



HAL
open science

Développement d'une méthodologie pour l'amélioration du suivi chimique des eaux continentales

R. Recoura Massaquant, Olivier Geffard, Jean-Philippe Besse, Arnaud
Chaumot, Adeline François, Christelle Lopes, Cecile Miege, Amandine
Roussel-Galle, Fabienne Serveto, Marina Coquery

► To cite this version:

R. Recoura Massaquant, Olivier Geffard, Jean-Philippe Besse, Arnaud Chaumot, Adeline François, et al.. Développement d'une méthodologie pour l'amélioration du suivi chimique des eaux continentales. [Rapport de recherche] irstea. 2014, pp.66. hal-02601928

HAL Id: hal-02601928

<https://hal.inrae.fr/hal-02601928v1>

Submitted on 6 Feb 2024

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.

*Partenariat 2013 - 2015 – Domaine substances polluantes
Action 36 – Surveillance des substances prioritaires dans le biote*

Développement d'une méthodologie pour l'amélioration du suivi chimique des eaux continentales

*Rapport de synthèse de l'étude pilote :
déploiement de l'outil gammare encagé au
niveau national, résultats pour les
substances organiques ciblées*

Rapport final

*Rémi RECOURA-MASSAQUANT, Olivier GEFFARD, Jean-Philippe BESSE,
Arnaud CHAUMOT, Adeline François, Christelle LOPES, Cécile MIEGE,
Amandine ROUSSEL-GALLE, Fabienne SERVETO, Marina COQUERY
(Irstea Lyon)*

Juillet 2014

Contexte de programmation et de réalisation

Ce rapport a été réalisé dans le cadre d'un partenariat ONEMA-Irstea : Fiche action 2013-2015 « Surveillance des substances prioritaires dans le biote : développement d'une méthodologie pour l'amélioration du suivi chimique des milieux ». Il fait suite aux travaux réalisés en 2011 et 2012 portant sur la « Surveillance des substances prioritaires dans le biote ».

En vue d'atteindre les objectifs de la DCE concernant le suivi des tendances temporelles et spatiales des concentrations en contaminants dans les milieux aquatiques, et notamment des substances prioritaires présentes à l'état de traces dans la colonne d'eau, ainsi que l'application des normes de qualité environnementale (NQE biote), il convient aujourd'hui de développer des méthodes basées sur l'utilisation du biote, et notamment d'harmoniser et standardiser les méthodologies d'échantillonnage et les critères de choix des organismes sentinelles.

Dans ce contexte, un cadre méthodologique pour la mise en œuvre de la surveillance chimique des milieux d'eau douce à l'aide du biote a été mis en place. La présente action visait à appliquer la méthode développée (outil « gammare encagé ») à l'échelle nationale, afin d'évaluer la pertinence et la faisabilité de ce type d'approche de biosurveillance active.

Les auteurs

Laboratoire d'écotoxicologie, UR MALY, Irstea Lyon-Villeurbanne

Rémi RECOURA-MASSAQUANT - Ingénieur d'études, remi.recoura-massaquant@irstea.fr

Olivier GEFFARD - Chargé de Recherche, olivier.geffard@irstea.fr

Jean-Philippe BESSE - Chargé de Recherche

Arnaud CHAUMOT - Chargé de Recherche, arnaud.chaumot@irstea.fr

Adeline FRANCOIS - Ingénieur d'études, adeline.francois@irstea.fr

Laboratoire Biométrie et Biologie Évolutive, Villeurbanne

Christelle LOPES - Maître de conférences, christelle.lopes@univ-lyon1.fr

Laboratoire de chimie des milieux aquatiques, UR MALY, Irstea Lyon-Villeurbanne

Cécile MIEGE – Ingénieur de Recherche, cecile.miege@irstea.fr

Amandine ROUSSEL-GALLE – Assistante ingénieur, amandine.roussel-galle@irstea.fr

Fabienne SERVETO – Ingénieur d'études, fabienne.serveto@irstea.fr

Marina COQUERY - Directrice de Recherche, marina.coquery@irstea.fr

Les correspondants

Onema : Olivier PERCEVAL, DAST, olivier.perceval@onema.fr

Irstea : Marina COQUERY, UR MALY, marina.coquery@irstea.fr

Référence du document : R. Recoura-Massaquant, O. Geffard, Besse, J.P., A. Chaumot, A. François, C. Lopes, C. Miège, A. Roussel-Galle, F. Servetto, M. Coquery (2014). Rapport de synthèse de l'étude pilote : déploiement de l'outil gammare encagé au niveau national, résultats pour les substances organiques ciblées. Rapport IRSTEA-ONEMA, 66 p.

Droits d'usage :	Public (après délai 6 mois)
Couverture géographique :	National
Niveau géographique :	National
Niveau de lecture :	Professionnels, experts
Nature de la ressource :	Rapport final

**Rapport de synthèse de l'étude pilote : déploiement de l'outil gammare encagé au
niveau national, résultats pour les substances organiques ciblées.**

Rapport final

*R. Recoura-Massaquant, O. Geffard, Besse, J.P., A. Chaumot, A. François,
A. Roussel-Galle, C. Lopes, C. Miège, F. Servetto, M. Coquery*

Résumé

Ce travail porte sur l'évaluation de la pertinence et de la faisabilité d'une approche de biosurveillance active (basée sur l'utilisation d'organismes encagés) pour le suivi des tendances de la contamination organique pour les eaux continentales.

L'espèce de crustacé amphipode *Gammarus fossarum* a été choisie comme organisme d'intérêt. L'historique d'exposition de ces organismes est connu et les facteurs biotiques tels que le sexe, le poids et l'apport en aliments (tant en quantité qu'en qualité), sont contrôlés afin de proposer une approche robuste et d'obtenir des résultats comparables entre stations et dans le temps.

Des gammares encagés ont été déployés sur plus de 90 sites au niveau national entre mai 2012 et juillet 2013. Les sites d'étude ont été choisis pour représenter une large gamme de caractéristiques physico-chimiques, ainsi que diverses pressions anthropiques (agricoles, industrielles, urbaines). Ces sites font partie de l'étude prospective nationale de recherche des micropolluants dans les eaux de surface. Après une semaine d'exposition, les concentrations de 31 substances organiques hydrophobes (polychlorobiphényles, polybromodiphényléthers et organochlorés) ont été mesurées dans les gammares. Au total, parmi ces 31 substances organiques, 19 d'entre elles ont été quantifiées sur plus de 55% des sites et 12 ont été peu, voire jamais quantifiées.

Sur la base des données acquises durant cette campagne de déploiement au niveau national, nous avons déterminé des seuils de contamination biodisponible ou « Bioavailable Background Assessment Concentration » (BBAC) pour les différents composés organiques qui ont été quantifiés. Parallèlement, nous avons déterminé une valeur de référence, appelée « Bioavailable Background Concentration » (BBC), valeur indicatrice des concentrations moyennes de fond biodisponible.

Par ailleurs, dans la perspective d'une utilisation de cet outil d'encagement pour la vérification de la conformité aux normes de qualité environnementale (NQE-biote), il convenait d'évaluer si les niveaux de contaminants observés après une semaine d'exposition dans le biote dans les milieux étaient en état stationnaire avec les niveaux de contamination du milieu. Dans cette optique, des expositions *in situ* de 3 semaines ont été réalisées pour évaluer l'impact de la durée d'exposition sur les teneurs accumulées par les gammares. Les résultats obtenus montrent que pour plus de 75% des sites étudiés, les concentrations en composés organiques dans les organismes exposés une, deux ou trois semaines sont similaires. Lorsque des variations de concentrations ont été observées, celles-ci peuvent être attribuées à une évolution de la contamination des milieux ou associées à des niveaux de contaminations des milieux extrêmement fortes, mais toutefois, ces variations ne changent pas l'interprétation (déclassement) des sites.

Mots clés (thématique et géographique)

Surveillance chimique ; substances organiques ; eaux continentales ; biosurveillance active ; gammare ; valeur seuil de contamination biodisponible

Summary report of the pilot study: deployment of the Gammarus tool, caged at national level, results for the target organic compounds.

Final report

R. Recoura-Massaquant, O. Geffard, Besse, J.P., A. Chaumot, A. François,
A. Roussel-Galle, C. Lopes, C. Miège, F. Servetto, M. Coquery

Abstract

We investigated the suitability of an active biomonitoring approach, using the ecologically relevant species *Gammarus fossarum*, to assess trends of organic contamination in continental waters, over time and between stations.

The species of amphipod crustacean *Gammarus fossarum* was selected as the organism of interest. The history of exposure of these organisms is well-known and biotic factors, such as gender, weight and food intake (both in quantity and quality), are controlled in the methodology to propose a robust approach and comparable results between stations and time.

Gammarids were translocated into cages at about 90 sites at the French national scale from May 2012 to July 2013. Study sites were chosen to represent different physico-chemical characteristics and various anthropic pressures. After one week of exposure, concentrations of 31 organic substances (Polychlorinated biphenyls, Polybrominated diphenyl ethers, Organochloride) were measured in gammarids. Among these 31 organic substances, 19 of them were quantified over 55% of the sites, whether 12 were hardly or never quantified.

On the basis of data acquired during this campaign of deployment at the national level, we could determine the "Bioavailable Background Assessment Concentration" (BBAC) for quantified organic compounds. Meanwhile, we have established a reference value, called "Bioavailable Background Concentration" (BBC), value indicative of average "Bioavailable Background Concentration".

Verification of compliance with environmental quality standards (EQS-biota) from caged organisms implies that contaminant levels in biota are in equilibrium with the levels of environmental contamination. In this context, *in situ* exposures during three weeks have been conducted to assess the impact of exposure time on the levels accumulated by Gammarus. The results obtained show that for more than 75% of the sites studied, the organic concentration in organisms exposed during one, two or three weeks is similar. When changes in concentrations were observed, they could be attributed to changes in environmental contamination or associated with extremely high levels of contamination; yet, such variability did not modify the interpretation (classification) of the sites.

Keywords

Chemical monitoring; organic substances; continental waters; active biomonitoring; gammarids; bioavailable background assessment concentration

**Rapport de synthèse de l'étude pilote : déploiement de l'outil gammare encagé au
niveau national, résultats pour les substances organiques ciblées.**

Rapport final

R. Recoura-Massaquant, O. Geffard, Besse, J.P., A. Chaumot, A. François,
A. Roussel-Galle, C. Lopes, C. Miège, F. Servetto, M. Coquery

Synthèse pour l'action opérationnelle

Contexte général

La présente étude s'inscrit dans le contexte de la Directive cadre sur l'eau (DCE) et notamment dans celui de la surveillance de l'état chimique pour les eaux continentales. La nouvelle directive européenne adoptée en août 2013 (2013/39/CE) généralise l'utilisation du biote en surveillance, notamment pour la conformité aux NQE définies pour le biote et pour l'évaluation des tendances de la contamination (i.e., objectif de non dégradation de la qualité des milieux aquatiques).

Dans le précédent rapport méthodologique (Besse *et al.* 2012a), nous avons montré que l'encagement de gammares (crustacé amphipode, *Gammarus fossarum*) était un outil utilisable pour la surveillance des substances prioritaires et candidates de la DCE dans les eaux continentales. En effet, cette approche permet une totale liberté du choix des sites, mais également un suivi robuste, reproductible et comparable dans le temps et dans l'espace des niveaux de contamination. Ainsi cette approche s'inscrit parfaitement pour le suivi des tendances de la contamination chimique mais également, à terme, dans la stratégie de l'évaluation de l'état chimique des milieux à partir des NQE-biote (e.g. détection dans le gammare de substances bio-accumulables et présentes à l'état de traces ou utilisation des teneurs en contaminants dans les gammares pour évaluer le risque de dépassement des valeurs de NQE-biote se rapportant au poisson). A partir des travaux menés au niveau de la région Rhône-Alpes, des « valeurs seuils de contamination biodisponible » (BBAC) ont été définies pour les substances organiques. Ces valeurs permettent une classification des sites en fonction du niveau de contamination biodisponible.

Objectifs

L'objectif principal de cette étude était de proposer une méthode pertinente de détermination des valeurs seuils (BBAC) pour les composés organiques pour l'ensemble des systèmes continentaux rencontrés à l'échelle nationale (France métropolitaine). L'étude a porté sur 91 sites répartis au niveau national.

De plus, il convenait d'évaluer si la méthode de biosurveillance active, basée sur une semaine d'exposition, permet d'obtenir des niveaux de contamination dans les organismes représentatifs des niveaux observés pour des expositions plus longues et si les niveaux de contamination des organismes encagés sont stables dans le temps. Le but était d'étudier l'influence du temps d'exposition sur l'évaluation de la contamination biodisponible des composés organiques par les organismes encagés sur une période allant jusqu'à trois semaines. Dans cette optique, des suivis d'accumulation *in situ* ont été mis en place allant jusqu'à trois semaines d'exposition.

Méthodologie

Des gammares encagés (6 réplicats de 20 individus par site ; *Gammarus fossarum*) ont été déployés sur 91 sites à l'échelle nationale sur une période de 7 jours. Les sites d'étude

ont été choisis pour représenter une large gamme de caractéristiques physico-chimiques ainsi que diverses pressions anthropiques. Ces sites font partie de l'étude prospective nationale de recherche des micropolluants dans les eaux de surface. Pour respecter la méthode précédemment développée, seuls des gammares mâles matures de même classe d'âge ont été exposés (Besse *et al.*, 2012a).

Après exposition, les concentrations de 31 substances organiques hydrophobes (polychlorobiphényles, polybromodiphényléthers et organochlorés) ont été mesurées dans les gammares.

Principaux acquis

Les résultats de ce travail confirment l'intérêt de l'encagement chez *Gammarus fossarum* pour le suivi de la contamination chimique des milieux aquatiques continentaux. Sur l'ensemble des sites, sur 31 substances mesurées, 19 ont été quantifiées dans *G. fossarum* dans plus de 55% des sites, et 12 substances (HCB, PeCB, BDE28, op-DDT, pp-DT, PCB77, PCB126, PCB157, PCB169, PCB189, PBDE153, PBDE154) ont été jamais ou très rarement quantifiées. Dans le cadre du suivi des tendances demandé par la DCE, ces travaux montrent une nouvelle fois l'intérêt d'utiliser le biote comme matrice accumulatrice des composés organiques pour l'étude des niveaux de contamination, mais également son intérêt comme matrice intégratrice au cours du temps.

L'utilisation d'une méthode contrôlée, aussi bien techniquement que pour les paramètres biologiques des organismes utilisés, a permis de proposer une démarche pour définir une BBC (concentration de fond biodisponible) et une BBAC (seuil de contamination biodisponible) associées à l'outil biologique déployé.

Au-delà de ce qui est requis par la DCE pour le suivi des tendances, la définition de la BBAC constitue un outil d'aide à la gestion des milieux aquatiques. Ces valeurs seuils permettent d'identifier quel composé organique est présent de façon anormale et sous forme biodisponible, par conséquent susceptible de conduire à des effets néfastes. Ainsi, l'utilisation de ces BBAC permet de prioriser d'une part, les stations les plus problématiques en terme de contamination et d'autre part, les composés sur lesquels les démarches de restauration doivent agir pour revenir à un état de non contamination biodisponible.

