$ ) accumulées dans le foie et le rein de lots d'anguilles sauvages (Figure 6). Cette figure montre que les valeurs de  $Ag^*$  sont les plus fortes pour les anguilles pêchées dans des eaux salées en aval de Bordeaux.

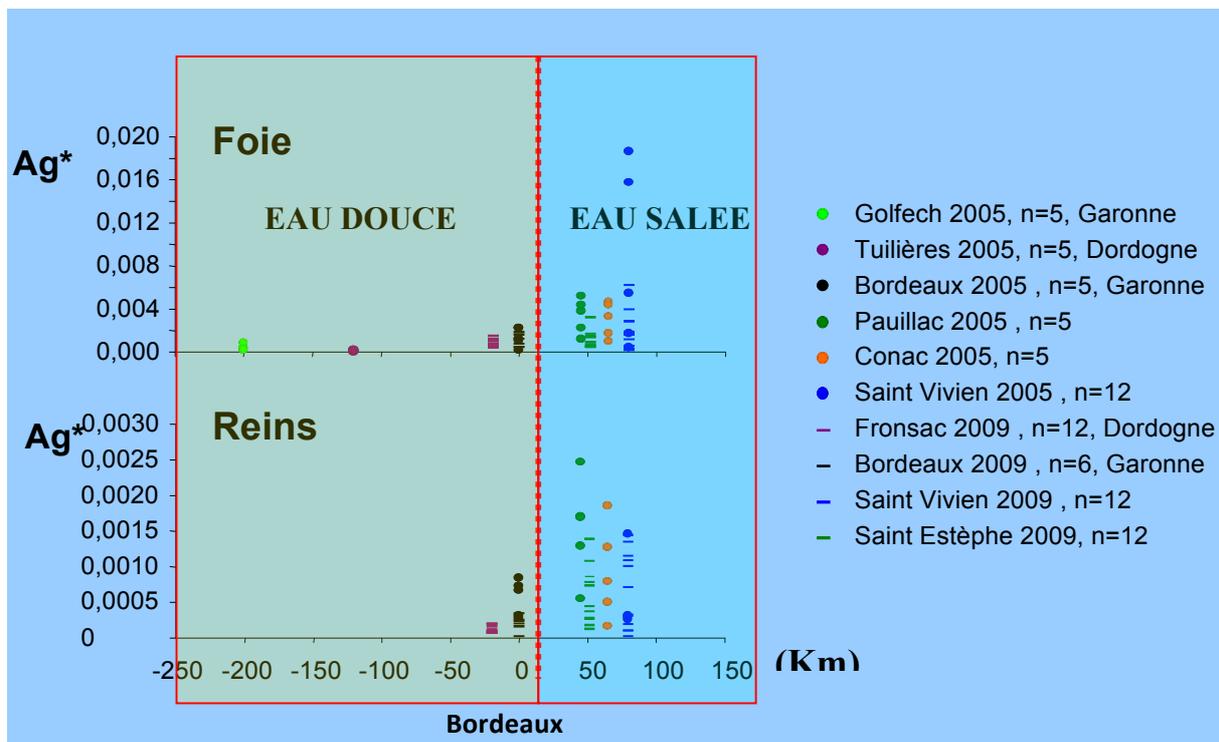


Figure 6 : Diagramme montrant les valeurs de  $Ag^*$  ( $Ag^* = [Ag]/\text{taille anguille}$ ) dans le foie et les reins de lots d'anguilles pêchées en 2005 (Fabien Pierron, EA) et en 2009 (Laurent Lancelor, TGM) dans des eaux douces en amont de Bordeaux et dans des eaux salées en aval de Bordeaux. n est le nombre d'individus analysés.

Il n'y a pas de normes sanitaires concernant Ag. Toutefois, **les indices de condition des huîtres diminuent très rapidement en fonction des concentrations en argent supérieures à 20 mg/kg, ps accumulées dans des conditions naturelles**. Ainsi, un impact toxicologique résultant de la pression d'exposition en argent est fortement probable sur les huîtres sauvages de l'estuaire. Ainsi, **un plan visant à réduire les flux d'argent issus de la CUB ne pourra qu'être bénéfique à l'écologie du système estuarien en aval de Bordeaux**. La même démarche devrait être envisagée pour les villes riveraines de la Garonne et de ses affluents, Toulouse en priorité. En effet, le transfert vers l'aval dans les eaux douces se fait à plus de 95% sous forme particulière non biodisponible, environ 60% de cet argent particulière sera libéré sous forme dissoute biodisponible dans les eaux salées de l'estuaire.

### **Action 2 : Quantification des entrées atmosphériques en dépôts secs et dépôts humides**

#### **Dépôts humides**

La figure 8 présente la variation temporelle des concentrations dissoutes de Zn, Cu, Pb, Cd, Ag et As des retombées atmosphériques sur le site de l'INRA de Villenave d'Ormon entre janvier 2013 à mars 2014. Un capteur externe d'humidité s'active lors des pluies et ouvre le couvercle PVC recouvrant le cône lors des périodes sans précipitations, dites périodes sèches. Le remplacement des bouteilles s'est effectué au maximum tous les jours lors d'épisodes pluvieux; certaines périodes sèches ou très faiblement pluvieuses correspondent à un échantillon intégré sur 7 à 10 jours. Les résultats montrent des concentrations comparables aux moyennes des concentrations mesurées à Arcachon (Maneux et al., 1999) et des comportements différents selon les éléments. Zinc, cadmium et plomb ont des comportements distincts alors que Cu, As et Ag sont corrélés suggérant une source commune (traitement de la vigne). Dans le but d'établir un lien entre ces variations temporelles des concentrations et la pluviométrie, nos résultats sont rattachés aux données pluviométriques quotidiennes définies par le site [www.meteociel.fr](http://www.meteociel.fr); elles seront prochainement associées aux données de pluviométrie du site de l'INRA (demande en cours). Le signal sera interprété en termes de flux métalliques atmosphériques qui d'après les données montrent une forte empreinte régionale, toutefois quelques pics de concentrations semblent témoignés de signaux urbains localisés. La couverture sur les quinze stations mises en place en 2013-2014 sur la CUB dont les résultats sont en cours d'exploitation devrait permettre de localiser plus précisément ces signaux locaux.

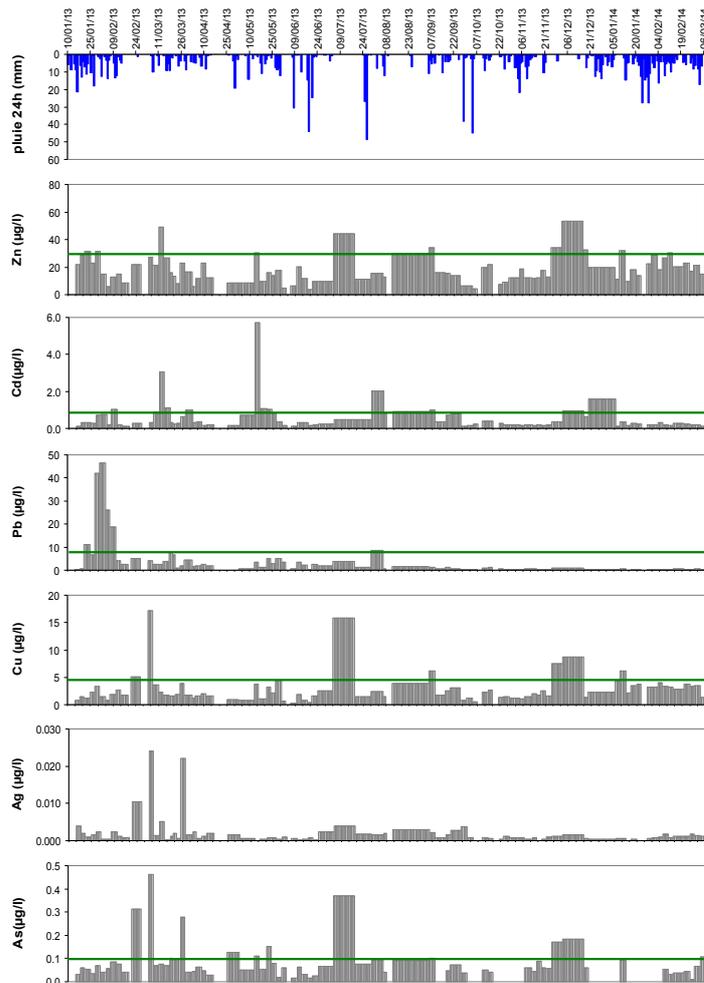


Figure 8 : Concentrations en Zn, Cd, Pb, Cu, Ag, As ( $\mu\text{g/L}$ ) dans les dépôts humides atmosphériques sur le site de l'INRA de Villenave d'Ormon de janvier 2013 à mars 2014.

**Action 4 : Cartographie et analyse spatiale par Système d'Information Géographique (SIG) des sources et de la redistribution urbaine des ETM dans les poussières, sédiments de route.**

Une campagne d'échantillonnage de sédiments et poussières de route a été effectuée en juillet 2013. 15 échantillons ont été prélevés depuis le pont d'Aquitaine jusqu'à la station du TRAM à Bègles. Dans la figure 9 les concentrations en Zn, Cu, Ag, Cd, Pb, As, Ni et Cr sont comparées à celles du bruit de fond et de la moyenne des concentrations dans les boues des STEPs de Louis Fargue et Clos de Hilde. Les résultats montrent que les sédiments de route de Bordeaux-bord de Garonne ne sont pas contaminés en As, Ni et Cr. Ils sont très pollués en Zn, Cu et Ag, et modérément pollués en Cd et Pb. Zn, associé au Cd peut être attribué à la poussière d'usure des pneus à proximité du pont d'aquitaine. Les fortes anomalies en Cu et Ag sont localisées en centre ville de l'amont des Quinconces à la Gare St Jean. De plus faibles anomalies apparaissent associant plus au moins Cu, Pb et Cd du bassin à flot aux Quinconces.