Concernant le suivi de conformité des milieux aquatiques au regard des NQE, la méthodologie d'encagement peut être proposée selon plusieurs démarches. La première consisterait à utiliser l'encagement et les valeurs de BBAC associées à l'organisme utilisé dans une démarche de priorisation de sites, ceci afin d'identifier les stations les plus à risque et sur lesquelles la mesure dans le poisson serait nécessaire en deuxième approche. La seconde consisterait à utiliser les organismes encagés comme matrice biote pour évaluer la contamination des milieux, en bénéficiant de son avantage (améliorer la sensibilité des mesures grâce à l'accumulation et améliorer l'intégration dans le temps par rapport à un prélèvement ponctuel); et ensuite, de prédire les concentrations à des niveaux d'organisation biologique plus élevés (poisson) à partir de modèles de transfert trophique, afin d'évaluer leur conformité aux NQE-biote. Pour cette seconde approche, il est indispensable d'évaluer si une exposition d'une semaine est représentative d'une exposition à plus long terme. Nos travaux ont montré que les concentrations en composés organiques varient peu au-delà d'une semaine d'exposition. Les travaux de suivi d'accumulation menés dans cette étude montrent qu'une exposition d'une semaine donne lieu à des niveaux d'accumulation similaires aux niveaux observés dans les organismes après 2 et 3 semaines d'exposition. Dans les cas où des modulations ont été notées, les augmentations au cours

du temps ont été observées uniquement pour des sites très fortement contaminés, mais toutefois ne change pas l'interprétation (déclassement) des sites.

Par ailleurs, ces travaux ont mis en avant la nécessité d'utiliser des gammars issus d'une production en élevage, en conditions contrôlées et constantes au cours du temps.

Pour en savoir plus

Besse, J.P., Geffard, O., Coquery, M. (2011). Développement d'une méthodologie pour l'amélioration du suivi chimique des eaux continentales - Etat de l'art sur les approches de biosurveillance et application dans le cadre de la DCE. Cemagref-Irstea, 100 p.

Besse, J.-P., Coquery, M., Lopes, C., Chaumot, A., Geffard, O. (2012a). Développement d'une méthodologie pour l'amélioration du suivi chimique des eaux continentales – Approche de biosurveillance active sur *Gammarus fossarum*. Irstea, 65 p.

Besse, J.P., Geffard, O., Coquery, M. (2012b). Relevance and applicability of active biomonitoring in continental waters under the Water Framework Directive. *TrAC - Trends in Analytical Chemistry* 36, 113-127.

Besse, J.-P., Coquery, M., Lopes, C., Chaumot, A., Budzinski, H., Labadie, P., Geffard, O. (2013). Caged *Gammarus fossarum* (Crustacea) as a robust tool for the characterization of bioavailable contamination levels in continental waters: Towards the determination of threshold values. *Water Research* 47, 650-660.

Remerciements

La réalisation de ce travail a bénéficié de la précieuse collaboration de plusieurs personnes, que nous remercions pour leur grande disponibilité :

Alexandre Sapin, Renaud Tutundjian, Patrice Noury, Guillaume Jubeaux et Hervé Quéau (Ecotox, Irstea Lyon) pour leur contribution au travail de pêche, de tri des gammars et de déploiement des systèmes d'encagement sur le terrain.

L'ensemble des membres du comité de pilotage de l'étude : Olivier Perceval et Pierre-François Staub de l'Onema, Jean Prygiel de l'Agence de l'Eau Artois-Picardie, Thomas Pelte de l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée Corse, Xavier Bourrain de l'Agence de l'Eau Loire-Bretagne, Anne-Sophie Allonier-Fernandes l'Agence de l'Eau Seine-Normandie, Sandrine Andrés de l'INERIS et Stéphanie Schaan du MEDDE/DGALN/DEB/GR3.

Sommaire

Résumé	3
Abstract	4
Synthèse pour l'action opérationnelle	5
SOMMAIRE	8
LISTE DES ABREVIATIONS.....	10
LISTE DES DEFINITIONS.....	11
LISTE DES TABLEAUX.....	12
LISTE DES FIGURES	13
1. INTRODUCTION	15
1.1. Contexte général.....	15
1.2. Objectifs	15
2. MATERIEL ET METHODES	16
2.1. Prélèvement et stabulation des organismes	16
2.1.1. Site de prélèvement des gammars.....	16
2.1.2. Méthodes de prélèvement et stabulation des gammars	16
2.2. Protocole d'exposition et suivi des paramètres physico-chimiques pour l'étude nationale	17
2.2.1. Conditions d'exposition.....	18
2.2.2. Sites d'exposition	18
2.2.3. Détermination des valeurs seuils de contamination biodisponible	19
2.3. Influence du temps d'exposition sur l'évaluation de la contamination biodisponible	20
2.3.1. Conditions d'exposition.....	20
2.3.2. Sites d'exposition	20
2.4. Analyse des substances organiques	21
2.4.1. Substances analysées.....	21
2.4.2. Méthode d'analyse et contrôles qualité.....	22
3. DETERMINATION DES VALEURS SEUILS DE CONTAMINATION BIODISPONIBLE AU NIVEAU NATIONAL	25
3.1. Taux de récupération des systèmes et survie des organismes.....	25
3.2. Accumulation des contaminants organiques chez les gammars.....	25
3.2.1. Teneurs en organiques dans les gammars encagés.....	25
3.2.2. Teneurs en composés organiques dans les organismes avant exposition.....	26

3.3. Détermination des valeurs seuils de contamination biodisponible (BBAC) et valeurs de fond (BBC).....	27
4. INFLUENCE DU TEMPS D'EXPOSITION SUR L'ÉVALUATION DE LA CONTAMINATION BIODISPONIBLE.....	31
4.1. Taux de récupération des systèmes et survie des organismes.....	31
4.2. Accumulation des composés organiques dans les gammares	31
5. DISCUSSION GENERALE	39
REFERENCES.....	41
ANNEXES	42
ANNEXE A. Liste des sites retenus dans l'étude.....	43
ANNEXE B. Caractéristiques physico-chimiques des sites évalués.....	48
ANNEXE C. Taux de survie dans les gammares exposés 7 jours.....	51
Annexe D. Taux de survie des gammares engagés au cours des trois semaines d'exposition afin de déterminer l'influence du temps d'exposition sur l'évaluation de la contamination biodisponible	53
Annexe E. Concentrations mesurées dans les gammares pour la campagne nationale	54
Annexe F. Détermination des profils de concentrations mesurées chez les gammares et les valeurs seuils de contamination biodisponible associées pour les substances organiques analysées.	55
Annexe G. Concentration en organiques mesurées dans les gammares à 7, 14 et 21 jours (cinétiques d'exposition sur 4 sites)	65

Liste des abréviations

BBAC : Bioavailable Background Assessment Concentration (valeur seuil de contamination biodisponible)

BBC : Bioavailable Background Concentration (concentration de fond biodisponible)

DCE : Directive cadre sur l'eau (Directive 2000/60/CE)

DDT : Dichlorodiphényltrichloroéthane

GC : Chromatographie gazeuse

HCB : Hexachlorocyclobenzène

LQ : Limite de quantification

NQE : Norme de qualité environnementale

PeCB : Pentochlorobenzène

PCB : Polychlorobiphényles

PBDE : Polybromodiphényléthers

Liste des définitions

Valeur seuil de contamination biodisponible : concentration en contaminant en dessous de laquelle il n'est pas possible de conclure à une différence significative avec la valeur de fond définie pour ce même contaminant. Une concentration dans les gammes supérieure à cette valeur seuil signe une source significative de contamination biodisponible pour le site étudié.

Concentration de fond biodisponible : valeur de concentration de fond d'un contaminant définie comme la moyenne des concentrations mesurées au niveau national et qui suivent une distribution normale.

Bioaccumulation : processus lié à l'absorption par un organisme d'une ou plusieurs substances chimiques présentes dans l'eau, et qui entraîne une concentration accrue de ces substances dans les tissus de l'organisme par rapport à la concentration initialement présente dans l'eau.

Biosurveillance active : méthode de biosurveillance reposant sur la transplantation (ou encagement) sur le site d'étude d'organismes provenant d'un site de référence ou d'un élevage.

Liste des tableaux

Tableau 1. Sites retenus pour la cinétique d'accumulation.....	21
Tableau 2. Substances organiques analysées dans cette étude.....	22
Tableau 3. Concentrations organiques (en ng/g de poids sec, n=91) dans les gammares encagés après 7 jours d'exposition	26
Tableau 4. Liste des sites retenus pour l'étude. Localisation, codes masse d'eau et station, coordonnées et information sur les types de pression.	43
Tableau 5. Caractéristiques physico-chimiques des eaux de surface sur les sites d'étude. 48	
Tableau 6. Observations effectuées lors de la récupération des systèmes d'encagement et pour les sites sur lesquels un faible taux de survie des gammares a été observé ($\leq 75\%$). ...	52
Tableau 7. Teneurs en composés organiques dans les gammares pêchés, triés et stabulés 15 jours en laboratoire et avant exposition sur les sites d'étude	54
Tableau 8. Détermination des différentes valeurs seuil et valeurs de fond pour l'étude nationale (91 sites).	64
Tableau 9. Teneurs en composés organiques mesurées dans les gammares encagés aux différents temps d'exposition de la cinétique (7, 14 et 21 jours).....	65

Liste des figures

Figure 1. Localisation du site de prélèvement de Bourgoin-Jallieu.....	16
Figure 2. Fixation des systèmes d'exposition dans la cage.....	17
Figure 3. Seau d'exposition en place dans le milieu.	17
Figure 4. Localisation géographique des sites retenus	19
Figure 5. Exemple de BBAC et de BBC déterminées pour l'hexachlorobutadiène.	20
Figure 6. Profil des concentrations mesurées sur chaque site, triées par ordre croissant pour le PCB153.....	27
Figure 7. Profil des concentrations mesurées sur chaque site, triées par ordre croissant pour PCB105.....	28
Figure 8. Profil des concentrations mesurées sur le groupe des sites issus des campagnes à faible teneur à T0, triées par ordre croissant pour PCB105.	29
Figure 9. Profil des concentrations mesurées sur le groupe des sites issus des campagnes à forte teneur à T0, triées par ordre croissant pour PCB105.....	29
Figure 10. Concentrations en HCBd mesurées dans les gammarets encagés sur 4 sites à 7, 14 et 21 jours.	32
Figure 11. Concentrations en g-HCH mesurées dans les gammarets encagés sur 4 sites à 7, 14 et 21 jours.	32
Figure 12. Concentrations en pp-DDE mesurées dans les gammarets encagés sur 4 sites à 7, 14 et 21 jours.....	33
Figure 13. Concentrations en pp-DDD mesurées dans les gammarets encagés sur 4 sites à 7, 14 et 21 jours.....	33
Figure 14. Concentrations en PCB101 mesurées dans les gammarets encagés sur 4 sites à 7, 14 et 21 jours.....	34
Figure 15. Concentrations en PCB153 mesurées dans les gammarets encagés sur 4 sites à 7, 14 et 21 jours.....	34
Figure 16. Concentrations en PCB180 mesurées dans les gammarets encagés sur 4 sites à 7, 14 et 21 jours.....	35
Figure 17. Concentrations en PCB81 mesurées dans les gammarets encagés sur 4 sites à 7, 14 et 21 jours.	35
Figure 18. Concentrations en PCB123 mesurées dans les gammarets encagés sur 4 sites à 7, 14 et 21 jours.....	36
Figure 19. Concentrations en PCB118 mesurées dans les gammarets encagés sur 4 sites à 7, 14 et 21 jours.....	36
Figure 20. Concentrations en PCB156 mesurées dans les gammarets encagés sur 4 sites à 7, 14 et 21 jours.....	37
Figure 21. Concentrations en PCB167 mesurées dans les gammarets encagés sur 4 sites à 7, 14 et 21 jours.....	37
Figure 22. Concentrations en PCB28 mesurées dans les gammarets encagés sur 4 sites à 7, 14 et 21 jours.	38

Figure 23. Concentrations en PBDE100 mesurées dans les gammarex encagés sur 4 sites à 7, 14 et 21 jours.....	38
Figure 24. Taux de survie dans les gammarex encagés après une semaine d'exposition ...	51
Figure 25. Taux de survie (%) dans les gammarex encagés à 7, 14 et 21 jours	53
Figure 26. Profil de détermination de valeur seuil pour HCB	55
Figure 27. Profil de détermination de valeur seuil pour g-HCH (Lindane).....	55
Figure 28. Profil de détermination de valeur seuil pour pp-DDD.	56
Figure 29. Profil de détermination de valeur seuil pour pp-DDE.....	56
Figure 30. Profil de détermination de valeur seuil pour PCB28.	57
Figure 31. Profil de détermination de valeur seuil pour PCB52.	57
Figure 32. Profil de détermination de valeur seuil pour PCB81	58
Figure 33. Profil de détermination de valeur seuil pour PCB101	58
Figure 34. Profil de détermination de valeur seuil pour PCB105.	59
Figure 35. Profil de détermination de valeur seuil pour PCB118.	59
Figure 36. Profil de détermination de valeur seuil pour PCB123.....	60
Figure 37. Profil de détermination de valeur seuil pour PCB138.	60
Figure 38. Profil de détermination de valeur seuil pour PCB153.	61
Figure 39. Profil de détermination de valeur seuil pour PCB156.....	61
Figure 40. Profil de détermination de valeur seuil pour PCB167	62
Figure 41. Profil de détermination de valeur seuil pour PCB180.	62
Figure 42. Profil de détermination de valeur seuil pour PBDE47.....	63
Figure 43. Profil de détermination de valeur seuil pour PBDE99.....	63
Figure 44. Profil de détermination de valeur seuil pour PBDE100.....	64

1. Introduction

1.1. Contexte général

La présente étude s'inscrit dans le contexte de la Directive cadre sur l'eau (Directive 2000/60/CE ; DCE). L'objectif de la DCE pour la surveillance de l'état chimique est double :

1. évaluer les tendances temporelles de la contamination dans les différents compartiments des écosystèmes aquatiques ;
2. déterminer si les stations étudiées sont en conformité avec les normes de qualité environnementale (NQE).

Dans ce contexte, un premier travail d'état de l'art sur l'intérêt du caging (biosurveillance active) d'invertébrés a été réalisé par Besse *et al.*, (2011), puis développé chez l'amphipode *Gammarus fossarum* à Irstea, avant d'être appliquée sur une trentaine de sites au niveau de la région Rhône-Alpes (Besse *et al.*, 2012a). Les résultats de cette étude ont montré que l'encagement de gammare était un outil utilisable pour la surveillance des substances prioritaires et candidates de la DCE pour les eaux continentales. Cette approche peut être utilisée sur l'ensemble des milieux aquatiques, elle facilite le choix des sites et fournit également un suivi robuste, reproductible et comparable - dans l'espace et dans le temps - de la contamination (suivi des tendances). En effet, elle permet :

- l'utilisation d'organismes homogènes en termes d'espèce, de taille et de sexe ;
- un contrôle de la qualité et de la quantité de la nourriture fournie ;
- un temps d'exposition connu et identique pour tous les organismes échantillonnés ;
- un protocole identique quel que soit le site d'étude ;
- une optimisation des conditions de survie.