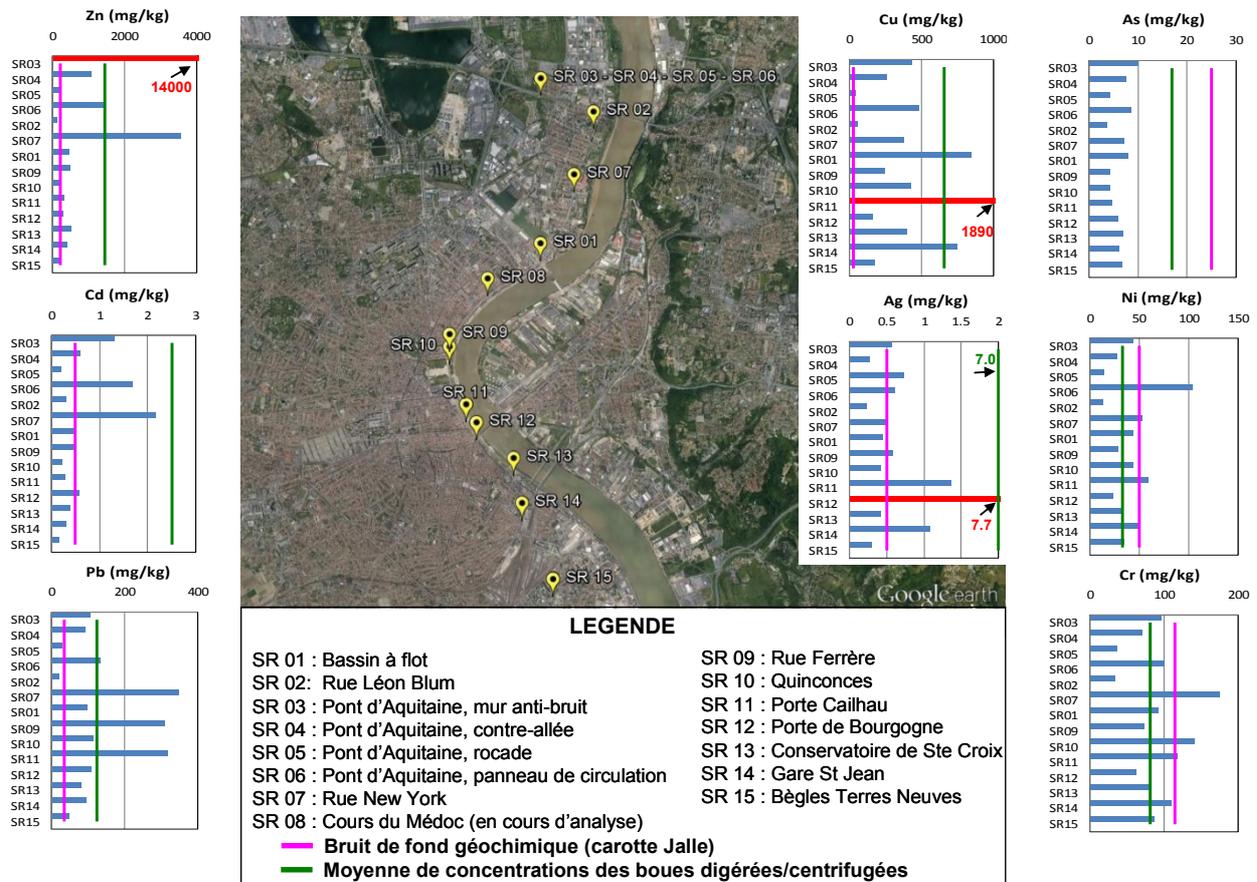


Figure 8 : Concentrations en Zn, Cd, Pb, Cu, Ag, As ( $\mu\text{g/L}$ ) dans les dépôts de sédiments de route échantillonnés sur un profil allant du pont d'Aquitaine à Bègles en juillet 2013.

### 3) Avis scientifiques et préconisations :

Pour acquérir un guide permettant l'amélioration des rejets métalliques issus de l'urbanisation Bordelaise, il semble qu'il faille pousser plus avant les observations de terrain et mesures quantitatives discrètes, fiables et représentatives des apports en métaux à l'estuaire. Les mesures intégratives et les modélisations numériques hydrodynamiques ont peu de chance d'aboutir à un résultat crédible, sans la prise en compte de données géochimiques correctement interprétées en termes de flux, de processus et de sources.

A l'issue de ce travail, nos recommandations aux gestionnaires sont les suivantes :

1- La source d'Ag sur la Jalle doit être identifiée, réduite, voire supprimée.

2- D'autres sources ponctuelles de Hg, Cu, Ag, Zn, Cd et Pb doivent être identifiées au niveau du centre urbain. La mise en place d'un suivi avant et après les actions de remédiation visant à réduire ses sources sera nécessaire pour quantifier l'efficacité des actions entreprises.

3- 60 à 80% des métaux sont piégés dans les boues d'épuration. Un travail sur la lixiviation sur des parcelles d'épandage des boues doit être envisagé pour quantifier les éventuelles

libérations de métaux vers le milieu aquatique, notamment dans le cadre de submersions accidentelles (tempêtes) ou provoquées (dépoldérisation, étalement des crues).

4- Bien que Ni ne soit pas un contaminant urbain majeur, sa solubilisation au cours des traitements en STEP s devrait pouvoir être améliorée. L'abattement d'As, Zn et Cu pourrait être également amélioré.

5- Bien que l'abattement de Ag dans les STEP s soit efficace, les 20 % déversés dans le milieu aquatique ont un impact sur les organismes en aval de l'estuaire. Il serait néanmoins nécessaire d'améliorer les performances de sa récupération avant son rejet dans le milieu naturel.

6- Le rejet direct d'eaux usées urbaines a un très fort impact sur l'apport des métaux dans la Gironde avec des conséquences toxicologiques. Ainsi une attention particulière devra être portée sur l'identification de sources ponctuelles se déversant dans les trois cours d'eaux urbains. Le travail engagé pour éviter les « by-pass » devrait être poursuivi notamment le dimensionnement et les fonctionnalités des réservoirs d'orage, des zones de lagunage naturel dans des zones vertes sont conseillées.

7- Interactions environnementales :

(1) L'impact de la ville est d'autant plus visible du point de son apport métallique lors des périodes d'étiage. Si les débits d'objectifs d'étiage devaient être divisés par deux par rapport à l'actuel, l'impact de la ville sera d'autant plus prégnant.

(2) L'effort de la ville pour réduire les quantités d'Ag déversé dans les systèmes aquatiques receveur devrait être accompagné par une optimisation des méthodes anti-grêles en diminuant les quantités d'iodure d'argent utilisées.

(3) La remontée du bouchon vaseux en amont de Bordeaux fonctionne comme un piège à métaux temporaire (Ag est piégé sur les particules entre 0 et 5 de salinité, et libéré sous forme dissoute biodisponible avec un maximum entre 15 et 20 de salinité) ou provoque la destruction de la matière organique labile généré par photosynthèse dans la zone fluviale (Cu est libéré en phase dissoute en amont de Bordeaux en période d'étiage, toutefois, environ 20% de ce Cu proviendrait des rejets urbains). Ainsi la remontée du bouchon vaseux a des conséquences sur la biodisponibilité des métaux à la fois en amont et en aval de Bordeaux. Un travail sur une meilleure gestion de boues de dragage pour l'entretien du chenal de navigation devrait être envisagé.



# AXE 4



**Approche de l'impact des conditions physico-chimiques affectant la masse d'eau estuarienne garonnaise sur les cortèges biologiques**

**Avril 2013 – Mars 2014**



## Contexte scientifique et objectifs de l'étude

Considéré comme le plus grand estuaire macrotidal ouest européen, avec ses 635 km<sup>2</sup> de surface à marée haute et une influence s'exerçant jusqu'à plus de 150 km de la mer, l'estuaire de la Gironde fait partie de ces systèmes d'interface à fortes productivités et fonctionnalités biologiques. Malgré les contraintes qu'y exerce la marée (fort courant, fortes variations de salinité, de turbidité et donc de pénétration de la lumière) et l'importance des activités qui l'affecte (activités et aménagements portuaires, dragages, rejets massifs, pompes électronucléaires et industriels, pêche commerciale et de loisir...), sa dimension et sa diversité lui ont permis de conserver encore tout son cortège de poissons migrateurs et d'abriter un certain nombre d'espèces marines (rôle de nourricerie ou de zone de reproduction) ou estuariennes.

Mais cette richesse et cette diversité d'espèces présentes s'amenuisent régulièrement sous l'effet d'une surexploitation de certaines espèces, de l'altération de leurs habitats et de la dégradation de la qualité des eaux, dans un contexte global changeant, modifiant les équilibres antérieurs, malgré les efforts conduits depuis des décennies pour réduire les rejets et les impacts.

Deux problèmes majeurs menacent en particulier la qualité biologique de ce système estuarien, notamment dans sa partie amont, la plus étroite et la plus artificialisée, où se concentrent les apports du bassin amont et ceux des activités urbaines et industrielles locales :

- la toxicité du milieu liée à la présence d'un certain nombre de contaminants (notamment organiques, polymétalliques et d'origine médicamenteuse) assimilés par les organismes,
- la sous-oxygénation combinée à l'échauffement des eaux, particulièrement sensibles en période estivale lors d'épisodes pluvieux dans des contextes tidaux favorisant la stagnation des eaux, pouvant provoquer des situations ou des crises hypoxiques, voire anoxiques, défavorables à la survie ou au maintien des espèces locales comme au déplacement des espèces migratrices, contraintes d'emprunter ce corridor

**La problématique centrale de cet axe peut donc être résumée comme suit :**

- **le fonctionnement particulier de cette zone estuarienne affecte-t-il les cortèges biologiques ?**
- **quelles sont les conséquences des apports de polluants et des déficits d'oxygénation sur la présence, le niveau de contamination, l'état de santé et les migrations des espèces ?**

La réponse à ces questions nécessite de conduire un diagnostic assez large sur les différents compartiments biologiques présents, de la fraction planctonique, benthique, et des poissons, par des inventaires et des analyses, faisant intervenir différentes compétences de biologistes, de pathologistes et d'écotoxicologues, par de l'observation et de l'expérimentation. Elle devrait permettre une première appréciation des impacts des conditions et des événements subis par cette zone sur le fonctionnement des communautés estuariennes. Par ailleurs, les résultats de ces observations permettront de mesurer l'écart existant entre la situation actuelle et la situation de bon état écologique exigée par la Directive Cadre européenne sur l'Eau.

**Action 1 : Approche de l'impact des conditions physico-chimiques affectant la masse d'eau estuarienne garonnaise sur les cortèges biologiques**

**Jérôme De Watteville (CDD), Mario Lepage (IR), Julien Dublon (IE), et Philippe Jatteau (IR)**

Cette première action a été entièrement menée au cours des années 2 et 3 (voir rapports correspondants).

**Action 2 : Caractérisation de la composante planctonique et benthique dans la partie fluviale de l'estuaire de la Gironde**

**F.Dindinaud (Doctorant), B.Sautour (Pr), G.Bachelet (DR), N.Savoie (CNRS)**

**1) Contexte scientifique et objectifs de l'étude**

Les organismes vivants, et notamment planctoniques, sont extrêmement dépendants de leurs environnements. Ils possèdent un temps de génération court, ce qui leur confère un potentiel de réactivité intéressant en tant que marqueur des modifications qualitatives et quantitatives de leurs habitats (Omori, 1984 ; Beaugrand, 2009). Alors que les populations planctoniques et benthiques ainsi que leurs dynamiques associées sont bien connues dans la zone aval de l'estuaire de la Gironde (à partir du PK 30) (Sautour et Castel 1995 ; David *et al.* 2005 ; Quintin *et al.* 2011), rares sont les informations relatives à la composition de ces communautés biologiques dans la partie fluviale de l'estuaire de la Gironde.

**Connaître la variabilité spatio-temporelle des communautés benthiques et planctoniques, ainsi que les patrons responsables de cette variabilité au sein de la partie fluviale de l'estuaire de la Gironde, constitue la finalité recherchée de cette action, avec pour objectifs de répondre aux questions suivantes :**

**Déterminer la composition des communautés biologiques (benthiques et planctoniques) dans la partie fluviale de l'estuaire de la Gironde (Garonne, zone impactée par la CUB, et Dordogne, zone témoin).**

**Déterminer la qualité ainsi que la variabilité du pool nutritif essentiel au maintien des communautés.**

**Etablir un lien avec les paramètres du milieu susceptibles d'agir sur les compositions biologiques.**

Les différentes réponses à ces questions fourniront dans un premier temps un état des lieux fondamental des communautés en présence et par la suite, avec la connaissance des patrons de distribution, un outil précieux de gestion.