Par ailleurs, et à partir de cette approche, des « valeurs seuils de contamination biodisponible » (Bioavailable Background Assessment Concentrations ou BBAC), ont été proposées au niveau régional (Besse *et al.*, 2012a). Ces valeurs permettent une discrimination des sites d'études (sites contaminés vs sites non contaminés) en fonction des valeurs de contamination biodisponible mesurées. Ces BBAC permettent donc de dresser des typologies de contamination et de prioriser les sites étudiés.

1.2. Objectifs

L'objectif principal de cette étude était une application nationale de l'outil de biosurveillance active proposé avec l'encagement de gammares et de proposer des valeurs de BBAC à cette échelle.

Un second objectif de ce travail était d'étudier l'influence du temps d'exposition sur le niveau contamination des organismes par les composés organiques, sur une période allant jusqu'à trois semaines. Le but était de voir (1) si la méthode, basée sur une semaine d'exposition, permet d'obtenir des niveaux de contamination dans les organismes représentatifs des niveaux observés pour des expositions plus longues ; et (2) si les niveaux de contaminations des organismes encagés sont stables dans le temps. Ces questions ont été posées afin d'évaluer si cet outil de biosurveillance active, via l'utilisation de facteurs de transfert entre niveaux trophiques, pouvait être proposé pour répondre à un autre objectif de la DCE, la conformité aux normes de qualité environnementales dans le biote (NQE-biote).

2. Matériel et méthodes

2.1. Prélèvement et stabulation des organismes

2.1.1. Site de prélèvement des gammares

Les gammares ont été prélevés en aval de la commune de Bourgoin-Jallieu, un site situé sur la Bourbre, Isère (38) (Figure 1) ; les coordonnées GPS de ce site sont E : 5°15'29" et N : 45°36'15". La Bourbre est un affluent du Rhône en amont de Lyon qui présente une forte densité de gammares.

Lors de la campagne précédente (Besse *et al.*, 2012a), les gammares avaient été prélevés en amont de cette station, au site de la Tour-du-Pin (Figure 1).

Le changement de site de prélèvement est justifié par le fait que sur le site de la Tour-du-Pin, il n'y aurait pas eu assez de gammares pour l'ensemble des encagements prévus pour la campagne nationale. Or, le site de Bourgoin-Jallieu présente des densités de gammares nettement plus importantes qu'à la Tour-du-Pin, notamment parce que l'habitat est plus propice à de grandes densités (gravière).

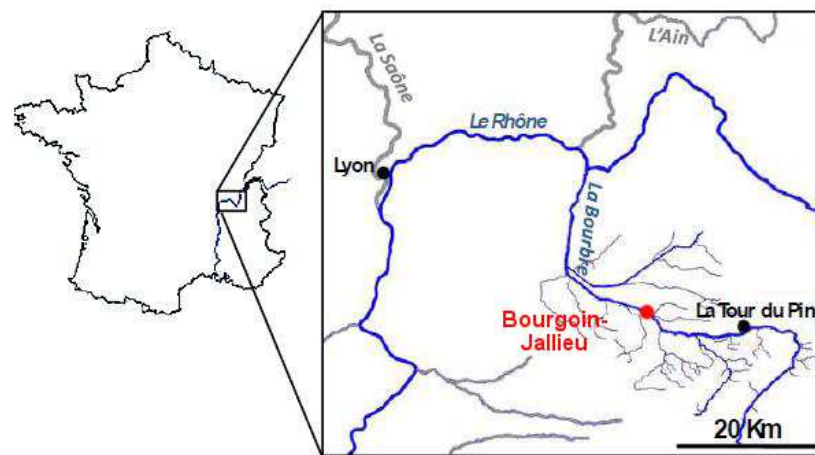


Figure 1. Localisation du site de prélèvement de Bourgoin-Jallieu

2.1.2. Méthodes de prélèvement et stabulation des gammares

La méthode de prélèvement et de stabulation des gammares est la même que celle utilisée lors de la campagne régionale (Besse *et al.*, 2012a).

Les gammares ont été prélevés à l'aide d'un filet de type troubleau, puis tamisés (mailles de 2,0 et de 2,5 mm) afin de séparer les individus adultes des juvéniles. Ils ont ensuite été rapidement transportés dans des glacières au laboratoire.

Les organismes de la taille requise (tamisage entre 2,0 et 2,5 mm) ont été maintenus en stabulation au laboratoire pendant 14 jours dans des aquariums de 30 L, sous aération constante, dans une eau maintenue à une température de $12,0 \pm 0,2^{\circ}\text{C}$ et à une photopériode de 16 h de jour / 8 h de nuit. Seuls des gammares mâles matures ont été utilisés pour les expérimentations (poids moyen compris entre 4,0 à 6,4 mg de poids sec).

Les organismes ont été acclimatés à deux conductivités (300 et 600 $\mu\text{s}\cdot\text{cm}^{-1}$ soit des duretés respectives de 112 et 223 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de CaCO_3). Le choix de la conductivité dépend de la conductivité des sites d'étude.

Les gammares ont été nourris à l'aide de feuilles d'aulne (*Alnus glutinosa*) récoltées sur un site peu anthropisé dans le Beaujolais. Deux fois par semaine, les organismes ont reçu comme supplément protéique des vers lyophilisés de *Tubifex sp.*

2.2. Protocole d'exposition et suivi des paramètres physico-chimiques pour l'étude nationale

Le protocole d'exposition est le même que celui décrit dans le rapport méthodologique (Besse *et al.*, 2012a).

L'exposition des gammares est réalisée dans des récipients de 180 mL en polypropylène (longueur 10 cm, diamètre 5,5 cm) dont le bouchon a été percé et le fond remplacé par un tamis (maille : 1 mm). Le système est fermé à l'aide d'un autre tamis (maille : 500 μm) fixé par le bouchon percé. Grâce aux tamis, les organismes sont en contact permanent avec l'eau ; ceci permet également de maintenir un taux d'oxygène optimal dans le système.

Les systèmes sont fixés à l'intérieur de cages (Figure 2) ou de seaux en plastique rigide (Figure 3) grâce à des colliers en polychlorure de vinyle. Cages et seaux d'exposition peuvent contenir jusqu'à 8 systèmes.



Figure 2. Fixation des systèmes d'exposition dans la cage.



Figure 3. Seau d'exposition en place dans le milieu.

Les gammarès ont été nourris *ad libitum* : en plaçant dans chaque système des morceaux de feuilles d'aulne (*A. glutinosa*, les mêmes que celles utilisées en laboratoire).

Des sondes (Tinytag Aquatic 2 Logger[®]) fixées aux cages ont assuré la mesure de la température toutes les heures, durant toute l'exposition.

Enfin, la conductivité, la concentration en oxygène et le pH ont été mesurés *in situ* à la pose puis à la récupération des cages. Les ions majeurs ont également été mesurés au début et à la fin de l'exposition (prélèvements d'eau ponctuels ramenés pour analyse en laboratoire à Irstea), ce qui a permis de déterminer la dureté de l'eau au niveau des sites d'étude.

2.2.1. Conditions d'exposition

Pour les besoins de l'étude, 6 systèmes de 20 individus ont été exposés sur une période de 7 jours. A la fin du temps d'exposition, les gammarès ont été récoltés et comptés pour la détermination du taux de survie. Ils ont ensuite été poolés en un échantillon (minimum de 90 individus) pour l'analyse des substances organiques. Les échantillons ont été congelés dans l'azote liquide et/ou de la glace carbonique sur le terrain, puis stockés et conservés dans des congélateurs à -80°C après retour au laboratoire.

Pour chaque campagne d'exposition de terrain, un prélèvement d'organismes sur la population source a été réalisé (voir partie 2.1). Ainsi, pour chaque campagne un prélèvement d'organismes (100 individus) a été réalisé après stabulation et avant exposition, afin de connaître les niveaux de contamination à T0. Onze échantillons ont été réalisés entre mai 2012 et mars 2013.

2.2.2. Sites d'exposition

Cent-dix sites répartis sur l'ensemble du territoire, proposés par les agences de l'eau (étude prospective nationale de recherche des micropolluants dans les eaux de surface¹) ont été retenus pour cette action (Figure 4).

La dénomination, la localisation et le type de pression des sites sont synthétisés en Annexe A. Les caractéristiques physico-chimiques des eaux de surface (température, dureté et taux d'oxygène) sont présentées en annexe B.

¹ Il s'agit des mêmes sites que ceux retenus pour le suivi de la contamination métallique.

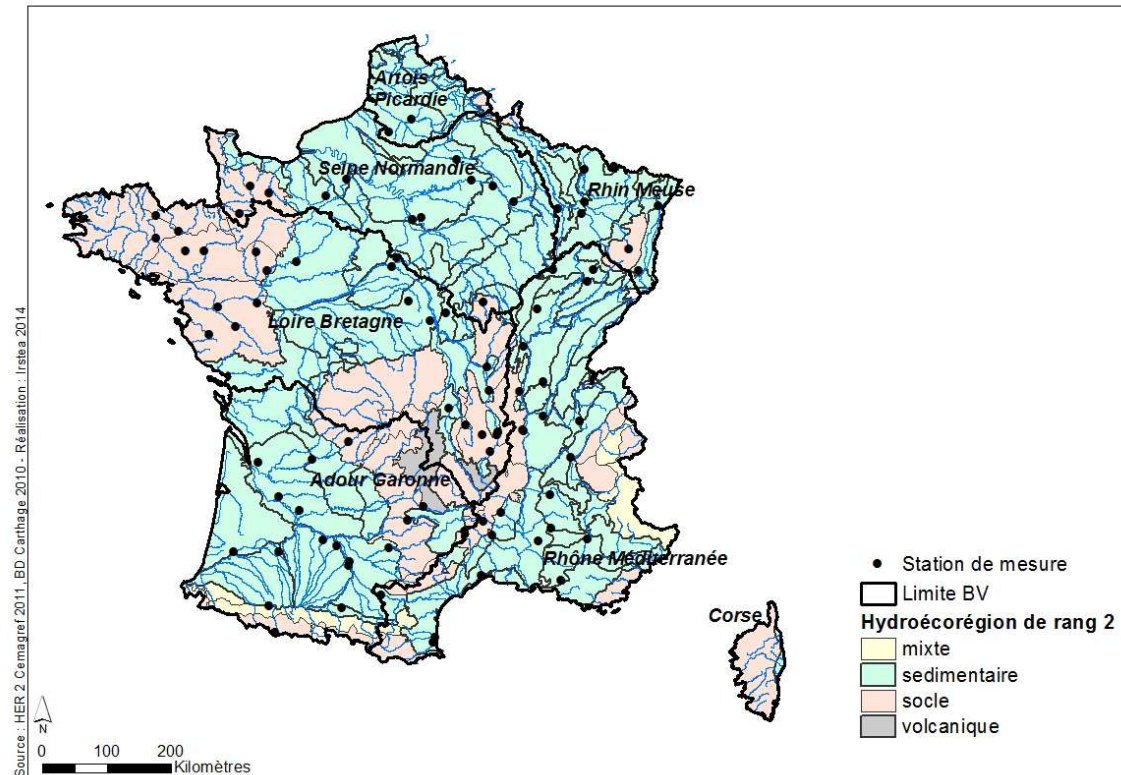


Figure 4. Localisation géographique des sites retenus

La campagne d'exposition a démarré en mai 2012 et s'est achevée en avril 2013.

Sur l'ensemble des 110 sites retenus, 96 ont été finalement évalués (Cf. annexe A). Les 14 autres sites n'ont pas été évalués, soit pour cause de mauvaises conditions météorologiques, soit parce que ces sites étaient trop éloignés des autres et des circuits prévus.

2.2.3. Détermination des valeurs seuils de contamination biodisponible

L'approche utilisée est basée sur l'hypothèse validée au niveau régional que les niveaux de contamination dans les organismes sont distribués selon une loi normale uniquement sur des sites dépourvus de toute contamination biodisponible. La méthode a été décrite dans le rapport méthodologique (Besse et al., 2012a)

Pour calculer les BBAC et les BBC, les sites sont classés par niveaux de concentration croissante dans les organismes. Puis, pour chaque substance, nous testons si l'ensemble des données suivait une distribution gaussienne, en utilisant le test de normalité de Shapiro-Wilk. Dans le cas contraire, le site le plus contaminé est retiré du jeu de données, et la normalité est testée à nouveau. Ce processus itératif (suppression du site le plus contaminé puis test de normalité) est mené jusqu'à ce qu'à obtention d'un jeu de données distribuées normalement.

La BBC pour chaque contaminant est ensuite déterminée comme la moyenne de la distribution gaussienne obtenue (Figure 5).

La BBAC pour chaque contaminant correspond au 95ème percentile de la distribution gaussienne obtenue (Figure 5). Cette procédure est réalisée en utilisant le programme de calcul statistique R (R Development Core Team, 2007).

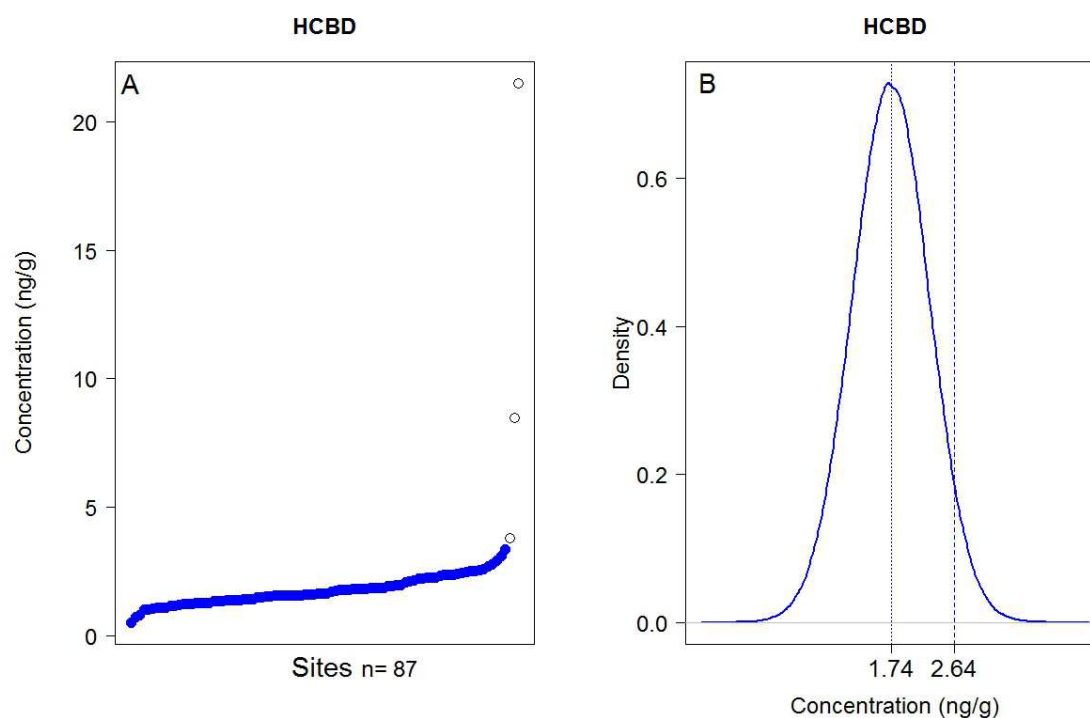


Figure 5. Exemple de BBAC et de BBC déterminées pour l'hexachlorobutadiène. Sur le schéma de gauche (A) sont présentées les concentrations mesurées pour chaque site, triées par ordre croissant. Les points bleus correspondent au plus grand ensemble de données qui suit une distribution Gaussienne, représentée sur le schéma de droite (B). En pointillé : BBC (moyenne), en tiret : BBAC (95^e percentile).

2.3. Influence du temps d'exposition sur l'évaluation de la contamination biodisponible

2.3.1. Conditions d'exposition

Le protocole de pêche, d'exposition, et le suivi des paramètres physico-chimiques sont les mêmes que ceux de la campagne d'engagement de 7 jours au niveau national (partie 2.3) avec les différences suivantes :

- La durée d'exposition s'est étalée sur 21 jours. Tous les 7 jours, 6 systèmes d'exposition ont été prélevés dans les caisses, les gammars sont poolés et comptés pour la survie. Les échantillons ont ensuite été stockés dans de la glace carbonique et conservés au congélateur à -80°C après retour au laboratoire.
- Les ions majeurs ont été mesurés à 0 et 21 jours (prélèvements d'eau ponctuels ramenés pour analyse en laboratoire), ce qui a permis de déterminer la dureté de l'eau au niveau des sites d'étude.

2.3.2. Sites d'exposition

Les expérimentations ont été réalisées sur un nombre limité de sites connus pour présenter une contamination biodisponible avérée en composés organiques.

Tableau 1. Sites retenus pour la cinétique d'accumulation (les numéros de site correspondant à la classification donnée en Annexe A).

Site	N° du site	Bassin-versant
Rhône à Chasse-sur-Rhône	18	Rhône-Méditerranée Corse
Giers à Givors	19	Rhône-Méditerranée Corse
Drac à Fontaine	23	Rhône-Méditerranée Corse
Azergues à Lucenay	130	Rhône-Méditerranée Corse

2.4. Analyse des substances organiques

2.4.1. Substances analysées

Une méthode d'analyse multi-résidus par GC-ECD sur matrices biologiques a été validée (Cf. fiche méthode MA-31 Aquaref²). 31 substances appartenant à 4 familles de substances organiques hydrophobes ont été ciblées : organochlorés (hexachlorobenzène (HCB), hexachlorobutadiène (HCBd), lindane (g-HCH), pentachlorobenzène (PeCB) 4 isomères du DDT) ; polychlorobiphényles indicateurs (7 PCB_i) ; PCB dioxin-like (10 PCB_{dl}) ; polybromodiphényléthers (6 PBDE). Le Tableau 2 reprend la liste des substances retenues.

La plupart des substances analysées font partie des substances ciblées dans le cadre de l'étude régionale (Besse *et al.*, 2012a) ; 4 substances prioritaires de la DCE ont été ajoutées.

² www.aquaref.fr

Tableau 2. Substances organiques analysées dans cette étude.

Substances organiques analysées		LQ (ng/g de poids sec)
Organochlorés	Hexachlorobenzène *	2.4
	Hexachlorobutadiène	0.6
	Lindane (g-HCH) *	0.5
	Pentachlorobenzène	0.6
	pp-DDE *	0.5
	pp-DDD *	0.5
	op-DDT *	0.5
	pp-DDT *	0.6
PCB indicateurs	PCB 28 *	0.6
	PCB 52 *	0.6
	PCB 101 *	0.6
	PCB 118 *	0.5
	PCB 138 *	0.6
	PCB 153 *	0.5
	PCB 180 *	0.8
PCB dioxine-like	PCB 77	0.5
	PCB 81	0.5
	PCB 105	0.6
	PCB 123	0.5
	PCB 126	0.7
	PCB 156	0.8
	PCB 157	0.7
	PCB 167	0.7
	PCB 169	0.7
	PCB 189	0.8
PBDE	BDE 28 *	0.5
	BDE 47 *	0.8
	BDE 99 *	0.7
	BDE 100	0.7
	BDE 153 *	1.1
	BDE 154	0.6

* : Substances analysées lors de la campagne régionale (Besse *et al.*, 2012)

2.4.2. Méthode d'analyse et contrôles qualité

Toutes les analyses chimiques ont été réalisées au LAMA (Laboratoire de chimie des milieux aquatiques), Irstea Lyon. Les analyses ont été effectuées sur des échantillons de gammars lyophilisés, broyés et homogénéisés. Les échantillons (\approx 500 mg sec) sont extraits par PFE (Pressurized fluid extraction) avec un mélange cyclohexane/acétone (70/30, v/v) à 100°C, sous 100 bars. L'extrait est alors évaporé sous azote puis dissous dans 1 mL

de cyclohexane. Afin d'éliminer les graisses, on ajoute 0,5 mL d'acide sulfurique concentré, puis l'extrait est homogénéisé au vortex avant de subir l'étape de centrifugation pour séparer les graisses de la phase organique.

La phase organique est collectée, la centrifugation est répétée 3 fois au total. Les 3 fractions de phase organique sont mélangées, évaporées sous azote puis reprises dans 1 mL de cyclohexane. L'extrait est ensuite purifié par extraction sur phase solide, sur Florisil (1 g). L'élution est réalisée avec 2 x 2,5 mL d'un mélange cyclohexane/dichlorométhane (95/5, v/v). Avant évaporation, 25 µL de dodécane sont ajoutés dans l'éluat pour éviter d'aller à sec. L'extrait obtenu est repris dans 475 µL d'une solution d'isooctane contenant le standard interne d'injection (OCN : octachloronaphthalène).

Le dosage des PCB, PBDE et des autres composés chlorés dans les extraits de gammars est réalisé par chromatographie en phase gazeuse couplée à une détection par capture d'électrons (GC-ECD). L'injection est réalisée sur 2 colonnes différentes afin de quantifier et de confirmer la présence des composés.

Contrôles qualité :

Afin de s'assurer du bon fonctionnement de l'analyse et de la pertinence des résultats rendus, différents contrôles ont été mis en place et insérés au cours d'une séquence analytique :

- Des blancs solvant sont injectés au cours de chaque séquence analytique afin de s'assurer de l'absence de contamination dans le système chromatographique.
- Un blanc méthode, consistant à effectuer tout le protocole sur un échantillon de sable d'Ottawa, est réalisé à chaque série d'échantillon. Celui-ci permet de vérifier la pureté des solvants et des réactifs utilisés, ainsi que la propreté de tout le matériel utilisé tout au long du protocole analytique complet (extraction, purification, analyse).
- Deux solutions étalons préparées indépendamment de celles de la gamme d'étalonnage (1 niveau bas + 1 niveau haut) sont intercalées tous les 12 échantillons afin de vérifier l'absence de dérive du système chromatographique.
- Un étalon interne (octachloronaphthalène) est ajouté avant injection chromatographique pour corriger des biais inhérents à l'étape d'analyse chromatographique.
- Chaque échantillon est dopé avec des traceurs de méthode (PCB 34, 119, 141, 198, BDE 77) qui permettent de contrôler le bon déroulement du protocole analytique complet.
- A chaque série d'analyses, un échantillon de référence de gammars (toujours le même préparé en grande quantité) est extrait, purifié et analysé, avec et sans dopage, afin de vérifier la reproductibilité des analyses et des rendements d'extraction. Les valeurs de rendements et de concentrations obtenues sont compilées dans une carte de contrôle afin d'évaluer l'incertitude de mesure.

Calcul des concentrations et vérification de l'analyse des composés :

Pour confirmer la présence des analytes, l'analyse est réalisée sur deux colonnes chromatographiques.

Pour assurer la justesse de la mesure :

- 1^{ère} correction : chaque concentration est corrigée par le rendement d'extraction de l'analyte considéré, prédéterminé lors de la validation.

- 2^{ème} correction : avant toute extraction, on dope l'échantillon avec les traceurs de méthode (PCB 34, 119, 141, 198, BDE 77). Chaque analyte est associé à un traceur de méthode (5 traceurs pour 31 analytes). Ces traceurs permettent de vérifier le bon déroulement du protocole analytique complet. Chaque concentration mesurée est corrigée par rapport au rendement d'extraction du traceur qui lui est associé.
- On effectue une double quantification, sur deux colonnes chromatographiques différentes. Si le biais obtenu est acceptable (coefficient de variation < 25% au-delà de 5 fois la limite de quantification, sinon coefficient de variation < 40%), on effectue la moyenne pour rendre le résultat final.

Détermination de la limite de quantification (LQ) :

Les LQ ont été déterminées en prenant en compte le premier point de gamme confirmé, corrigé des rendements obtenus lors de la validation. Dans toute la série d'analyses rendues, ces LQ varient de 0.5 ng/g pour le BDE 28 à 2.4 ng/g pour l'HCB (Cf. Tableau 2).

Résultats des contrôles qualité :

- La propreté du système chromatographique a été vérifiée. Dans 100% des cas, on note l'absence de contamination des blancs solvant.
- Concernant le blanc méthode, nous avons remarqué dans 20% des cas une légère contamination en PeCB. Il s'est avéré que cette contamination était due à une mauvaise préparation (calcination incomplète) du sable d'Ottawa. N'ayant pas pu refaire les extractions des échantillons associés à ces blancs, une soustraction de la quantité en PeCB retrouvée dans le blanc a été réalisée.
- L'absence de dérive du système chromatographique a été vérifiée. En effet, dans 100% des cas, les biais observés sur un même échantillon analysé régulièrement au cours d'une séquence analytique ne dépassent pas 20%.
- L'incertitude élargie sur les rendements d'extraction déterminés à 50 LQ pour les analytes d'intérêt est en moyenne de 20% ; elle est en moyenne de 17% pour les traceurs de méthode, déterminés à 100 LQ. La variabilité est comprise entre 10% (pour le BDE 99) et 32% pour le PCB123 (excepté pour l'HCB (55%) mais ce composé n'a jamais été quantifié dans les échantillons).
- La reproductibilité des analyses et des rendements d'extraction sur un échantillon de référence de gammare a été suivie à l'aide de cartes de contrôle. Pour des concentrations comprises entre LQ et 10 LQ, l'incertitude élargie moyenne sur la valeur retrouvée est de 30%. Le minimum est de 16% pour le pp-DDT et le maximum de 53% pour l'op-DDT. Pour des concentrations comprises entre 10 LQ et 20 LQ, l'incertitude moyenne est de 17% et fluctue entre 14% (PCB118) et 23% (pp-DDE). Enfin pour des concentrations supérieures à 50 LQ, l'incertitude est en moyenne de 16% et varie entre 13% (PCB101) et 21% (PCB157).

3. Détermination des valeurs seuils de contamination biodisponible au niveau national

3.1. Taux de récupération des systèmes et survie des organismes

Dans l'ensemble, la campagne nationale affiche un excellent taux de récupération des systèmes d'encagement : en effet les systèmes ont pu être récupérés sur 91 des 96 sites. Les 5 sites pour lesquels les gammars n'ont pu être récupérés sont : la Dordogne à Saint Pierre d'Eyraud, l'Iton à Chaise-Dieu du Theil (systèmes non retrouvés), la Loire à Montjean (décrue, caisse émergée), la Garonne à Aiguillon et le Rhône à Arles (crue).

Après les 7 jours d'exposition, le taux de survie des gammars est resté élevé avec un taux moyen de survie supérieur à 80% pour 73 des 96 sites (Annexe C), validant pour ces sites les conditions de l'exposition et permettant de récupérer suffisamment de gammars pour assurer l'analyse des contaminants.

3.2. Accumulation des contaminants organiques chez les gammars

3.2.1. Teneurs en organiques dans les gammars encagés

Les concentrations en composés organiques dans *G. fossarum* sont présentées dans le tableau 3. L'ensemble des données pour chaque site est présentée en annexe E.

Sur l'ensemble des données d'accumulation de cette étude, 60% des valeurs mesurées sont supérieures à la LQ. Au total, 8 composés n'ont pas été quantifiés, ou quantifiés sur un seul site. Il s'agit de HCB, PCB77, PCB126, PCB169, PCB189, BDE28, PBDE153 et PBDE154. Par ailleurs, 4 composés ont été très peu quantifiés dans les gammars (entre 15 et 35%), à savoir PeCB, op-DDT, pp-DDT et PCB157. Enfin, 19 composés ont été quantifiés en moyenne dans 90% des sites (composés non grisés dans le tableau 3).

Il a été décidé, pour le reste de l'étude, de garder uniquement les 19 composés organiques quantifiés sur au moins 55% des sites, permettant ainsi d'avoir un nombre de sites suffisant pour déterminer les valeurs de BBC et de BBAC. Ainsi, les résultats concernant 12 substances organiques n'ont pas été traités pour la suite des analyses ; soit 5 PCB dioxin-like (PCB77, PCB126, PCB157, PCB169 et PCB189), 4 organochlorés (HCB, PeCB, op-DDT et pp-DDT) et 3 PBDE (BDE28, PBDE153 et PBDE154).

Pour caractériser la gamme de variation des valeurs d'accumulation de chacun des composés, nous avons déterminé un facteur d'enrichissement empirique, calculé comme le ratio de la concentration maximale (Max) mesurée sur la concentration minimale (Min) mesurée (\geq LQ). Les résultats montrent que les ratios varient de 7 à 234 pour l'ensemble des composés organiques qui ont été conservés pour le reste de l'étude (Tableau 3).

Tableau 3. Concentrations organiques (en ng/g de poids sec, n=91) dans les gammares engagés après 7 jours d'exposition

Med, Min et Max sont respectivement la médiane, le minimum, et le maximum des concentrations mesurées sur l'ensemble des sites d'étude (n=91). Freq : fréquence de quantification (pourcentage de valeurs mesurées \geq LQ) pour chacune des substances sur les 91 sites d'étude. LQ : Limite de quantification
En grisé, sont présentés les composés qui n'ont pas été traités par la suite en raison de leur faible fréquence de quantification dans les gammares (<55%).

Substances organiques	Concentration (ng/g ps)					
	Med	Min	Max	Max/Min	Freq	LQ
HCB	5.4	5.4	5.4	-	1%	2.4
PeCB	1.1	0.6	90	-	19%	0.6
HCBd	1.6	0.5	21	42	99%	0.6
g-HCH	1.1	0.5	12	26	89%	0.5
pp-DDD	2.5	1.0	44	44	67%	0.5
op-DDT	2.1	0.7	41	-	26%	0.5
pp-DDE	6.6	2.4	200	82	99%	0.5
pp-DDT	4.9	2.4	114	-	34%	0.6
PCB28	5.1	1.8	46	25	98%	0.6
PCB52	17	7.5	300	40	99%	0.6
PCB101	34	10.2	520	51	99%	0.6
PCB118	20	4.4	93	21	99%	0.5
PCB138	30.5	8.3	157	18	100%	0.6
PCB153	33.3	11.9	323	27	100%	0.5
PCB180	6.8	0.9	220	234	85%	0.9
PCB77	35	35.3	35	-	1%	0.5
PCB81	8.9	2.6	131	51	96%	0.5
PCB105	5.2	0.6	28	44	99%	0.6
PCB123	1.2	0.5	8.0	15	55%	0.5
PCB126	17.7	17.7	17.7	-	1%	0.7
PCB156	2.2	0.5	40.7	75	65%	0.9
PCB157	1.3	0.3	13.1	-	23%	0.8
PCB167	1.4	0.7	14.7	20	80%	0.7
PCB169	0	0	0	-	0%	0.7
PCB189	3.6	3.6	3.6	-	1%	0.8
BDE28	3.3	3.3	3.3	-	1%	0.5
PBDE47	12.0	2.9	20.6	7	99%	0.8
PBDE99	5.3	0.6	10.1	16	92%	0.7
PBDE100	4.4	0.9	18.4	20	100%	0.7
PBDE153	0	0	0	-	0%	1.1
PBDE154	0	0	0	-	0%	0.6

3.2.2. Teneurs en composés organiques dans les organismes avant exposition

Afin d'évaluer les niveaux de concentration en composés organiques des gammares utilisés pour l'engagement avant exposition, plusieurs analyses sur des gammares à T0 (11 campagnes de prélèvement, gammares triés, stabulés 15 jours au laboratoire mais non exposés sur le terrain) ont été réalisées tout au long de la campagne nationale. Les résultats des analyses sont présentés en annexe E.