## 2) Principaux résultats

Le travail effectué en année 4 a été consacré à la rédaction des chapitres de thèse concernant la faune benthique (achevé), la faune planctonique et de ses relations avec le milieu (en cours de révision) ainsi qu'à la reprise des résultats issus des incubations « production » et à leur analyse (en cours).

Actuellement, **concernant la faune benthique**, il est très difficile de définir un bon indicateur pour des communautés naturellement stressées au sein d'un environnement de transition comme les estuaires qui sont également sujets à des stress d'origine anthropique. C'est l'« estuarinequalityparadox » défini par Dauvin (2007) et discuté par la suite par Elliott & Quintino (2007), Dauvin *et al.* (2012). Ceci est en particulier vrai pour les estuaires fluviaux qui sont très peu étudiés. La macrofaune et la méiofaune sont définies par un critère de taille individuelle (respectivement  $> 1$  mm et comprise entre  $63 \mu\text{m}$  et  $1$  mm). Ces deux compartiments sont relativement sédentaires, permettant ainsi de détecter des perturbations locales.

### **Volet 1 : Structuration de la macrofaune benthique en relation avec les paramètres environnementaux**

Plusieurs études ont montré que la faune benthique était hétérogène à petite échelle spatiale dans les sédiments vaseux (Morisey *et al.*, 1992 ; Ysebaert & Herman, 2002) y compris entre habitats intertidaux et subtidaux (Salgado *et al.*, 2007 ; França *et al.*, 2009).

Dans le **domaine subtidal** de la partie fluviale de l'estuaire, une absence de macrobenthos a été mise en évidence dans la totalité des stations échantillonnées. Une telle constatation n'est pas propre à cette zone de la Gironde ; en effet, 17% des stations échantillonnées en Seine et 23% des stations échantillonnées dans la zone oligohaline de la Loire sont azoïques (Ruellet *et al.*, 2009). Les causes peuvent être variées : mauvaise qualité des paramètres physico-chimiques, enrichissement en matière organique (Pearson & Rosenberg, 1978), crises hypoxiques (Flemeret *et al.*, 1999 ; Gray *et al.*, 2002 ; Guerra-Garcia & Garcia-Gomez, 2005) ou encore conditions hydrodynamiques extrêmes (forts courants, mascaret). Dans notre étude, l'échantillonnage de la macrofaune a été réalisé uniquement durant 3 mois de l'année et lors de la seule année 2011 ; il est donc prématuré de conclure que la zone subtidale de la partie fluviale de l'estuaire de la Gironde est une zone azoïque car les variabilités saisonnière et interannuelles sont des facteurs prépondérants dans les variations d'abondances de la macrofaune (Selleslaghet *et al.*, 2012). Dans l'estuaire halin (aval de notre

zone d'étude), l'abondance des peuplements benthiques subtidaux a été extrêmement faible en 2011 (maxima variant de 264 à 88 ind.m<sup>-2</sup> de l'aval); ces valeurs sont parmi les plus basses depuis le début de l'acquisition récurrente de données dans cette zone en 2004 (Bachelet & Leconte, 2012). Les fortes températures observées en 2011 (notamment entre avril et mai avec respectivement + 4,1 et + 2,6 °C par rapport à la moyenne à long terme des températures ; Bachelet & Leconte, 2012), pourraient expliquer ces abondances très faibles et l'absence d'organismes dans la partie subtidale de l'estuaire fluvial.

Le sédiment de la **zone intertidale** est colonisé par la macrofaune (abondances moyennes annuelles : 2416 ± 572 ind.m<sup>-2</sup> en Garonne et 343 ± 60 ind.m<sup>-2</sup> en Dordogne). Seules deux espèces d'Oligochètes y sont présentes, *Limnodrilus hoffmeisteri* (dominante) et *Tubifex tubifex*. Ces deux espèces sont connues pour survivre dans des zones fortement polluées en matière organique (Chapman & Brinkhurst, 1984 ; Brinkhurst & Gelder, 1991), où leur présence peut être témoin d'une dystrophie. A la différence de *T. tubifex*, *L. hoffmeisteri* ne tolère pas les déficits en oxygène (Chapman & Brinkhurst, 1984). La dominance des Oligochètes en estuaire fluvial n'est pas propre à la Gironde : ils représentent 30% des abondances en Seine ; 51% en Loire en zone oligohaline (Ruellet *al.*, 2009) et les communautés de l'estuaire fluvial de l'Escaut sont très proches de celles de la Garonne (Seysset *al.*, 1999). En aval (estuaire halin), un changement abrupt des dominances des communautés est observé (Bachelet & Leconte, 2012), situation également observée dans l'Escaut (Seysset *al.*, 1999), et dans l'estuaire de la James River en Virginie (Diaz, 1980).

Nos résultats ont montré que le pourcentage en **carbone organique particulaire** dans le sédiment est un facteur clé dans la répartition de la macrofaune intertidale au sein de la partie fluviale de l'estuaire de la Gironde. Ces résultats sont courants au sein des sédiments vaseux où la teneur en carbone organique est élevée. Comme souligné précédemment, *T. tubifex* ainsi que le genre *Limnodrilus* sont considérés comme des bons indicateurs de pollutions organiques car ces espèces tolèrent très bien ce genre de pollution et / ou d'enrichissement (Chapman & Brinkhurst, 1984 ; Brinkhurst & Gelder, 1991). Nos analyses ont permis de montrer que la matière organique particulaire réfractaire d'origine terrestre explique en partie la répartition de la macrofaune entre Garonne et Dordogne estuariennes.

## **Volet 2 : Structuration spatiale de la méiofaune en relation avec les paramètres environnementaux**

Dans les eaux oligohalines et eaux douces estuariennes, la méiofaune constitue souvent une « boîte noire », tant le nombre de travaux sur ce compartiment est faible. Notre travail a mis en évidence une dominance des Nématodes au sein de la méiofaune, dans une moindre mesure, des Foraminifères et des Copépodes. La dominance des Nématodes est habituelle dans les sédiments vaseux (Vinckx *et al.*, 1990 ; Soetaert *et al.*, 1995 ; Moreno *et al.*, 2008), en raison de leur résistance à l'enrichissement en matière organique (et aux pollutions Amjad & Gray, 1983 ). Dans le présent travail, le carbone organique particulaire du sédiment n'a pas pu être corrélé de façon significative avec la structuration de la méiofaune (domaine intertidal et subtidal), que ce soit au niveau quantitatif ou qualitatif. En effet, l'hétérogénéité des communautés entre les deux domaines a été expliquée par les teneurs en pigments chlorophylliens et variations des teneurs en sables très fins.

Traditionnellement, la distribution de la méiofaune est expliquée par les sources principales de nourriture : chlorophylle *a* et matière organique, ainsi que par la granulométrie (Koop & Griffith, 1982 ; Escaravage *et al.*, 1989 ; Castel, 1992 ; Moreno *et al.*, 2008). Dans le cas présent, la concentration en matière organique est différente entre les deux domaines (intertidal et subtidal), mais elle n'explique pas la distribution de la méiofaune, suggérant que la concentration en matière organique n'est pas un facteur structurant pour la méiofaune entre ces 2 domaines. En revanche, la qualité est variable : les analyses isotopiques effectuées sur le sédiment en domaine intertidal ont permis d'identifier plusieurs sources, dont l'une est microphytobenthique (principalement classe des *Euglenophyceae*), ce qui se retrouve dans les signatures pigmentaires (chlorophylle *b* et phéophytine *b*). L'activité de broutage du microphytobenthos est typique de la méiofaune au sein des zones non végétalisées. Elle se structure dès lors en fonction de cette source en modifiant son activité de broutage pour optimiser cet apport (Meyer-Reil & Faubel, 1980 ; Decho, 1986 ; Montagna *et al.*, 1995).

Les sables très fins expliquent la répartition de la méiofaune entre le domaine intertidal et le domaine subtidal et, en l'occurrence, les densités élevées de la méiofaune en domaine intertidal sont également corrélées à des teneurs faibles en sables très fins. Les densités élevées de méiofaune, notamment des Nématodes, sont très souvent associées à des pourcentages élevés en silts et en sables très fins, s'expliquant par leur morphologie ainsi que par leurs modes de déplacement leur procurant une facilité d'enfouissement (Coull, 1986 ; Antajan, 1997 ).

A titre de comparaison, les densités moyennes annuelles de la méiofaune intertidale dans la partie fluviale de l'estuaire de la Gironde ( $1324 \pm 27 \text{ ind.}10 \text{ cm}^{-2}$  en Garonne et  $446 \pm 10 \text{ ind.}10 \text{ cm}^{-2}$  en Dordogne) estuarienne sont du même ordre que celles mesurées par Dos Santos (1995 :  $1055 \text{ ind.}10 \text{ cm}^{-2}$ ) dans la zone mésohaline de ce même estuaire. Ces valeurs sont aussi voisines de celles données par Ngo *et al.* (2013) pour 5 estuaires du Vietnam (105 à  $3678 \text{ ind.}10 \text{ cm}^{-2}$ ). Les abondances de la méiofaune subtidale dans la partie fluviale de l'estuaire de la Gironde sont, équivalentes à celles de l'estuaire du Mondego au Portugal ( $\approx 22$  à  $100 \text{ ind.}10 \text{ cm}^{-2}$  pour le Mondego,  $\approx 37$  à  $70 \text{ ind.}10 \text{ cm}^{-2}$  en Gironde).

### **Volet 3 : Variabilité temporelle de la méiofaune dans la partie fluviale de l'estuaire de la Gironde**

La variabilité temporelle apparaît faible par rapport à la variabilité spatiale. Les communautés méiobenthiques varient rapidement sur une courte échelle de temps durant la période d'étude en parallèle avec la variabilité élevée des paramètres environnementaux. Une part importante de cette variabilité temporelle peut en outre être expliquée par des perturbations de l'environnement (ex. : diminution des débits en période d'étiage, temps de résidence des masses d'eau plus long, augmentation de la température de l'eau, concentration croissante des polluants, remontée de la zone de maximum de turbidité (bouchon vaseux), diminution des teneurs en oxygène, ... : Herman & Heip, 1999 ; Lanoux *et al.*, 2013). Durant la période estivale 2011, lorsque les débits étaient très faibles, une structuration des groupes zoologiques totalement hétérogène d'un mois à l'autre a été observée. Le débit est un paramètre structurant la méiofaune par son caractère dispersif (jusqu'à 100 m de distance : Palmer *et al.*, 1997 ; Swan & Palmer, 2000), par l'apport nutritif qu'il engendre pour des populations relativement sédentaires. Par ailleurs, lorsque les débits sont faibles, les temps de résidence des masses d'eau sont accrus et les apports nutritifs provenant de la colonne d'eau sont moins renouvelés pouvant amener à une augmentation de la productivité locale (si les facteurs du milieu le permettent) et une compétition entre les groupes zoologiques : méiofaune / macrofaune.

### **Volet 4 : Faune benthique et indices biotiques dans la zone fluviale de l'estuaire**

L'utilisation d'indices biotiques pour estimer la qualité écologique de la partie fluviale de l'estuaire est complexe étant donné la paucispécificité du système et la dominance absolue des Oligochètes dans le domaine intertidal. L'indice IOBS (Indice Oligochètes de Bioindication des Sédiments) développé pour les eaux douces (Lafont *et al.*, 2002) basé sur les Oligochètes est le plus intéressant, mais nécessite l'identification spécifique de ceux-ci,

détermination qui n'a pas pu être mise en œuvre entièrement dans cette étude. Néanmoins, la dominance de *Limnodrilushoffmeisteri*, *Tubificidae* sans soies capillaires, dans cette zone pourrait être associée avec une pollution par des micropolluants (Rosso-Darmet *al.*, 1997, 1998) et donc être le témoin d'une mauvaise qualité écologique de l'environnement. L'indice Nématodes/Copépodes va dans ce sens car il a dépassé le seuil de pollution en juin à 5 stations sur 9 échantillonnées, dont 3 en Garonne estuarienne à proximité de l'agglomération de Bordeaux, indiquant également une qualité écologique médiocre de l'environnement.

### 3) Avis scientifiques et préconisations

**Pour la faune benthique**, l'hétérogénéité des communautés entre les stations de la Garonne n'a pu être expliquée par des paramètres environnementaux « classiques » que nous avons mesurés : le croisement de nos données avec les données complémentaires acquises permettra peut-être d'aller plus loin dans l'interprétation (cf. axe 5 en cours).

**Enfin, concernant la faune planctonique**, une première version concernant ce compartiment et ses relations avec le milieu est en cours de révision. Les données liées à la caractérisation de la productivité des organismes planctoniques en relation avec la qualité du milieu sont en cours d'analyse.

La soutenance de thèse liée à ce travail est prévue avant la fin 2014, au plus tard début 2015.

### 4) Bibliographie

- Amjad, S. & J. S. Gray. 1983. Use of the nematode-copepod ratio as an index of organic pollution. *Marine Pollution Bulletin*, 14:178-180.
- Antajan, E. 1997. Meiobenthos et épifaune associés aux herbiers de *Zoostera noltii* dans le bassin d'Arcachon : abondance saisonnière, effet du cycle et des courants de marée. Université Bordeaux 1 (Rapport de stage de DEA).
- Bachelet, G. & M. Leconte : 2012: Macrofaune benthique. *In* : Quintin J. Y. (coord.) et al. : Surveillance écologique du site du Blayais. Rapp. IFREMER RSTDYNECO/AG/12-02, pp. 181-212.
- Brinkhurst, R.O. & S. R. Gelder. 1991. Annelida: Oligochaeta and Branchiobdellida, Pp. 401-435, *In*: J.H. Thorp and A.P. Covich, eds. Ecology and classification of North American freshwater invertebrates. Academic Press - Harcourt Brace Jovanovich, Publishers.

- Castel, J. 1992. The meiofauna of coastal lagoon ecosystems and their importance in the food web. *Vie et Milieu*, 42: 125-135.
- Chapman, P. M. & R. O. Brinkhurst. 1984. Lethal and sublethal tolerances of aquatic Oligochaeta with reference to their use as a biotic index of pollution. *Hydrobiologica*, 115: 139-144.
- Coull, B. C. 1986. Long-term variability of meiobenthos: values, synopsis, hypothesis generation and predictive modelling. *Hydrobiologia* 142: 271-279.
- Dauvin, J.C. 2007. Paradox of estuarine quality: benthic indicators and indices, consensus or debate for the future. *Marine Pollution Bulletin*, 55 : 271-281.
- Dauvin, J.C., Alizier, S., Rolet, C., Bakalem, A., Bellan, G., Gomez Gesteira, J.L., Grimes, S., de la-Ossa-Carretero, J.A. & Y. Del-Pilar-Ruso. 2012. Response of different benthic indices to diverse human pressures. *Ecological Indicators*, 12: 143-153.
- Decho, A. W. 1986. Water-cover influences on diatom ingestion rates by meiobenthic copepods. *Marine Ecology Progress Series*, 33: 139-146.
- Diaz, R. J. 1980. Ecology of tidal freshwater and estuarine Tubificidae (Oligochaeta). In: R. O. Brinkhurst & D.G. Cook (eds), *Aquatic Oligochaete Biology*. Plenum Press, New York. 319-330.
- Elliott, M. & V. Quintino. 2007. The Estuarine Quality Paradox, Environmental Homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas. *Marine Pollution Bulletin*, 54 : 640-64.
- Escaravage, V., Garcia M. E. & J. Castel. 1989. The distribution of meiofauna and its contribution to detritic pathways in tidal flats (Arcachon Bay, France). *Scientia Marina*, 53: 551-559.
- Flemer, D. A., Kruczynski, W. L., Ruth, B. F., & C. M. Bundrick. 1999. The relative influence of hypoxia, anoxia, and associated environmental factors as determinants of macrobenthic community structure in a northern Gulf of Mexico estuary. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery* 6, 311-328.
- França, S., Vinagre, C., Pardal, M.A. & H.N. Cabral. 2009. Spatial and temporal patterns of benthic invertebrates in the Tagus estuary, Portugal: comparison between subtidal and an intertidal mudflat. *Scientia Marina*, 73: 307-318.
- Gray, J. S., Wu, R. S. & Y. Y. Or. 2002. Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal marine environment. *Marine Ecology Progress Series*, 238 : 249-279.
- Guerra-Garcia, J.M. & J.C. Garcia-Gomez. 2005. Oxygen levels versus chemical pollutions: Do they have similar influence on macrofaunal assemblages? A case study in a harbour with two opposing entrances. *Environmental Pollution*, 135: 281-291.
- Herman, P. M. J. & C. H. R. Heip. 1999. Biogeochemistry of the Maximum TURbidity Zone of estuaries (MATURE): Some conclusions. *Journal of Marine Research*. 22: 89 - 104.

- Koop, K. & C. L. Griffith. 1982. The relative significance of bacteria, meio- and macrofauna on an exposed sandy beach. *Marine Biology*, 66: 295-300.
- Lafont, M., Wilson, J. G., Harris, C. R. & D. L. Tomlinson. 2002. Indice oligochètes de bioidentification des sédiments (IOBS) NF T 90-930. Guide méthodologique. *Rapport CEMAGREF / BUGEAP pour l'Inter-Agences de l'Eau*.
- Lanoux, A., Etcheber, H., Schmidt, S., Sottolichio, A., Chabaud, G., Richard, M. & G. Abril. 2013. Factors contributing to hypoxia in a highly turbid, macrotidal estuary (the Gironde, France). *Environmental science: processes & impacts*, 15, 585- 595.
- Meyer-Reil, L. A. & A. Faubel. 1980. Uptake of organic matter by meiofauna organisms and interrelationships with bacteria. *Marine Ecology Progress Series*, 3: 251-256.
- Montagna P. A. 1995. Rates of metazoan meiofaunal microbivory: A Review. *VIE MILIEU*, 45(1) : 1-9.
- Moreno, M., Ferrero, T. J., Gallizia, I., Vezzulli, L., Albertelli, G., & M. Fabiano. 2008. An assessment of the spatial heterogeneity of environmental disturbance within an enclosed harbour through the analysis of meiofauna and nematode assemblages. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 77:565-576.
- Morrisey, D. J., Hewitt, L., Underwood, A.J. & J. S. Stark. 1992. Spatial variation in soft-sediment benthos. *Marine Ecology Progress Series*, 81: 197-204.
- Ngo, X.Q., Smol, N. & A. Vanreusel. 2013. The *meiofauna distribution in correlation with environmental characteristics in 5 Mekong estuaries, Vietnam*. *Cahier de Biologie Marine*, 54: 71-83.
- Palmer M.A., Allan, J.D. & C.A. Butman. 1996. Dispersal as a regional process affecting the local dynamics of marine and stream benthic invertebrates *Trends in Ecology and Evolution*, 11: 322-326.
- Pearson, T.H. & R. Rosenberg. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology. An Annual Review* 16: 229-311.
- Rosso-Darmet A., M. Lafont & A. Durbec. 1997a. Synthèse bibliographique sur l'intérêt des oligochètes comme indicateurs de la qualité du milieu et de la contamination métallique et micro-organique. Acquisition des données biologiques et résultats des inventaires d'oligochètes. Rapport BURGEAP/Cemagref Lyon/AE Artois-Picardie : 14 p.
- Rosso-Darmet A., M. Lafont & J. Mouthon. 1998. Utilisation des peuplements d'oligochètes et de mollusques comme descripteurs du degré de pollution des sédiments. Rapport Cemagref Lyon/AE Adour-Garonne : 34 p.
- Ruellet, T., Bachelet, G., Barillé, A. L., Dauvin, J.-C., Desroy N. & J. P. Ducrottoy. 2009. Le macrobenthos en zone oligohaline dans les grands estuaires de la façade Manche Atlantique. Rapport. Projet BEEST, vers une approche multicritère du Bon Etat écologique des grands ESTuaires.

- Salgado, J., Cabral, H.N. & M.J. Costa. 2007. Spatial and temporal distribution patterns of the macrozoobenthos assemblage in the salt marshes of Tejo estuary (Portugal). *Hydrobiologia*, 587: 225–239.
- Santos, P. J. P. 1995. Contribution a l'écologie du méiobenthos et du microphytobenthos dans la zone oligo-mésohaline de l'estuaire de la Gironde et dynamique de population et production secondaire du copépode Harpaticoide *Nannopus palustris* Brady, 1880. Thèse université Bordeaux 1.
- Selleslagh, J., Lobry, J., N'Zigou, A. R., Bachelet, G., Blanchet, H., Chaalali, A., Sautour, B. & P. Boët. 2012. Seasonal succession of estuarine fish, shrimps, macrozoobenthos and plankton : Physico-chemical and trophic influence. The Gironde estuary as a case study. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 112: 243-254.
- Seys, J., Vincx, M. & P. Meire. 1999. Spatial distribution of oligochaetes (Clitellata) in the tidal freshwater and brackish parts of the Schelde estuary (Belgium). *Hydrobiologia*, 406: 119-132.
- Soetaert, K. & C. Heip. 1995. Nematode assemblages of deep-sea and shelf break sites in the North Atlantic and Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 125: 171-183.
- Swan, C. M. & Palmer, M. 2000. What drives small-scale spatial patterns in lotic meiofauna communities? *Freshwater Biology*, 44: 109-121.
- Vincx, M., Meire, P., & C. Heip. 1990. The distribution of nematodes communities in the Southern Bight of the North Sea. *Cahiers de Biologie Marine*, 31: 107-129.
- Ysebaet, T. & P. M. J. Herman. 2002. Spatial and temporal variation in benthic macrofauna and relationships with environmental variables in an estuarine, intertidal soft-sediment environment. *Marine Ecology progress Series*, 244: 105 – 124.

### ***Action 3 : Analyse des effets des périodes hypoxiques sur les fonctionnements biologiques***

**Mario Lepage (IR), Jérôme de Watteville (CDD), Philippe Jatteau (IR) et Rémy Fraty (TR)**

Cette troisième action a été terminée au cours de l'année 2 (voir rapport correspondant).