Les 19 composés organiques retenus ont été quantifiés dans les gammars à T0 lors des 11 campagnes de prélèvement. Sur l'ensemble de ces campagnes, la majorité de ces composés a été quantifiée dans 100% des cas, mis à part pp-DDD et PCB167 qui ont été quantifiés dans environ 70% des cas, ainsi que PCB123 et PCB156 qui ont été quantifiés dans environ 90% des cas.

La variabilité des mesures de concentrations faites à T0, entre les différentes campagnes de prélèvement, pour l'ensemble des 19 composés organiques étudiés est en moyenne de 40% (écart type relatif, n=11) (Cf. Annexe E - Tableau 8).

3.3. Détermination des valeurs seuils de contamination biodisponible (BBAC) et valeurs de fond (BBC)

En utilisant l'approche statistique décrite précédemment (Cf. paragraphe 2.2.3), nous avons déterminé des valeurs de BBAC et de BBC pour l'ensemble des 19 substances organiques quantifiées lors de cette étude nationale. La détermination des différentes valeurs seuils et valeurs de fond est présentée pour chaque substance en Annexe F.

Pour 14 composés organiques sur les 19 étudiés, nous avons obtenu des profils de concentrations mesurées dans les gammars similaires à celui présenté en figure 6 (Cf. Annexe F). Il s'agit d'un exemple de profil obtenu, ici pour le PCB153. Ce type de profil est en cohérence avec notre hypothèse de départ qui était une distribution normale des concentrations de fond biodisponible au niveau national. Nous observons un profil type et similaire à ce que l'on a observé pour les composés organiques au niveau régional et pour les métaux aussi bien au niveau régional que national. Pour ces composés, entre 10% et 15% des sites sont déclassés par la valeur de BBAC obtenue.

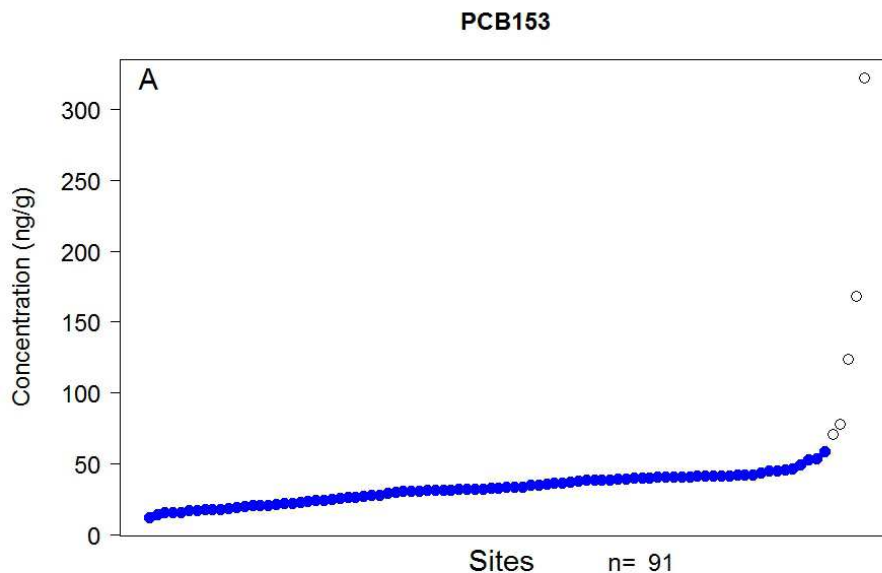


Figure 6. Profil des concentrations mesurées sur chaque site, triées par ordre croissant pour le PCB153. n correspond au nombre de sites où le composé organique a été quantifié. Les valeurs de concentration sont exprimées en ng/g de poids sec (ps). Les points bleus correspondent au plus grand ensemble de données qui suit une distribution Gaussienne.

En revanche, pour 5 composés (PCB52, PCB105, PCB138, PBDE47 et PBDE99), leur profil de concentrations est différent (Cf. Annexe F). En effet, les profils obtenus ne sont pas conformes au profil type que nous avons observé précédemment (Cf. Figure 6).

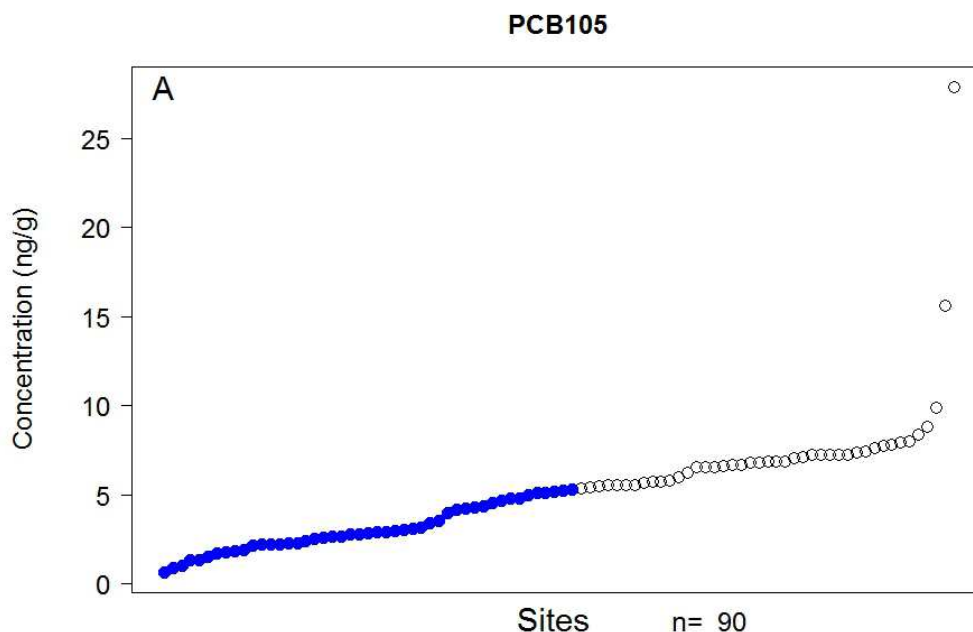


Figure 7. Profil des concentrations mesurées sur chaque site, triées par ordre croissant pour PCB105. n correspond au nombre de sites où le composé organique a été quantifié. Les valeurs de concentration sont exprimées en ng/g de poids sec (ps). Les points bleus correspondent au plus grand ensemble de données qui suit une distribution Gaussienne.

La figure 7 montre comme exemple le profil des concentrations obtenues pour le PCB105. Ce type de profil est surprenant car beaucoup de sites paraissent anormalement exclus de la distribution normale (points blancs), notamment en lien avec des discontinuités dans le profil obtenu. De plus, pour ces 5 composés, le pourcentage de déclassement des sites est largement supérieur à ce qui a été observé précédemment (30 et 65%). Afin de donner une explication à ces profils, nous avons pris comme exemple ici le cas du PCB105.

L'hypothèse mise en avant pour expliquer ce profil est une dépendance des concentrations mesurées dans les gammars après exposition aux teneurs observées à T0, en lien avec la discontinuité observée sur le profil de la figure 7. C'est à dire que l'hétérogénéité des valeurs observées entre les T0 impacterait le calcul des BBAC. Afin de tester cette hypothèse, nous avons rassemblé les sites en groupes pour lesquels les teneurs à T0 étaient homogènes. Deux groupes ont été créés, l'un avec les campagnes où les T0 étaient les plus faibles ($T0_{moyen} = 6,77$ ng/g ps), et le second avec les campagnes pour lesquelles les T0 étaient les plus élevés ($T0_{moyen} = 8,90$ ng/g ps).

Nous avons ensuite recalculé les valeurs de BBC et de BBAC en fonction de ces deux groupes de sites. Les figures 8 et 9 présentent les nouveaux profils de concentrations mesurées pour le PCB105, ainsi que les valeurs de BBC et de BBAC pour chaque groupe.

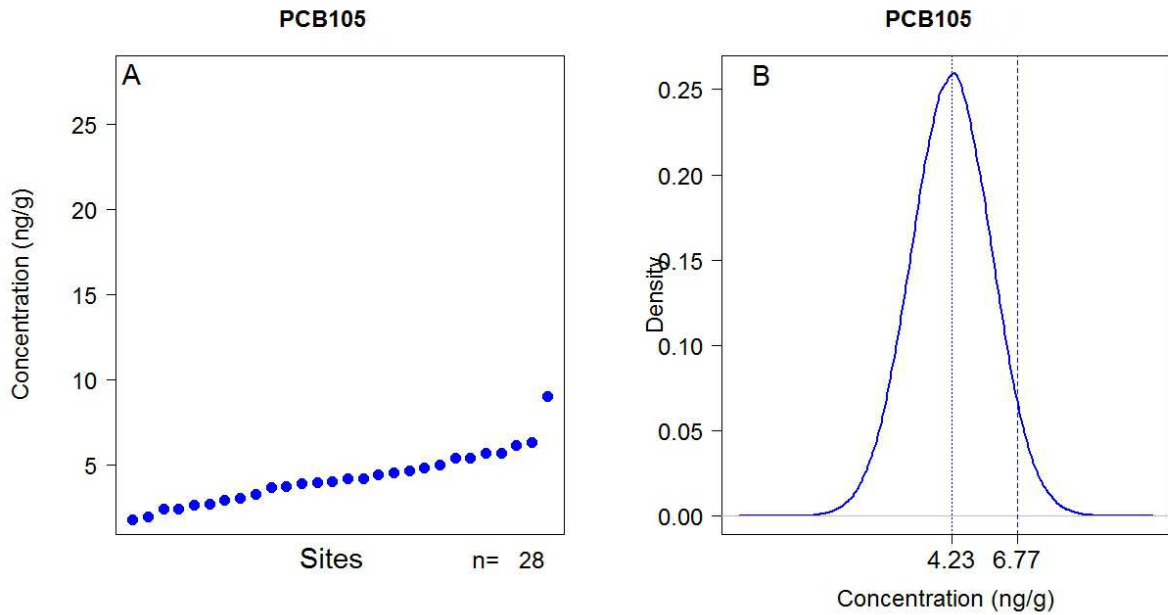


Figure 8. Profil des concentrations mesurées sur le groupe des sites issus des campagnes à faible teneur à T0, triées par ordre croissant pour le PCB105. $T0_{moyen} = 6,77$ ng/g (p/s). n correspond au nombre de sites où le composé organique a été quantifié. Les valeurs de concentration sont exprimées en ng/g de poids sec (ps). Les points bleus (A) correspondent au plus grand ensemble de données qui suit une distribution Gaussienne, représentée sur le schéma de droite (B).

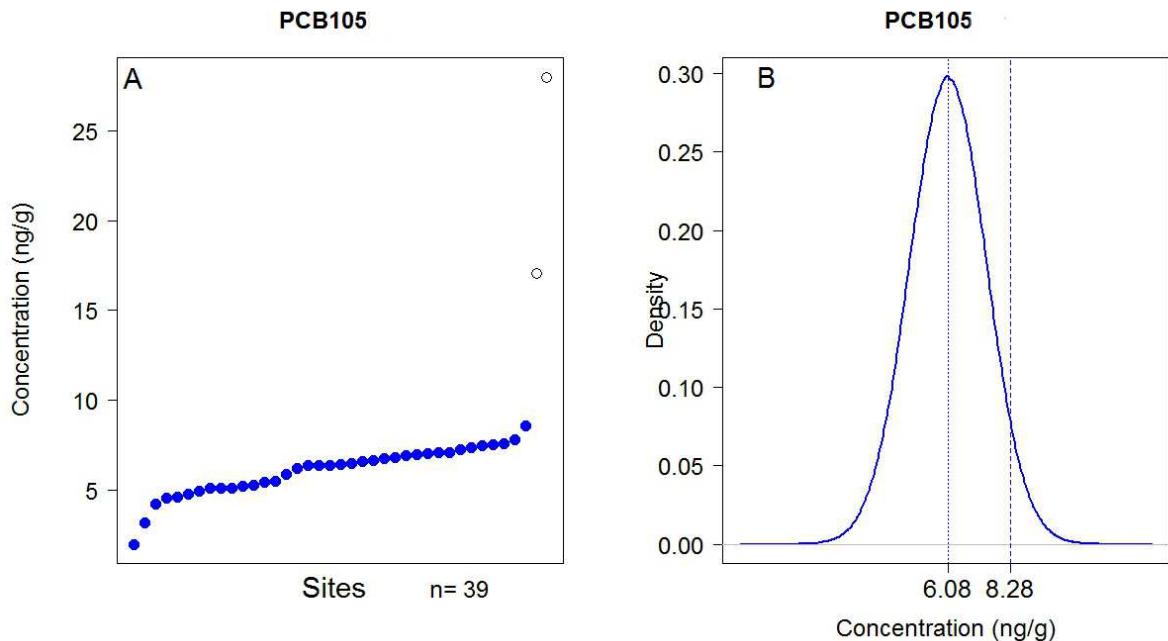


Figure 9. Profil des concentrations mesurées sur le groupe des sites issus des campagnes à forte teneur à T0, triées par ordre croissant pour le PCB105. $T0_{moyen} = 8,90$ ng/g (p/s). n correspond au nombre de sites où le composé organique a été quantifié. Les valeurs de concentration sont exprimées en ng/g de poids sec (ps). Les points bleus (A) correspondent au plus grand ensemble de données qui suit une distribution Gaussienne, représentée sur le schéma de droite (B).

D'après les figures 8 et 9, les profils de concentrations obtenus redeviennent conformes au profil type précédemment obtenu pour la majorité des composés, soutenant l'hypothèse de départ basée sur l'utilisation de la distribution normale comme cela était le cas pour l'exemple du PCB153 présenté en figure 6.

Contrairement à l'étude régionale où une seule série d'expérimentations avait été réalisée (un seul T0), l'étude nationale montre que la variabilité et l'hétérogénéité des teneurs en contaminants à T0 entre les diverses campagnes peut perturber la définition de la BBAC. Le fait d'avoir sélectionné un groupe de sites issus de campagnes dont les teneurs en composés organiques étaient homogènes a permis de réduire l'hétérogénéité observée sur le profil présenté en figure 7.

Toutefois, les deux valeurs de BBAC obtenues sont relativement proches (respectivement 6.77 et 8.28 ng/g ps, figures 8 et 9). Par conséquent, et à partir des deux valeurs calculées, le même nombre de sites déclassés est obtenu : il s'agit de la Bourbre à Chavanoz (17,1 ng/g) et du Tillet à Aix-les-Bains (27,9 ng/g).

Ainsi, ces résultats sur le PCB105 montrent que la variabilité des teneurs en composés organiques à T0 influe sur la détermination des valeurs de BBC et de BBAC. Concernant ces 5 composés au profil atypique, les valeurs de BBAC et de BBC ne sont pas considérées robustes et utilisables en tant que telles.

Ce constat n'a pas pu être fait lors de la campagne régionale car un seul prélèvement de gammars, et donc un seul T0, a été nécessaire pour réaliser l'ensemble des campagnes d'exposition. La nécessité d'avoir des organismes provenant de sites avec des niveaux de fond faibles, mais surtout homogènes dans le temps, avant exposition est donc essentielle pour faciliter la détermination des valeurs de BBAC et de BBC. Une des solutions, pour répondre à la variabilité des T0, repose sur l'utilisation d'organismes issus d'une production en élevage, en conditions contrôlées et constantes au cours du temps.

4. Influence du temps d'exposition sur l'évaluation de la contamination biodisponible

La vérification de la conformité aux NQE biote à partir d'organismes engagés est envisageable via l'utilisation de modèles permettant de traduire les teneurs accumulées dans les gammare en teneurs à des niveaux trophiques supérieurs (poissons). Toutefois, cette démarche implique que les niveaux de contaminants dans le gammare soient en équilibre avec les niveaux de contamination du milieu. Pour ceci, nous avons étudié l'influence du temps d'exposition sur le niveau contamination des organismes par les composés organiques, sur une période allant jusqu'à trois semaines. Le but était de voir si les niveaux de contamination des organismes engagés sont stables dans le temps et, par conséquent, si l'outil gammare basé sur une semaine d'exposition est représentatif d'exposition à plus long terme.

4.1. Taux de récupération des systèmes et survie des organismes

L'ensemble des caisses a pu être récupéré sur les 4 sites étudiés. Concernant les taux de survie à 7 jours, ils étaient tous supérieurs ou égal à 80%, validant ainsi les résultats de la cinétique. Néanmoins, une survie faible des gammares à 14 et 21 jours a été observée sur le site « Gier à Givors » (taux de survie d'environ 35%). Ainsi, au vue de ces mauvaises survies, il est important de prendre les résultats d'accumulation obtenus pour ce site avec beaucoup de précaution. Il en va de même avec le Rhône à la troisième semaine, où la survie des organismes était d'environ 45%. Ceci donne un argument en faveur d'un temps d'exposition faible, afin de limiter le risque d'avoir une mauvaise survie et donc un nombre insuffisant de gammares pour les analyses.

4.2. Accumulation des composés organiques dans les gammares

L'ensemble des concentrations mesurées dans les gammares est présenté en annexe G. L'étude de l'évolution des concentrations organiques entre 7, 14 et 21 jours a été effectuée pour les 14 composés dont la valeur de BBAC a été déterminée, c'est-à-dire HCB, g-HCH, PCB28, PCB101, PCB81, PCB123, PCB118, PCB153, PCB167, PCB156, PCB180, pp-DDD, pp-DDE, et PBDE100. Les figures 10 à 22 présentent l'évolution des concentrations des composés organiques au cours du temps sur chacun des 4 sites étudiés.

Pour l'ensemble des composés organiques analysés sur le site du Drac à Fontaine, nous observons pour plus de 60% des composés (en majorité des PCB) le même profil sur les trois semaines, avec des teneurs constantes entre la première et la deuxième semaine, et une augmentation après trois semaines d'exposition. En revanche, pour les différents composés organochlorés, à savoir HCB, g-HCH, pp-DDE et pp-DDD, et en tenant compte de l'incertitude analytique, nous observons des valeurs proches quelle que soit la durée d'exposition.

Pour le site du Giers, de la même façon pour les composés organochlorés et le PBDE100, des valeurs similaires ont été observées quelle que soit la durée d'exposition. En revanche, pour 5 des 8 PCB quantifiés (101, 153, 81, 156, 167), une augmentation est observée au cours de l'exposition. A noter que les concentrations obtenues à une semaine sur ce site sont en général supérieures aux valeurs de BBAC.

En ce qui concerne les sites de l'Azergues et du Rhône, et pour l'ensemble des composés mesurés, des valeurs constantes ont été observées au cours des trois semaines d'exposition.

De façon générale, dans 75% des cas, le classement des sites réalisé à partir des niveaux de contamination obtenus après une semaine d'exposition n'est pas modifié ou remis en cause après trois semaines d'exposition. Pour certains sites comme le Giers, les évolutions de concentrations observées en PCB laissent à penser qu'une semaine d'exposition ne suffit

pas ; alors que les résultats obtenus sur l’Azergues, le Rhône, et surtout sur le Drac (teneurs élevées), montrent qu’une semaine d’exposition semble suffisante et que la variation des niveaux de contamination dans les gammarses serait plutôt liée à des variations d’exposition. En conclusion, une exposition des gammarses dans le milieu durant une semaine semble représentative d’une exposition plus longue.

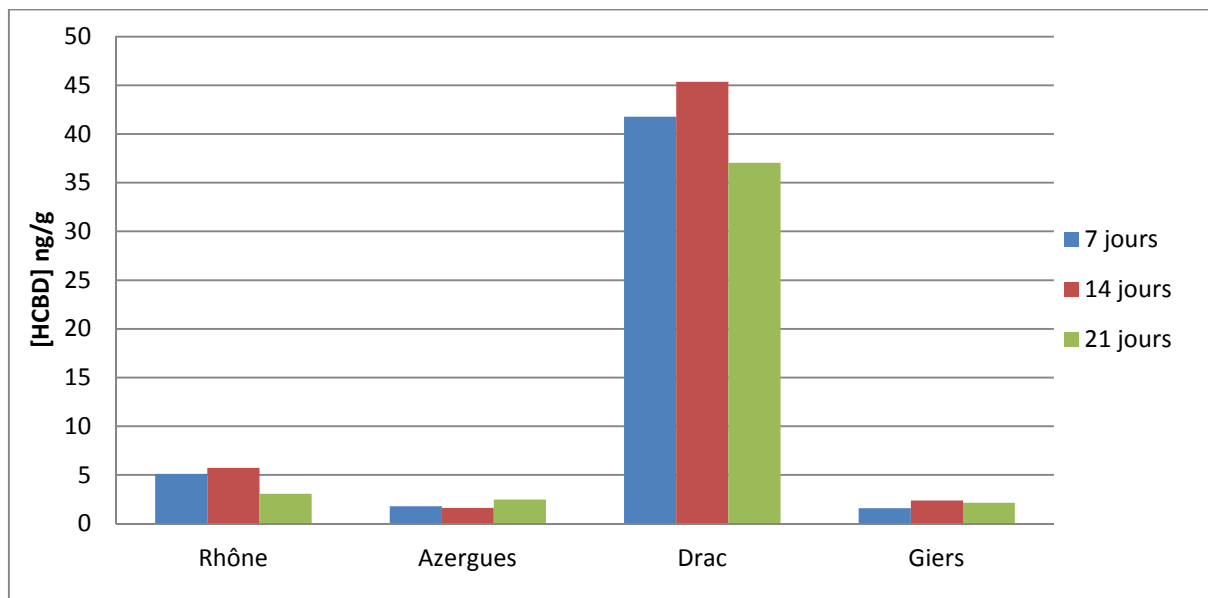


Figure 10. Concentrations en HCB mesurées dans les gammarses encagés sur 4 sites à 7, 14 et 21 jours. Concentrations exprimées en ng/g de poids sec. BBAC = 2,6 ng/g

Concernant HCB, il n’y a pas d’évolution des teneurs entre 1 et 3 semaines d’exposition pour les 4 sites. Deux des 4 sites sont déclassés pour ce composé (BBAC de 2,6), avec des valeurs très élevées pour le Drac. Ces résultats montrent qu’une exposition d’une semaine est un bon indicateur d’expositions allant jusqu’à 3 semaines.

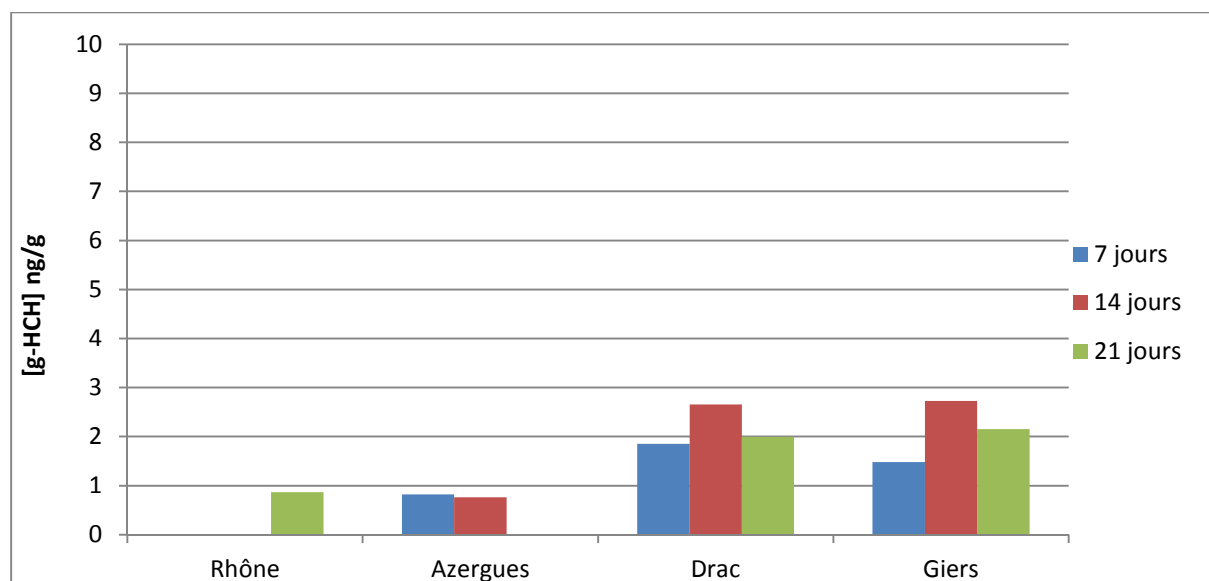


Figure 11. Concentrations en g-HCH mesurées dans les gammarses encagés sur 4 sites à 7, 14 et 21 jours. Concentrations exprimées en ng/g de poids sec. BBAC = 1,6 ng/g

Pour g-HCH, en tenant compte de l’incertitude analytique et en se basant sur une BBAC de 1,6 ng/g, deux des sites sont déclassés (Drac et Giers) avec toutefois un dépassement

faible. Les mêmes observations et interprétations que celles du HCBD peuvent être faites pour ce composé.

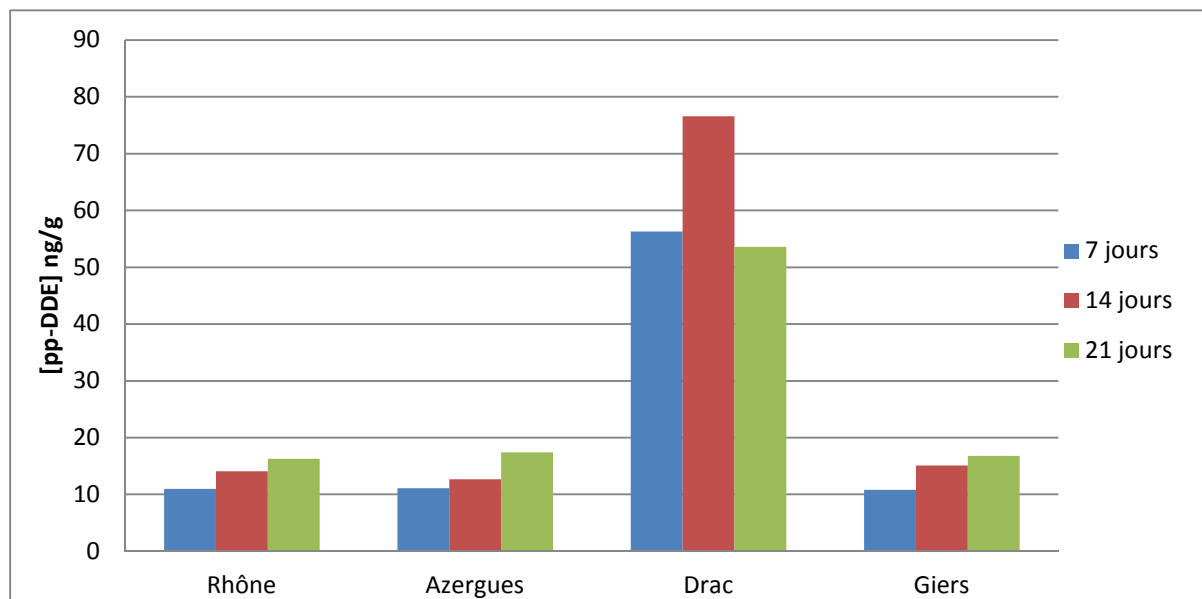


Figure 12. Concentrations en pp-DDE mesurées dans les gammarus engagés sur 4 sites à 7, 14 et 21 jours. Concentrations exprimées en ng/g de poids sec. BBAC = 9,7 ng/g

Pour le pp-DDE, tous les sites sont déclassés en se basant sur la BBAC qui est de 9.7 ng/g (ps). Une exposition allant jusqu'à 3 semaines ne modifie pas ce classement. Comme précédemment, ces résultats montrent qu'une exposition d'une semaine, en milieux faiblement et fortement contaminés (Drac) est représentative d'une exposition de trois semaines.

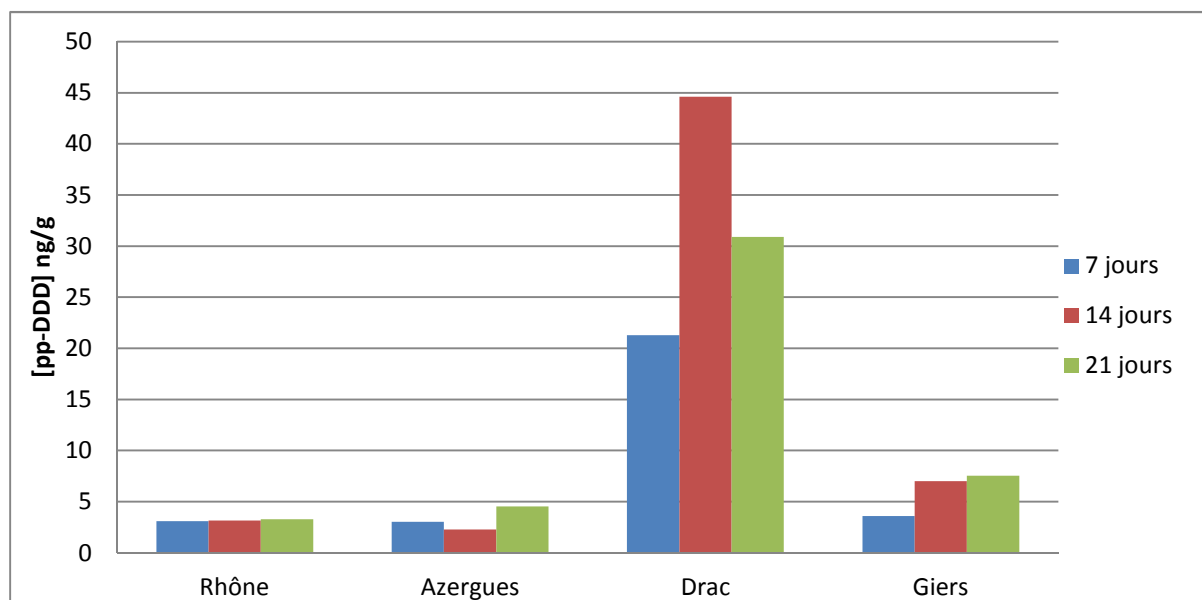


Figure 13. Concentrations en pp-DDD mesurées dans les gammarus engagés sur 4 sites à 7, 14 et 21 jours. Concentrations exprimées en ng/g de poids sec. BBAC = 4 ng/g

Pour le pp-DDD, des observations et interprétations similaires aux composés précédents (pp-DDE, g-HCH et HCBD) peuvent être faites.