### ***Action 4 : Evaluation des niveaux de contamination et effets écotoxicologiques sur les composantes biologiques exposées dans cette masse d'eau estuarienne.***

**M.Baudrimont (Pr), P.Y.Gourves (CDD), V.Duflo (Ing), B.Etcheverria (Ing)**

#### **1) Objectifs scientifiques et attendus pour les gestionnaires**

Les objectifs de l'action 4 sont l'évaluation des niveaux de contamination des composantes biologiques exposées à la masse d'eau garonnaise, l'estimation de l'impact des périodes d'hypoxie sur la bioaccumulation métallique et sur les effets toxiques subis au niveau cellulaire. Dans ce but, différentes approches ont été développées : **(1)** une mesure directe de la contamination des organismes échantillonnés (poissons, benthos et plancton) et la détermination des variations temporelle et spatiale ; **(2)** la transplantation d'organismes non contaminés sur différents sites dans la Garonne et la mesure des effets biologiques et écotoxicologiques ; **(3)** l'exposition en laboratoire d'organismes à différentes conditions de contamination représentatives de la Garonne.

#### **2) Résultats majeurs**

##### **2.1. Etat d'oxygénation de l'eau au cours de l'été 2012.**

L'oxygénation de l'eau de la Garonne a été suivie en continu par la sonde MAGEST au port autonome de Bordeaux (Bacalan) et par une sonde terrain au port de Bègles et à St. Macaire. En 2012, l'hypoxie est apparue plus tôt (dès le mois de juillet) et a été plus forte qu'en 2011. En juillet, elle a été plus marquée à Bacalan qu'à Bègles et les jours présentant des valeurs inférieures au seuil choisi de 4 mg.L<sup>-1</sup> représentaient respectivement 26 % et 14 % des données mesurées. En août, l'hypoxie a été deux fois plus élevée aux deux sites avec des valeurs passant à 51 % à Bacalan et 37 % à Bègles. En septembre, l'hypoxie n'a été ressentie qu'à Bègles (32 % des données mesurées). Enfin, elle n'a pas été ressentie à St. Macaire durant toute la période des transplantations.

## 2.2. Prélèvement direct d'individus dans la Garonne (1)

### 2.2.1. Pêches poissons

Les résultats des pêches poissons de 2010 et 2011 ont été présentés respectivement dans les rapports de l'année 1 et 3. En 2012 et 2013, il n'était pas prévu dans le projet de renouveler ces pêches.

### 2.2.2. Prélèvement de benthos

En 2010 et 2011, les pêches de benthos menées n'ont pas permis de récolter suffisamment d'échantillons pour réaliser les mesures prévues. Elles n'ont donc pas été renouvelées en 2012 et 2013.

### 2.2.3. Pêches de copépodes

En 2011, les résultats des pêches de copépodes ont été présentés dans le rapport de l'année 2. Il n'a pas été prévu de réitérer ces prélèvements les autres années.

## 2.3. La transplantation d'organismes dans la Garonne (2)

### 2.3.1. Schéma des transplantations

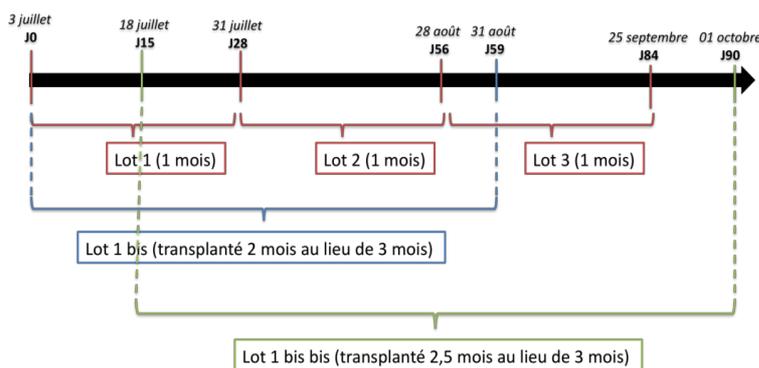


Figure 7- Schéma de la transplantation de *Corbicula fluminea* en période estivale dans la Garonne à Bacalan (amont de Bordeaux), Bègles (aval de Bordeaux) et St. Macaire (site référence) entre un et trois mois en 2012.

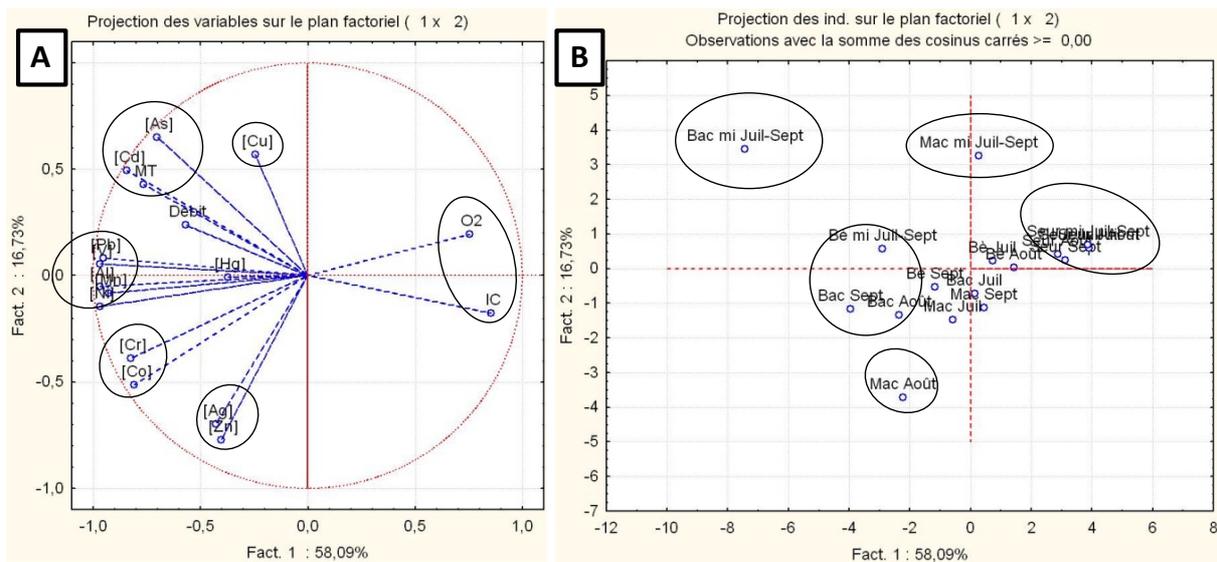
Rappelons qu'en 2012, des corbicules provenant d'un site non contaminé (St. Seurin) ont été transplantés en amont (Bègles) et en aval de Bordeaux (Bacalan) ainsi qu'au niveau d'un site amont (St. Macaire). Ils ont été exposés en période estivale, soit durant trois périodes de 1 mois (juillet, août et septembre), soit sur trois mois (figure 1). Avant chaque transplantation, des organismes témoins non exposés à l'eau de Garonne ont été prélevés et analysés (St. Seurin).

A Bègles, un défaut du matériel a exposé les corbicules aux forts courants de la Garonne entraînant leur mortalité soudaine quinze jours après le début de l'expérience (lot 1 bis). Pour avoir un suivi identique à chaque site sur 3 mois consécutifs, d'autres bivalves ont été transplantés en parallèle (lot 1 bis bis) à St. Macaire, Bègles et Bacalan. La forte mortalité des corbicules à Bacalan en août pour le lot 1 bis (76 % des individus) et en septembre (78 % des individus) pour le lot 1bis bis nous a obligé de les retirer prématurément afin de garder un échantillonnage suffisant pour les analyses prévues. Sur les mêmes périodes, la faible mortalité à St Macaire et Bègles (2 % aux deux sites) montre un impact des conditions physico-chimiques sur les corbicules en aval de Bordeaux. En revanche, la mortalité est faible (entre 0 % et 2 %) pour des corbicules exposées seulement un mois entre juillet et septembre. Ceci démontre une résistance des organismes à l'hypoxie mais seulement sur une courte

période.

### 2.3.2. Résultats obtenus avec le bivalve filtreur (*Corbicula fluminea*)

Nous avons observé précédemment que les conditions d'exposition dans la Garonne estuarienne au cours de l'été 2012 avaient conduit à des diminutions d'indices de condition à partir du mois d'août, démontrant une inhibition de croissance et donc un effet physiologique marqué autour de l'agglomération bordelaise, notamment pour les sites de Bacalan et Bègles. A partir de l'ensemble des résultats obtenus au cours des transplantations des corbicules, hormis la période de deux mois « juillet à août » compte-tenu de la faible quantité de données liée à la mortalité des individus, des analyses intégrées des réponses ont été réalisées.



**Figure 8-** Analyses en composantes principales (ACP) basées sur la bioaccumulation polymétallique dans l'organisme entier, l'indice de condition (IC) et la concentrations en métallothionéines (MTs) chez *Corbicula fluminea* ainsi que le taux d'oxygène de l'eau et le débit de la Garonne. La projection des individus sur le plan factoriel 1 x 2 (B) a été associée au cercle des corrélations (A).

Code de la projection des individus : (1) le mois : Juillet (Juil), août (Août) et septembre (Sept) ; (2) les sites : St. Macaire (Mac), Bègles (Bè), Bacalan (Bac) et St. Seurin (Seur). Les témoins associés au lot 1, lot 2, lot 3 et lot 1 bis bis sont respectivement nommés Seur juil, Seur août, Seur sept et Seur mi juil-sept.

Une ACP prenant en compte la majorité des paramètres mesurés chez *C. fluminea*, ainsi que certains facteurs environnementaux ( $O_2$ , débit), a permis de dégager, selon les plans factoriels 1 et 2 représentant 75% de la variabilité totale (figure 2A et 2B) des concentrations métalliques fortement corrélées d'une part entre As et Cd, d'autre part entre Pb, V, Al, Mn et Ni, Cr et Co et enfin Ag et Zn. Il est observé tout d'abord que les corbicules exposées aux eaux de la Garonne sont plus contaminées que celles provenant du site témoin (St Seurin). Lors d'une exposition d'un mois au niveau de la CUB, le site de Bacalan est marqué par des bioaccumulations en Cr, Co, Pb, V, Al, Mn et Ni alors que le site de Bègles est beaucoup moins influencé par ces contaminants. Ce constat a déjà été fait lors des transplantations de 2011. Lors d'une exposition de 2,5 mois, le site de Bacalan est marqué par des bioaccumulations principalement en Cd et As, très bien corrélées aux réponses des MTs alors que le site de Bègles est plutôt influencé par l'accumulation en Pb, V, Al, Mn et Ni. De plus, ces concentrations métalliques caractéristiques de Bacalan et Bègles sont fortement corrélées au débit amont de la Garonne à Tonneins, ce qui suggère des apports principalement amont de ces éléments. Au contraire, l'ensemble des accumulations métalliques sont anti-corrélées à l'oxygénation de l'eau et à l'indice de condition. L'hypoxie en période estivale entraîne en effet une augmentation de la ventilation des organismes (Legeay et al., 2005, Pierron et al., 2007) et amplifie par là même la contamination par voie directe. Les paramètres physico-

chimiques de la masse d'eau garonnaise amplifient donc la bioaccumulation au niveau de la CUB et inhibent la croissance des organismes, conduisant à terme à leur mort. L'énergie allouée à la lutte contre la présence des métaux et de l'hypoxie se fait au détriment de celle allouée normalement à la croissance ou à la reproduction. Enfin, le site de St Macaire (amont CUB) semble être influencé par une contamination en As et Cu pour les corbicules transplantées 2,5 mois (déjà observées lors du caging de 2011) et en Ag et Zn pour ceux transplantés au mois d'août. La région agricole située en amont de ce site utilise potentiellement des fongicides de Cu (bouillie bordelaise) ou encore des traitements pour le bois contenant de l'As (Molénat et al., 2000) et des biocides à base d'arsénite de sodium utilisés jusqu'en 2001 en viticulture (rapport INRS, 2004) et très rémanents dans l'environnement. Aussi, les activités anthropiques situées en amont de notre site de St Macaire représentent de nombreuses autres sources potentielles de contamination.