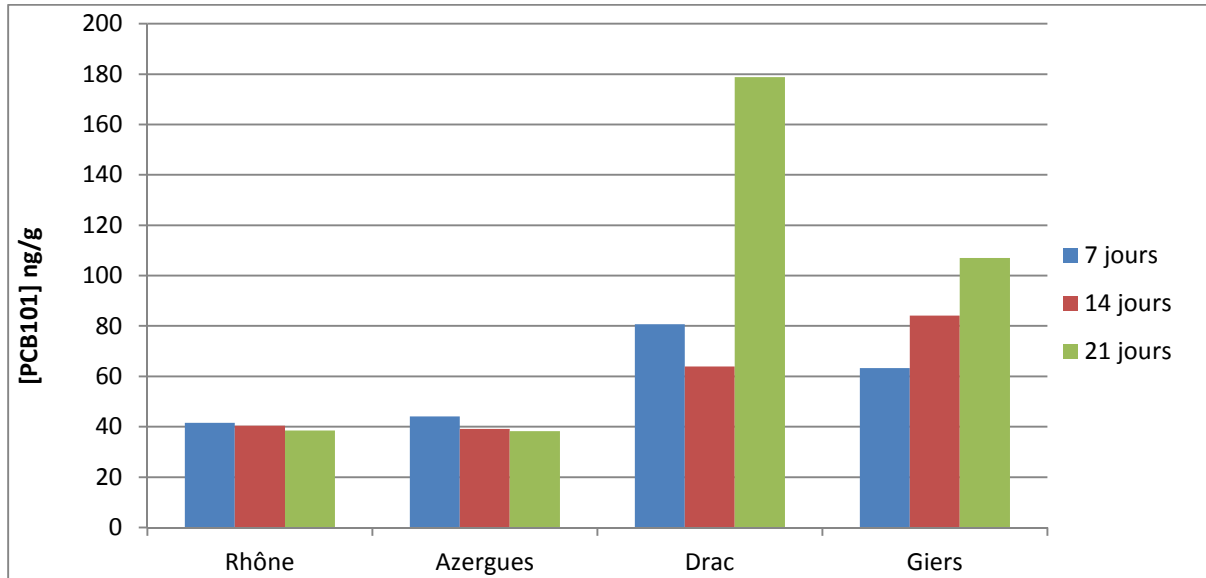


Figure 14. Concentrations en PCB101 mesurées dans les gammars encagés sur 4 sites à 7, 14 et 21 jours. Concentrations exprimées en ng/g de poids sec. BBAC = 49,4 ng/g

Pour le PCB101, dont la BBAC est de 50 ng/g, les sites du Drac et du Giers sont déclassés. Une augmentation de l'accumulation est observée au cours du temps. D'une part, celle-ci ne modifie pas le classement de ces deux sites et d'autre part, la différence de profil ne permet pas de conclure sur l'état d'équilibre. Une interprétation similaire peut être faite pour le PCB 153.

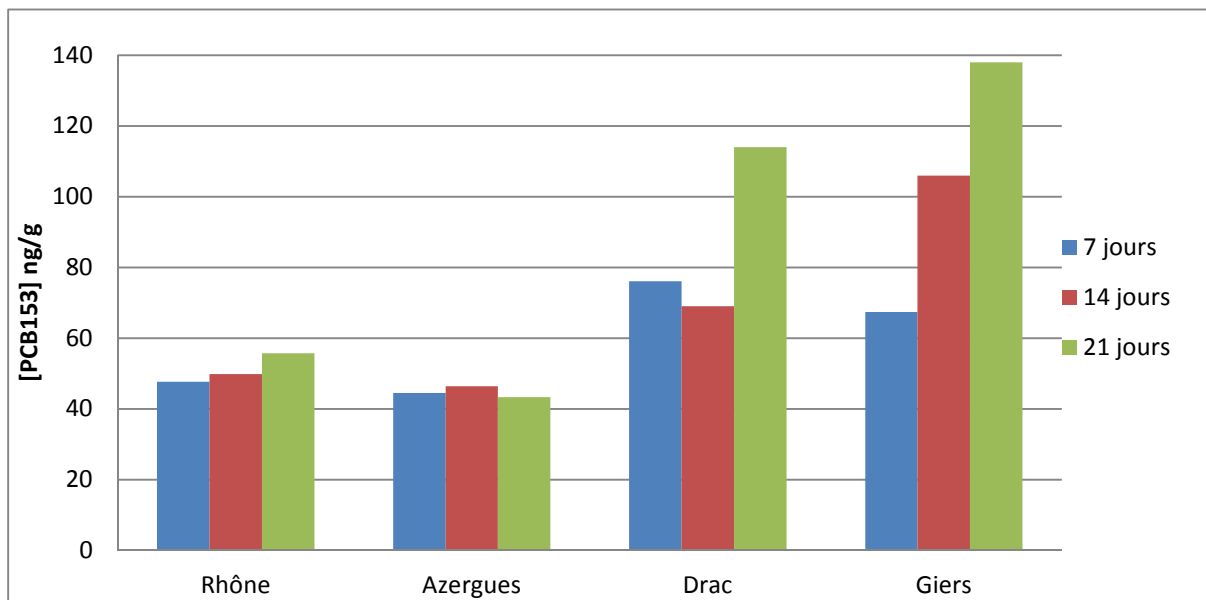


Figure 15. Concentrations en PCB153 mesurées dans les gammars encagés sur 4 sites à 7, 14 et 21 jours. Concentrations exprimées en ng/g de poids sec. BBAC = 48,9 ng/g

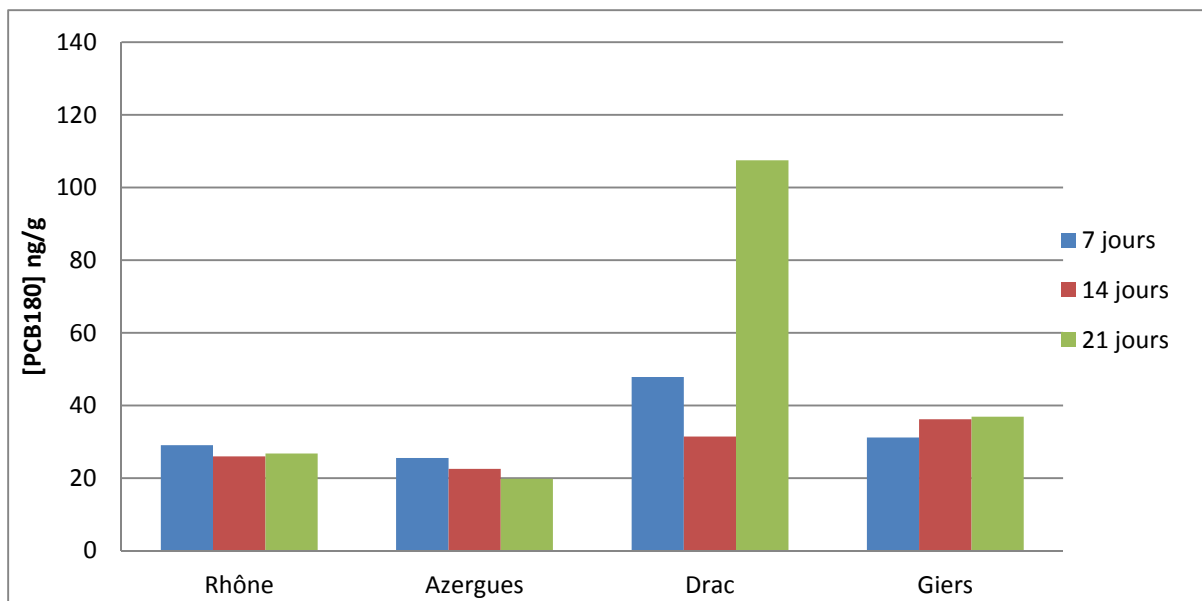


Figure 16. Concentrations en PCB180 mesurées dans les gammars encagés sur 4 sites à 7, 14 et 21 jours. Concentrations exprimées en ng/g de poids sec. BBAC = 10,3 ng/g

Pour le PCB180, la BBAC est de 10 ng/g, déclassant l'ensemble des sites. Par conséquent et malgré les fortes concentrations et variabilités observées pour le Drac, ici les résultats montrent une nouvelle fois que le classement fait à une semaine est pertinent pour des expositions allant jusqu'à trois semaines.

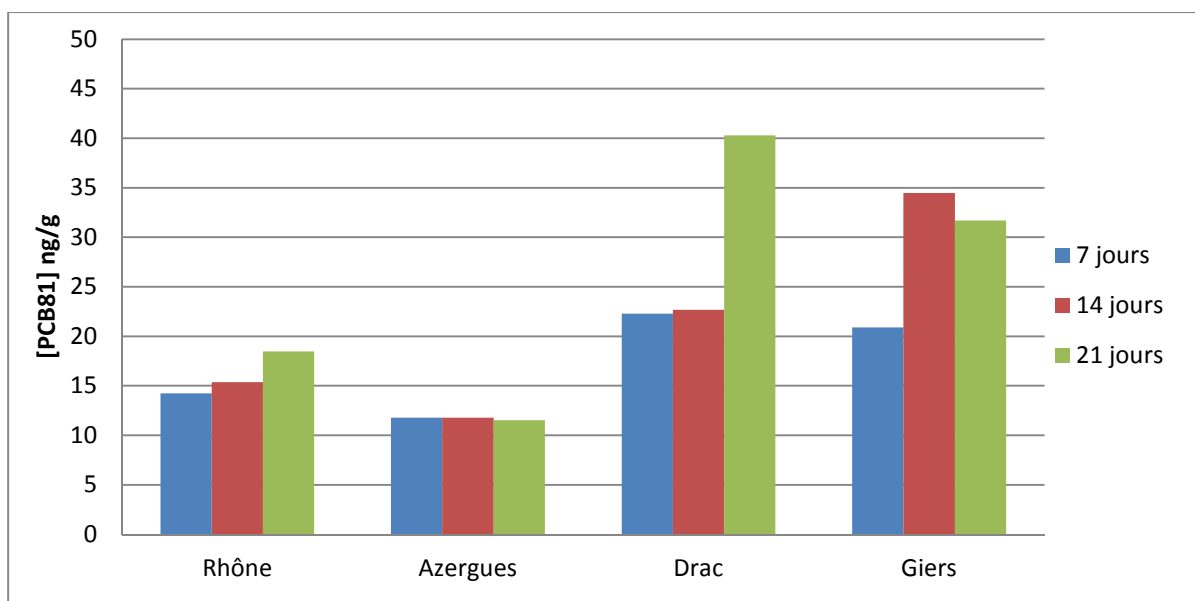


Figure 17. Concentrations en PCB81 mesurées dans les gammars encagés sur 4 sites à 7, 14 et 21 jours. Concentrations exprimées en ng/g de poids sec. BBAC = 13,5 ng/g

L'ensemble des autres PCB étudiés (PCB118, PCB123, PCB 156, PCB167 et PCB28) se comportent soit comme le PCB101 ou le PCB180 conduisant à la même interprétation, c'est à dire un classement robuste des sites après une semaine d'exposition seulement.

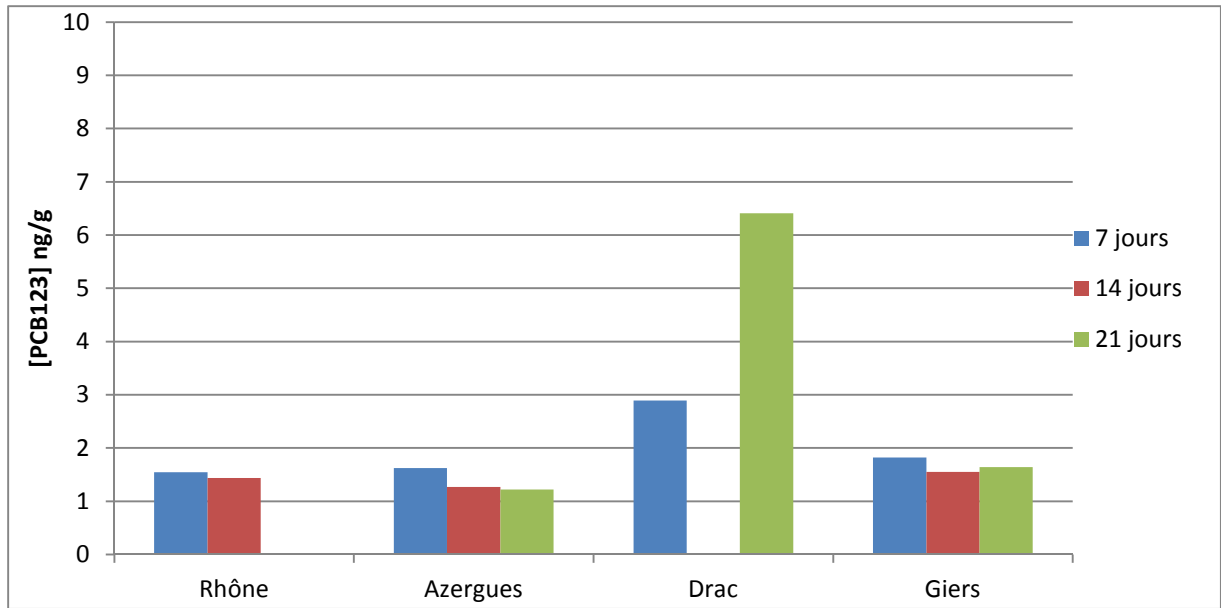


Figure 18. Concentrations en PCB123 mesurées dans les gammars engagés sur 4 sites à 7, 14 et 21 jours. Concentrations exprimées en ng/g de poids sec. BBAC = 1,8 ng/g