Les analyses d'expressions de gènes que nous avons conduites par la suite (tableau 1) nous ont permis de caractériser les phases d'hypoxie chez les corbicules. En effet, durant les périodes d'hypoxie modérée (juillet et septembre) les organismes transplantés au niveau de la CUB ont induit les gènes *cox1* et *sod-mt* impliqués respectivement dans la respiration mitochondriale et la lutte contre le stress oxydant. Les corbicules sont donc capables de lutter contre ce stress hypoxique sur une courte période. Cependant, lorsque l'hypoxie est intense (août) au niveau de la CUB, il est observé de fortes répressions de gènes impliqués dans la lutte contre le stress oxydant (*cat* et *sod-mt*), dans la détoxification (*gst* et *mt1*) et dans la respiration mitochondriale (*cox1* et *12s*). Les corbicules diminueraient leur métabolisme énergétique et donc diminueraient leur activité. Après 2,5 mois d'exposition à Bègles et Bacalan, les mêmes gènes sont réprimés mais de manière plus marquée qu'au mois d'août. Le retour à un état normal du métabolisme n'est pas observé en 2012 contrairement à 2011 malgré l'absence d'hypoxie à Bacalan en septembre. L'hypoxie marquée et prolongée participerait donc à l'épuisement et la mortalité des corbicules (78% de morts à Bacalan).

**Tableau 3-** Niveau d'expression des gènes dans la masse vicérale chez les corbicules de Bègles et Bacalan en comparaison avec St. Macaire: catalase (*cat*), superoxyde-dismutase mitochondriale (*sod-mt*), glutathion-S-transférase (*gst*), métallothiononéine (*mt1*), sous-unité 1 du cytochrome c oxydase (*cox1*) et gène ribosomique *12s*. Les inductions génétiques sont représentées en vert et les répressions en violet.

		Juillet		Août		Septembre		Mi juillet-Septembre	
		Bègles	Bacalan	Bègles	Bacalan	Bègles	Bacalan	Bègles	Bacalan
Lutte stress oxydant	<i>cat</i>	/	/	/	1/20	/	/	1/100	1/50
	<i>sod-mt</i>	2,1	/	1/2	1/3	/	/	1/5	1/6
Détoxification	<i>gst</i>	/	/	1/3	1/3	/	/	1/10	1/6
	<i>mt1</i>	/	/	1/3	/	/	1/3	/	/
Respiration mitochondriale	<i>cox1</i>	2,5	2	26,6	/	4,4	19,3	/	1/4
	<i>12s</i>	/	/	1/3	/	/	/	/	/

#### 2.4. Exposition des organismes en laboratoire (3)

Compte-tenu de l'accumulation significative de Ni dans les *C. fluminea* au niveau de l'agglomération bordelaise, qui semble être un marqueur de pollution urbaine déjà observé lors du Défi Cd (2006 - 2009) et confirmé par cette étude, ainsi que de son caractère récemment reconnu comme potentiellement cancérigène, nous avons choisi de focaliser nos approches expérimentales sur ce métal, en exposition seule ou combinée avec une phase hypoxique ou la présence d'un autre métal, le Pb (figure 3A et 3B).

Une première étude menée en laboratoire a traité les effets isolés et combinés de l'exposition de corbicules à l'hypoxie et au nickel par voie directe. Le Ni, métal peu étudié et très présent dans la Garonne, a été significativement accumulé par les Corbicules en fonction du temps et des concentrations d'exposition après 7j, mais est ensuite régulé par les organismes dans les branchies. L'exposition à une hypoxie entre T7 et T14 a favorisé son accumulation et retardé

sa régulation à T14 (figure 3A). L'hypoxie seule a généré les mêmes effets que ceux observés *in situ* au niveau des expressions de gènes, et les effets couplés du Ni et de l'hypoxie ont conduit à une aggravation des impacts sur les organismes.

Afin d'approfondir la compréhension de l'impact du Ni sur *C. fluminea*, et d'aborder la problématique de la contamination polymétallique de l'estuaire de la Gironde, nous avons ensuite étudié les effets du Ni en conditions isolées ou combinées au Pb (métal non régulé). L'exposition au Ni et au Pb a montré une accumulation significative des corbicules en fonction du temps et des concentrations d'exposition. La présence simultanée des deux métaux entraîne des modifications de la bioaccumulation de chacun d'eux, avec notamment une augmentation de l'accumulation du Ni dans les branchies à T7 en présence de Pb (figure 3B). La régulation du Ni n'intervient alors qu'en condition de mélange, lorsque le niveau de Ni accumulé est suffisamment élevé pour déclencher ce processus. Ceci démontre donc de fortes interactions entre les contaminants qui jouent également sur les réponses biochimiques et génétiques qui sont modulées différemment en fonction des conditions d'exposition au Ni seul ou en présence d'un autre facteur de stress (hypoxie ou Pb).

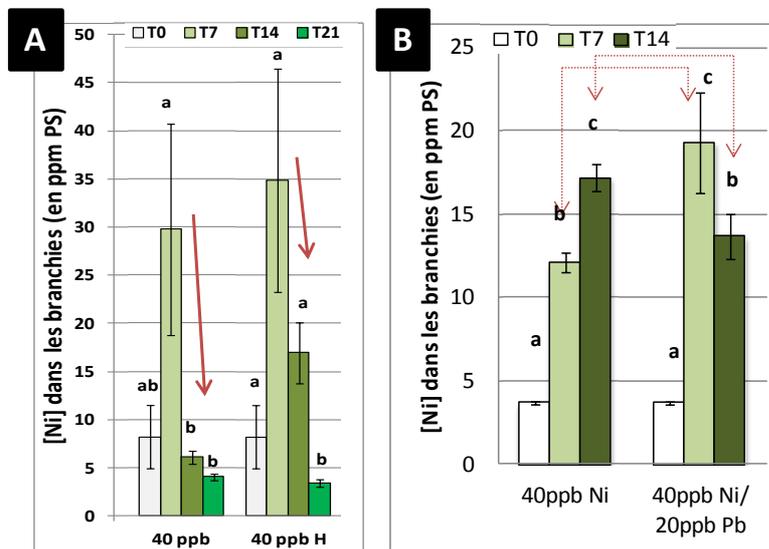


Figure 9- Bioaccumulations du Ni (moyenne  $\pm$  SE) dans les branchies de *Corbicula fluminea*. (A) représente les niveaux de contamination après une exposition à 40 ppb de Ni sans ou avec hypoxie (H) entre T7 et T14. (B) représente les niveaux de contamination après une exposition à 40 ppb de Ni seul ou en mélange avec 20 ppb de Pb. (Extraits des rapports de stage de Perrine Dranguet, 2012 et Laura Payton, 2013).

Une autre problématique de la Garonne estuarienne concerne non seulement la présence d'une contamination polymétallique, mais également la présence de résidus médicamenteux, issus de leurs diverses utilisations faites par l'homme. Par exemple, les antiépileptiques (carbamazépine et gabapentine), les antiviraux (cyclophosphamide et abacavir) et certains pesticides (S-métachlore et ses métabolites OA et ESA), regroupés sous le terme de polluants émergents, sont communément détectés dans le milieu aquatique. Ces composés, contenant des molécules actives, sont susceptibles de présenter un risque environnemental non négligeable. Ainsi, une autre expérimentation a consisté à étudier les niveaux d'expression de gènes cibles et la synthèse des protéines MTs associée après 3, 7 et 14 jours de contamination aux différents composés, seul ou en mélange, dans les branchies et les masses viscérale de *Corbicula fluminea*. Cette étude a permis en parallèle de mettre en évidence des variations de l'expression génétique dans les tissus de *C. fluminea*, révélant un impact des contaminants sur les organismes, et ce à des concentrations environnementales (Tissandier, 2013).

En complément de cette étude, nous nous sommes intéressés à l'effet du Ni couplé à des médicaments. Ainsi, les bivalves ont été exposés durant 21 jours par voie directe à des cocktails de polluants représentatifs de ceux retrouvés dans la Garonne (4  $\mu\text{g.L}^{-1}$  Ni, 1  $\mu\text{g.L}^{-1}$  carbamazépine, 30  $\text{ng.L}^{-1}$  cyclophosphamide (antiviraux), 30  $\text{ng.L}^{-1}$  fluorouracil (anticancéreux), 5  $\mu\text{g.L}^{-1}$  gabapentine). La bioaccumulation du Ni et des médicaments, la

quantification des MTs et les niveaux d'expression des gènes impliqués dans la lutte contre le stress oxydant (catalase et superoxyde dismutase mitochondriale), dans la détoxification (glutathion-S-transférase et métallothionéines) et la respiration mitochondriale (sous unité I de la cytochrome c oxydase et le gène ribosomique *12S* marqueur du nombre de mitochondries) sont en cours de quantification dans les branchies, la masse viscérale et le reste du corps des organismes. Les analyses vont nous apporter certainement de nouvelles données originales sur les effets cocktails de contaminants métalliques et organiques représentatifs de la Garonne estuarienne.

### 3) Avis scientifiques et préconisations

Les résultats des analyses des transplantations de 2012 confirment celles des autres années. En effet, il est toujours observé une variation spatio-temporelle de la contamination métallique avec une plus forte accumulation des organismes au niveau de la CUB et en période estivale lors de l'étiage. L'hypoxie, plus intense et apparue plus tôt en 2012, et le débit dans la Garonne semblent jouer un rôle important dans l'accumulation et la létalité des organismes.

Au vu des résultats, il semblerait toujours nécessaire de limiter les rejets de métaux provenant des STEP ou des activités amont du bassin versant en période d'étiage. Dans des projets pilotes, la phytoremédiation ou la capacité de filtration des corbicules pourraient être utilisées pour diminuer la concentration métallique de ces rejets.

### 4) Références bibliographiques

- INERIS** (2007). Manganèse et ses dérivés ; Version n°2, mise à jour le 25/04/2007.
- INRS** (2004). Exposition à l'arsenic en viticulture : apport biométrie. INRS, documents pour le Médecin du Travail, n°100, 4<sup>e</sup> trimestre 2004, 499-507.
- Dranguet P.**, (2012). Effets isolés et combinés de l'exposition de *Corbicula Fluminea* à l'hypoxie et au Ni par voie directe en laboratoire. Université Bordeaux 1, rapport de stage.
- Molénat N.**, Holeman M. and Pinel R. (2000). Arsenic as a pollutant of the environment: Origins, repartition, biotransformations and ecotoxicity. *L'actualité chimique*, 6, 12-23.
- Tissandier C.**, (2013). Étude expérimentale de l'impact de polluants émergents: les résidus médicamenteux, sur les réponses cellulaires et moléculaires chez un mollusque bivalve d'eau douce: *Corbicula fluminea*.
- Legéay A.**, Achard-Joris M., Baudrimont M., Massabuau J.C., Bourdineaud J.P. (2005). Impact of Cadmium Contamination and Oxygenation Levels on Biochemical Responses in the Asiatic Clam *Corbicula Fluminea*. *Aquatic Toxicology* 74, 242–253.
- Pierron F.**, Baudrimont M., Lucia M., Durrieu G., Massabuau J.C., Elie P. (2008). Cadmium uptake by the European eel : Trophic transfer in field and experimental investigations, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 70, 10-19.

# AXE 5



## **Synthèses des pressions et des impacts caractérisant les eaux de la Garonne estuarienne. Recommandations de gestion.**

L'eau est la seule chose la plus nécessaire à l'entretien de la vie, mais il est aisé de la corrompre... car pour la terre, le soleil, les vents, ils ne sont point sujets à être emprisonnés, ni détournés, ni dérobés, tandis que cela peut arriver à l'eau, qui, pour de raison, a besoin que la loi vienne à son secours...

**« Les lois » Platon – IV<sup>e</sup> siècle avant Jésus-Christ**

« Eau, tu n'as ni couleur, ni arôme, on ne peut pas te définir, on te goûte sans te connaître. Tu n'es pas nécessaire à la vie, tu es la vie. »

**St Exupéry**

**Avril 2013 – Mars 2014**



Dans cet AXE 5, le principe est de procéder à la synthèse :

- des observations de la qualité des eaux dans la Garonne estuarienne au niveau de Bordeaux, zone quasiment pas étudiée en dépit de son importance primordiale,
- de la compréhension des mécanismes et des processus biogéochimiques qui s'y déroulent et du comportement des cortèges biologiques, résultats des travaux des axes précédents,
- des préconisations résultant de la confrontation des nouvelles connaissances scientifiques acquises et de l'expérience opérationnelle des gestionnaires.

La spécificité de l'aire étudiée tient au fait qu'elle est une zone soumise à un balancement des marées très prononcé en période d'étiage (avec un long temps de résidence des eaux prévisible), dans laquelle les apports fluviaux de l'amont associés à ceux urbains, d'origine locale, peuvent dégrader notablement la qualité des eaux et avoir d'importantes répercussions sur les communautés biologiques présentes.

L'étude de l'impact de l'environnement urbain est primordiale dans un tel système estuarien à marée, où les eaux et les matières en suspension stagnent plus ou moins longtemps en conditions hydrologiques d'étiage. Or, il existe un réel manque d'information et de certitude concernant le niveau actuel de l'état écologique de cette partie amont d'estuaire et la hiérarchie des facteurs de dégradation (qualité physicochimique, hypoxies, toxicité, absence de diversité et d'abris, envasement...). La mise en commun des données acquises dans les 4 premiers axes de recherche doit aider à acquérir une caractérisation précise des masses d'eau présentes dans cette section d'estuaire.

Les objectifs affichés à cet égard sont donc :

- de mettre à disposition l'ensemble des données acquises aux scientifiques et aux personnels des organismes partenaires et de les sécuriser ;
- de livrer un bilan précis et complet de l'état écologique actuel des eaux de l'estuaire garonnais, notamment au niveau de la Communauté Urbaine de Bordeaux, bilan sujet à une variabilité saisonnière certaine;
- d'identifier et de quantifier les facteurs sur lesquels il importera d'agir pour atteindre la qualité des eaux exigée dans le futur (limitation des apports d'amont, soutien d'étiage, degré de traitement et nature des rejets, gestion de leur émission, etc...), si l'on veut atteindre un « Bon Etat ou Bon Potentiel Ecologique » des eaux dans ce type de milieu.

Bien sûr, il sera possible d'appliquer localement les critères d'appréciation du « Bon Etat ou Bon Potentiel Ecologique », choisis au niveau national, sur ces milieux spécifiques que forment les eaux estuariennes soumises à l'influence de la marée en proximité de zone urbaine. Mais cette étude devrait permettre d'apprécier plus finement l'état des compartiments biologiques et l'origine comme les niveaux de pression subies, pour faciliter l'intégration des priorités d'action nécessaires dans la décision publique d'investissement et de gestion et restauration de ces masses d'eau, au-delà du programme de surveillance réglementaire.

C'est au cours de la quatrième année de ce programme que les relations éventuelles entre les émissions des effluents, contenant des taux en charges organiques, micropolluants organiques

et métalliques élevés et les populations biologiques ont été documentées.

Une série de réunions scientifiques à périodicités mensuelles, prévues entre les chercheurs participants aux différents axes du programme et les gestionnaires du Comité de Pilotage, ont permis de faire progresser nos connaissances dans ce domaine.

Les résultats scientifiques tirés de ces échanges seront donnés dans un rapport spécifique, Axe 5, dont le plan sera brièvement exposé ici même, à la suite de la présentation du travail fait par la cellule GEO- Transfert concernant :

- la rénovation du site web ;
- le recueil et la bancarisation des métadonnées, ainsi que leur mise à disposition sur le site web ;
- l'assistance à la coordination

### **1/ Rénovation du site WEB**

Depuis janvier 2013, GEO-Transfert a refait le site WEB conçu initialement pour le projet par un autre prestataire (FEEL and SEA).

GEO-Transfert a utilisé les outils de création en ligne (via un site internet) mis à disposition par le service Informatique de l'UMR EPOC, Jean Michel Escalier (Base de données et réseaux) et Hubert Wenneques (maintenance informatique et site web). Le site a été ainsi réalisé à l'aide du logiciel CANTAO mis en place par le service informatique.

Le site web est depuis sauvegardé sur un serveur de l'Université de Bordeaux et la nouvelle adresse est :

<http://etiage.epoc.u-bordeaux1.fr/index.php/accueil.html>

Les principales pages web développées et en accès public sont :

- la page d'accueil
- les Actualités (New, revue de presse et séminaire de restitution)
- les Axes scientifiques (présentation des objectifs et des principaux résultats)
- la production scientifique (listes de publications, de colloques et de rapports de stages et les thèses)
- l'accès aux fiches de métadonnées
- une carte interactive pour la consultation sous un système de type google map des sites de mesures

Les principales améliorations du site depuis avril 2013 ont été :

- la création des pages de métadonnées et la carte interactive
- la création d'un système de login / mot de passe pour permettre aux membres du consortium d'accéder à une page de téléchargement des rapports et documents de références du programmes (rapports, compte-rendu, diaporama,...)

- la mise à jour des données des axes afin de prendre en compte les derniers résultats et surtout présentés des conclusions synthétiques significatives et grand publique.

## 2/ Recueil, bancarisation et mise à disposition des métadonnées

En mars 2013, GEO-Transfert a recruté un CDD qualifié en SIG et référencement et archivage de données pour terminer cette action. Le contrat de Cécile Curti a démarré le 02/04/2013. Une de ses missions a été la réalisation des fiches de métadonnées du projet ETIAGE.

A partir de septembre 2013, après avoir réalisé le modèle de fiche de métadonnées, GEO-Transfert a entrepris le recueil de ces données, soit en récupérant les informations nécessaires dans les rapports produits par les scientifiques, soit par consultation directe.

Les fiches ont toutes été soumises aux chercheurs responsables de la production des données pour validation avant publication. Le catalogue s'est achevé en février 2014.

Les fiches validées ont été mises en ligne sur le site web à l'adresse suivante :

<http://etiage.epoc.u-bordeaux1.fr/index.php/metadonnees.html>

Chaque fiche de métadonnées est décrite par un résumé qui rappelle le n° de l'axe et de l'action, ainsi que les mots clés. Une miniature de la carte SIG qui permet la localisation des sites de mesures permet une consultation rapide et peut être agrandie.

Un lien permet le téléchargement de la fiche de métadonnées au format pdf. La base de métadonnées (fichiers excel) est elle sauvegardée sur les serveurs de l'UMR EPOC par le service informatique.

En tant qu'exemple de fiche de métadonnées est présentée, à la fin de ce rapport synthétique, la fiche de l'axe 1, action 1.1 « variabilité des charges organiques urbaines ».

## 3/ Action de soutien à la coordination et l'organisation de la communication.

Cela a porté notamment sur l'organisation de la réunion publique finale et le Comité de pilotage du 20/02/2013 a proposé à GEO-Transfert de préparer un devis et un projet pour reprendre cette action.

GEO-Transfert a proposé les prestations suivantes :

- Aide à l'organisation des Comités de Pilotage et Comités Techniques (Ordre du Jour, Secrétariat de séance, Comptes-rendus);
- Aide à l'organisation des réunions scientifiques transversales de l'axe 5 ;
- Aide à l'organisation de la réunion publique finale (été 2014).

La conclusion de ce travail a été l'organisation du séminaire de restitution en collaboration avec les services de la CUB, de la Lyonnaise des Eaux et de l'Agence de l'Eau. La journée a été une réussite avec la présence de plus de 150 personnes. La journée a été inaugurée par les responsables des

partenaires : J.L. Pozzo (Directeur du Département Sciences et Technologies de l'Université de Bordeaux), A.L. Jacquet (Vice présidente de la CUB « eau et assainissement»), A. Bousseau (Directeur régional de la Lyonnaise des Eaux, Bordeaux), L. Bergeot (Directeur de l'Agence de l'Eau Adour Garonne).

Les diaporamas présentés sont d'hors et déjà en accès libre sur le site WEB et l'Agence de l'Eau et le Lyre vont contribuer à la réalisation d'actes qui seront distribués à l'ensemble des participants dans quelques semaines.

Liste des réunions organisées :

	<b>réunion</b>	<b>date</b>	<b>livrable</b>
1	Comité de pilotage	20/02/2013	ODJ et Compte rendu
2	Comité technique	18/06/2013	ODJ et Compte rendu
3	Réunion axe 5	10/09/2013	ODJ et Compte rendu
4	Réunion axe 5	01/10/2013	ODJ et Compte rendu
5	Réunion axe 5	07/11/2013	ODJ et Compte rendu
6	Réunion axe 5	12/12/2013	ODJ et Compte rendu
7	Réunion axe 5	10/01/2014	ODJ et Compte rendu
8	Réunion axe 5	11/02/2014	ODJ et Compte rendu
9	Réunion axe 5	08/04/2014	ODJ et Compte rendu
10	Réunion axe 5	07/05/2014	ODJ et Compte rendu
11	Réunion axe 5	10/06/2014	Préparation séminaire de restitution
12	Réunion axe 5	12/06/2014	Préparation séminaire de restitution
13	Réunion axe 5	24/06/2014	Séminaire de restitution finale, 150 participants

#### **4/ Plan résumé de la synthèse scientifique du programme ETIAGE.**

De la série des réunions entre scientifiques et gestionnaires menées en 2014, il est sorti comme résultats majeurs:

- que la qualité des eaux de la Garonne et de l'écosystème autour de la zone urbaine de la CUB se différençait de celle des eaux de l'amont et de l'aval de cette zone ;
- que la conjonction des apports amont et de ceux locaux, dus aux rejets urbains, provoquait un impact certain sur la qualité des eaux et du milieu ;
- que des recommandations en matière de gestion à l'échelle du bassin versant et de la CUB s'imposaient, touchant à des préconisations de gestion des eaux, de changements de pratiques et de comportements aux niveaux collectif et individuels, mais aussi à la nécessité d'acquérir des connaissances supplémentaires pour mieux cerner sources polluantes et processus en jeux.

# ETIAGE

Etude intégrée de l'effet des apports amont et locaux sur le fonctionnement de la Garonne estuarienne

ETIAGE > Catalogue de métadonnées

**Accueil**

**Actualités**

News et revue de presse  
Séminaire de restitution

**Axes Scientifiques**

Axe 1- Matières organiques et consommation d'oxygène  
Axe 2- Contaminants organiques classiques et émergents  
Axe 3 - Contaminants métalliques  
Axe 4 - Impact des conditions physico-chimiques  
Axe 5 - Synthèse des pressions et des impacts et recommandations de gestion

**Production scientifique**

**Métadonnées**

**Connexion**

**Carte Interactive**

Bienvenue sur la page de consultation du catalogue de métadonnées du projet ETIAGE.

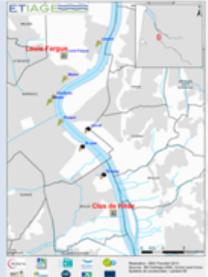
**Avertissement** : les fiches actuellement disponibles sont des fiches provisoires en attente de validation

**Axe 1- MO et Oxygénation des eaux**

Caractérisation des eaux d'évènements pluvieux rejetées dans le milieu naturel

Dans le but d'estimer les rejets de matière organique directement dans le milieu récepteur en temps de pluie (TP), l'intérêt s'est porté sur le site qui rejette le volume annuel le plus important, le site du Peugeot. Des échantillons moyens horaires ont été prélevés lors de campagnes organisées par la Lyonnaise des Eaux à l'aide d'un préleveur automatique. Ainsi, 5 journées de rejets urbains de temps de pluie (RUTP) ont pu être caractérisées entre avril et septembre 2012. La caractéristique majeure de la pollution des RUTP est sa variabilité, observée d'une pluie à une autre sur un même site, d'un instant à un autre au cours d'une même pluie et d'un site à l'autre suivant la nature des réseaux. Les concentrations par TP sont extrêmement variables en fonction des caractéristiques de la pluie, de la période sèche antérieure, de l'état du réseau, de la saison.

AXE 1 – Action 1.1 MOTS CLES : estuaire de la Gironde, station d'épuration, matière organique, déversoir d'orage



télécharger la [fiche](#)  
[carte](#)

[agrandir la](#)

Variabilité des charges organiques urbaines : estimation des flux entrants et sortants de Louis Fargue et Clos de Hilde

Caractérisation des apports organiques et inorganiques entrants et sortants des deux STEP, Clos de Hilde et Louis Fargue, dans le but d'étudier la variabilité intra- et inter- horaire de ces charges polluantes. Quantifier les quantités de composés consommateurs en oxygène (MO et ammonium) transitant dans le réseau urbain et éliminées dans les stations d'épuration de la CUB.

AXE 1 – Action 1.1 MOTS CLES : estuaire de la Gironde, station d'épuration, matière organique



télécharger la [fiche](#)  
[carte](#)

[agrandir la](#)

**ANNUAIRE DES BASES DE DONNEES SCIENTIFIQUES DU PROGRAMME ETIAGE**

**MODELE MODIFIE DE L'ANNUAIRE DE METADONNEES V0.3 DU CEMAGREF**

Voir le fichier 8285\_1\_Atelier4\_MTD pour avoir des explications sur les métadonnées



Description	
Type de donnée :	Base de données
Titre de la donnée :	<b>Variabilité des charges organiques urbaines</b>
Identifiant de la donnée :	ETIAGE-axe1-1-a
Description	 <p>Caractérisation des apports organiques et inorganiques entrants et sortant des deux STEP, Clos de Hilde et Louis Fargue, dans le but d'étudier la variabilité intra- et inter- horaire de ces charges polluantes. Quantifier les quantités de composés consommateurs en oxygène (MO et ammonium) transitant dans le réseau urbain et éliminées dans les stations d'épuration de la CUB.</p>
Généalogie de la donnée :	Echantillonnage : prélèvements automatiques (pendant 24H ou instantanés) d'échantillons d'eaux en entrée et en sortie de station (quantité d'eau récoltée proportionnelle au débit), conservation à 4°C jusqu'à analyse. Les paramètres étudiés sont : MES, COP, COD, NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> , NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>
Thésaurus ISO	environnement,
Thésaurus INSPIRE	7. installations de suivi environnemental
Thésaurus CEMADOC	STATION D'EPURATION
Mots clés	estuaire de la Gironde, station d'épuration, matière organique

Référencement dans le programme ETIAGE	
Axe :	AXE 1
Nom de l'action :	Action 1.1. - Etude de la charge organique des effluents de la CUB arrivant en Gironde
Responsable de l'action :	Henri Etcheber
Objectif scientifique principal :	L'objectif est de mieux connaître la qualité de la fraction organique liée aux effluents de la Communauté Urbaine de Bordeaux (CUB), ses flux, son comportement dans le milieu aquatique naturel et son impact éventuel sur ce milieu

Extensions géographiques et temporelles	
Emprise géographique du site prélèvement/mesure	
Emprise géographique :	mesures ponctuelles dans une zone
Nom de la zone d'étude, du site, de la station :	Station d'épuration Louis Fargue
Commune :	Bordeaux
Coordonnées en X (emprise de la zone d'étude) :	418448,171124
Coordonnées en Y (emprise de la zone d'étude) :	6425016,27318
Système de projection :	Lambert 93

Méthode de détermination des coordonnées :	précision décamétrique
Commentaire sur la géolocalisation de la donnée :	positions relevées sur Google Earth
<b>Emprise géographique du site prélèvement/mesure</b>	
Emprise géographique :	mesures ponctuelles dans une zone
Nom de la zone d'étude, du site, de la station :	Station d'épuration Clos de Hilde
Commune :	Bégles
coordonnées en X :	420785,313138
coordonnées en Y :	6417514,18075
Système de projection :	Lambert 93
Méthode de détermination des coordonnées :	précision décamétrique
Commentaire sur la géolocalisation de la donnée :	positions relevées sur Google Earth
<b>Référence temporelle</b>	
Date :	16/07/2013
Type de date :	Date de publication
<b>Etendue temporelle</b>	
Date de début :	01/05/2010
Date de fin :	01/06/2012
Fréquence :	campagne(s) ponctuelle(s)
<b>Mise à jour</b>	
Etat de la donnée :	Terminé
Fréquence de mise à jour :	aucune
Remarque sur la mise à jour :	

<b>Information technique et qualité de la donnée</b>	
Limites d'utilisation :	Restrictions concernant l'accès public
Langue de la donnée :	Français
<b>Données cartographiques</b>	
Type de représentation spatiale :	vecteur (points)
Système de projection :	lambert 93
Résolution spatiale :	1:50 000
<b>Données ponctuelles</b>	
Type de prélèvement/mesure :	eau
Code Sandre de support prélevé :	eau
Code Sandre de localisation du point :	a priori M3 : cas complexes
Commentaire sur le prélèvement/la mesure :	
<b>Qualité de la donnée</b>	
Nombre de données liées à cette métadonnée :	1
Norme, méthode, protocole :	<p><b>Préleveurs automatiques :</b>  <b>MES</b> : filtrés sous vide sur filtre Whatman GF/F  <b>COP</b> : attaque HCl 2N puis évaporation acide, ajout de catalyseurs (limaille de fer et Lecosel) puis mesure avec analyseur à carbone LECO CS 125, combustion à 1100°C dans un four à induction sous flux d'oxygène.  <b>COD</b> : acidification HCl 12N, mesure avec analyseur de carbone organique SHIMADZU TOC 5000, CO<sub>2</sub> produit détecté par spectrophotomètre infra-rouge.  <b>Composés azotés</b> : filtration (0,2µm) puis stockage à -18°C, analyse de l'ammonium et nitrates par FIA, des nitrites par spectrophotométrie.  <b>Composés phosphorés</b> : filtration (0,2µm) réfrigération avec ajout d'HNO<sub>3</sub>, analyse par spectrophotométrie  <b>Débits</b> : débits déversés correspond aux différences entre débitmètre du collecteur des Quais et celui de Peugue</p>
Unité de mesure :	<p><b>MES</b> : mg/L  <b>COP</b> : % et mg/L  <b>COD</b> : mg/L  <b>Composés azotés</b> : mg/L  <b>Composés phosphorés</b> : mg/L</p>
Limite de détection :	Ammonium : 0,06 mg/L nitrites, nitrates et phosphates : 0,01 mg/L
Limite de quantification :	
Incertitude de mesure :	

Plage de mesure :	<b>MES</b> : inférieure à 5% (10 à 20% si quantité de matière de 1 à 2mg/L) <b>COP</b> : inférieure à 5% (10 à 20% si quantité de matière de 1 à 2mg/L) <b>COD</b> : 2% <b>Composés azotés</b> : <b>Composés phosphorés</b> :
-------------------	-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

Attributs	
Catalogue d'attributs (donnée 1) :	date - type d'échantillon (traité ou brut) - observation (temps sec ou pluie) - pluie (mm) - Q (m <sup>3</sup> /s) - MES - COP - COD - composés azotés - composés phosphorés

Contacts	
Auteur/producteur de la métadonnée :	GEO-Transfert, UMR EPOC 5805, B18 Université Bordeaux 1
Propriétaire de la donnée :	
Responsable de la donnée :	Henri Etcheber
Organisme :	UMR EPOC 5805, B18 Université Bordeaux 1
Adresse :	B18
Ville :	Talence
Code postal :	33405
E-mail :	<a href="mailto:etcheber@epoc.u-bordeaux1.fr">etcheber@epoc.u-bordeaux1.fr</a>
Autres contacts :	<a href="mailto:a.lanoux@epoc.u-bordeaux1.fr">a.lanoux@epoc.u-bordeaux1.fr</a>

Accès aux données	
Support de la donnée :	Numérique
Localisation physique de la donnée :	serveur UMR EPOC
Contraintes d'accès :	diffusion limitée
Information d'accès	citation :
Mode d'accès :	Demande directe auprès du responsable et/ou du producteur
Lien :	Lien vers le jeu de données

Documentations/Publications	
Lien documentation :	Manuel utilisateur, licence, etc.
Références bibliographiques :	Lanoux, A. (2013) , Caractérisation et rôle respectif des apports organiques amont et locaux sur l'oxygénation des eaux de la Garonne estuarienne. Thèse spécialité biogéochimie et écosystèmes. Université Bordeaux 1
Lien "Univ Bordeaux 1"DOC	
Lien CEMADOC :	Lien possible vers CEMADOC.

Information sur la métadonnée	
Identifiant métadonnées :	Numéro unique qui se remplit automatiquement
Langue des métadonnées :	Français
Type de ressource :	Jeu de données

Conformité INSPIRE	
Titre de la spécification :	-
Date de spécification :	-
Ressource conforme :	-