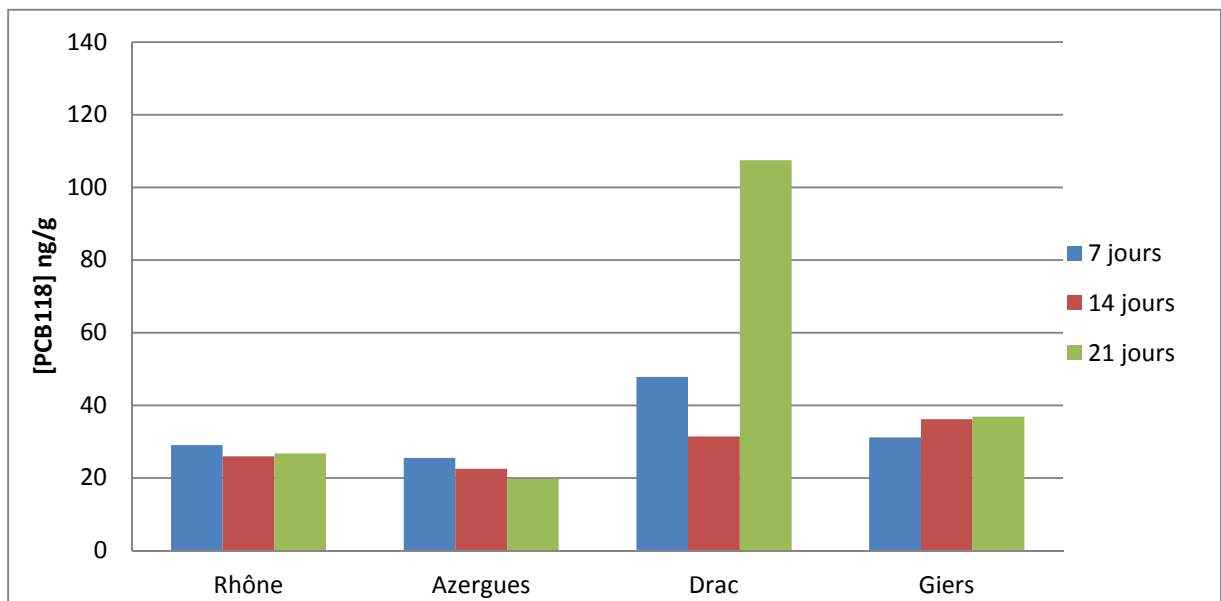


Figure 19. Concentrations en PCB118 mesurées dans les gammars engagés sur 4 sites à 7, 14 et 21 jours. Concentrations exprimées en ng/g de poids sec. BBAC = 30,8 ng/g

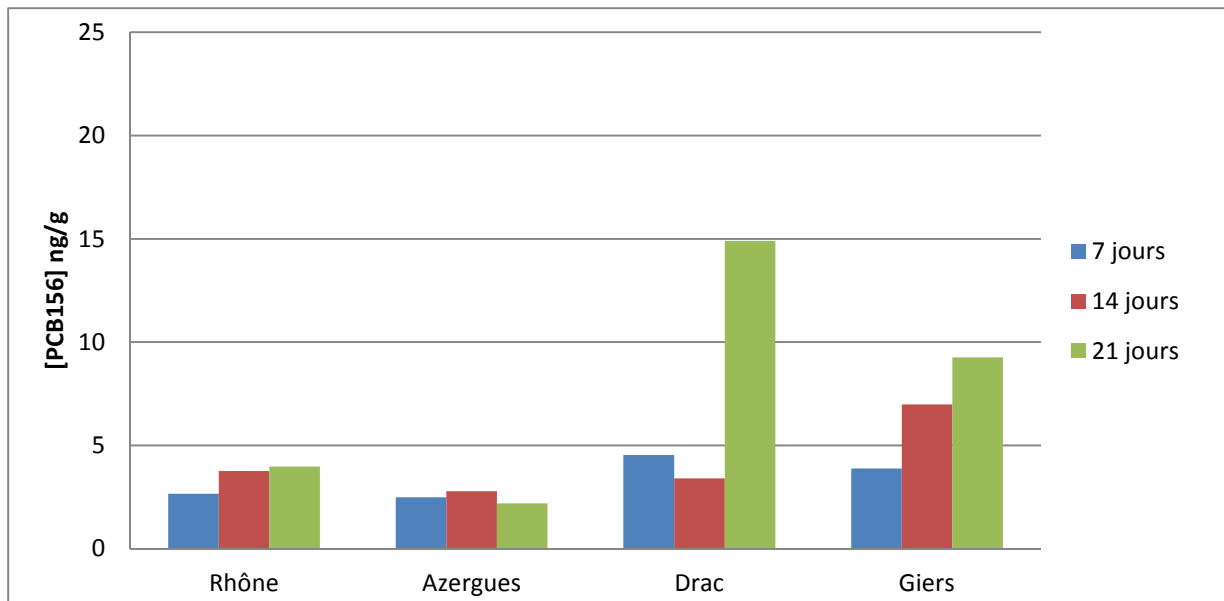


Figure 20. Concentrations en PCB156 mesurées dans les gammars encagés sur 4 sites à 7, 14 et 21 jours. Concentrations exprimées en ng/g de poids sec. BBAC = 3,4 ng/g

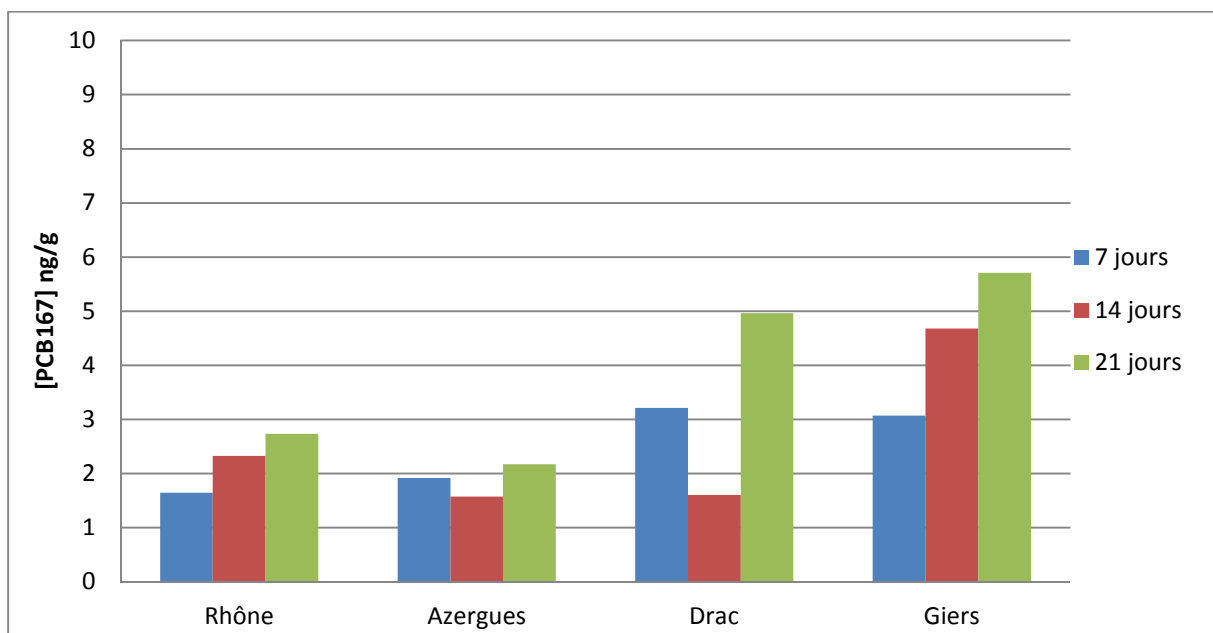


Figure 21. Concentrations en PCB167 mesurées dans les gammars encagés sur 4 sites à 7, 14 et 21 jours. Concentrations exprimées en ng/g de poids sec. BBAC = 2,1 ng/g

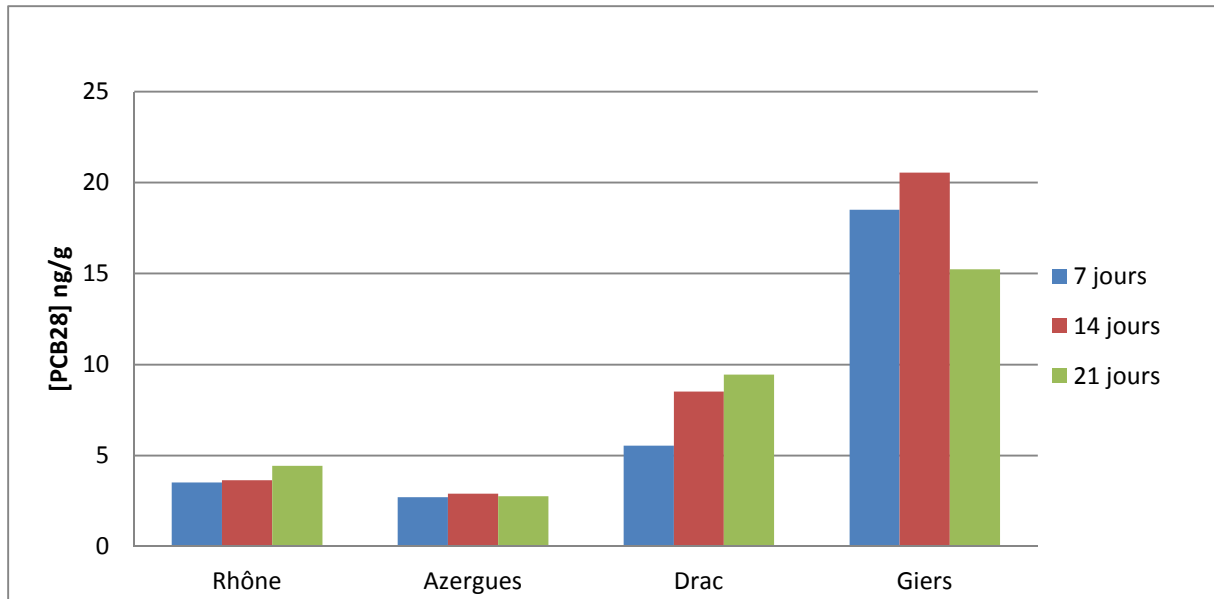


Figure 22. Concentrations en PCB28 mesurées dans les gammare encagés sur 4 sites à 7, 14 et 21 jours. Concentrations exprimées en ng/g de poids sec. BBAC = 8 ng/g

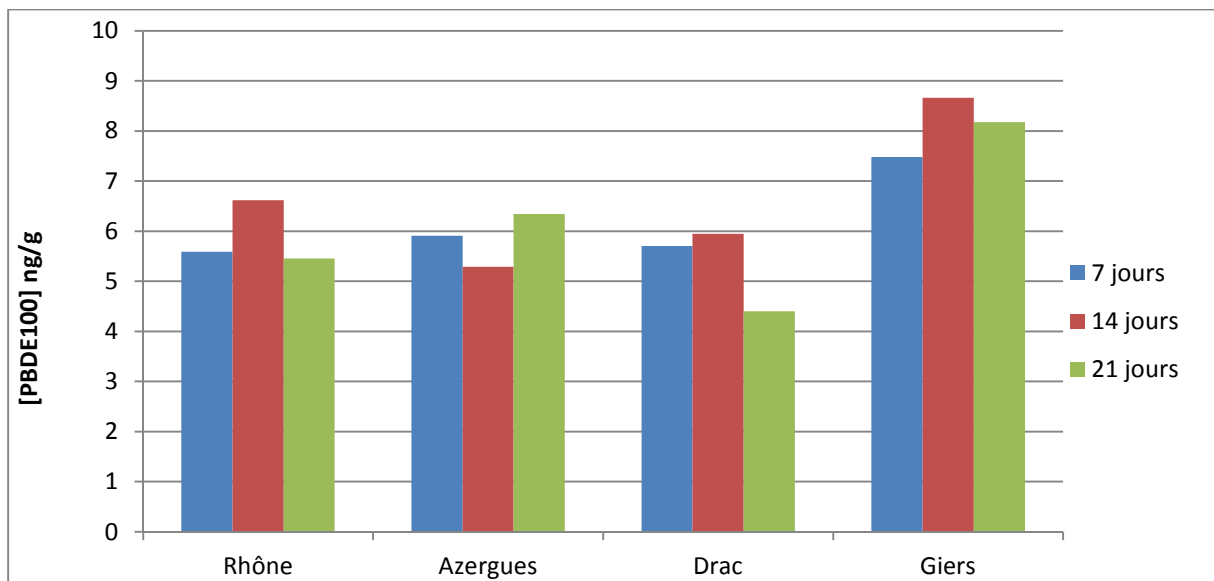


Figure 23. Concentrations en PBDE100 mesurées dans les gammare encagés sur 4 sites à 7, 14 et 21 jours. Concentrations exprimées en ng/g de poids sec. BBAC = 8 ng/g

Enfin, concernant le PBDE100, des concentrations constantes au cours du temps ont été observées. Pour ce composé, on observe que le déclassement fait pour le site du Giers à partir de la BBAC (comparaisons à la concentration à une semaine) est remis en cause après 2 et 3 semaines d'exposition, avec des valeurs supérieures à 8. Toutefois, cette interprétation est à relativiser, au vu 1 – de la faible augmentation de concentration, 2 – de l'incertitude de mesure qui est de 30% pour ce composé (et faibles teneurs). Pour les trois autres sites, ces résultats montrent une nouvelle fois qu'une exposition d'une semaine est pertinente par rapport à 3 semaines.

5. Discussion générale

Les résultats de ce travail confirment l'intérêt de l'encagement de *G. fossarum* pour le suivi de la contamination chimique, et notamment organique, des milieux aquatiques continentaux. Lors de cette étude, 19 composés organiques (12 polychlorobiphényles, 3 polybromodiphényléthers et 4 organochlorés) ont été bioaccumulés par le gammare et sont présents à des concentrations supérieures aux LQ. Dans le cadre du suivi des tendances demandé par la DCE, ces travaux montrent une nouvelle fois l'intérêt d'utiliser le biote comme matrice accumulatrice des composés organiques pour l'étude des niveaux de contamination, mais également son intérêt comme matrice intégratrice au cours du temps.

De plus, la méthodologie proposée, qui permet de contrôler l'ensemble des facteurs biologiques confondants, conduit à comparer de façon fiable les données dans le temps et l'espace, condition indispensable pour le suivi des tendances. Ces travaux ont également démontré la faisabilité technique d'utiliser cette approche à l'échelle du territoire national (métropole), sur la base de sites du RCS et RCO, puisque cette méthode permet de fournir une donnée de la contamination chimique pour n'importe quel site des réseaux de surveillance. Toutefois, et en complément à l'étude menée au niveau régional, ce travail à l'échelle nationale a permis de mettre en évidence 1 – l'importance des niveaux de concentration des composés organiques ciblés dans les organismes utilisés comme source pour les expositions, 2 – et surtout la variabilité de ces teneurs au cours du temps, pouvant perturber l'utilisation de nos outils mathématiques pour définir les seuils (normalité). Ces travaux mettent en avant l'importance d'aller vers l'utilisation d'organismes issus d'une production en élevage, en conditions contrôlées et constantes au cours du temps.

Aujourd'hui, ces travaux offrent donc une méthodologie de calcul de BBC (concentration de fond biodisponible) et de BBAC (seuil de contamination biodisponible) applicable à l'ensemble des composés chimiques accumulables par le gammare.

Au-delà de ce qui est requis pour le suivi des tendances, la définition de la BBC, mais surtout de la BBAC, constitue un outil d'aide à la gestion des milieux aquatiques. Ces valeurs seuil permettent d'identifier quel contaminant, ici quel composé organique, est présent de façon anormale, sous forme biodisponible et par conséquent susceptible de conduire à des effets néfastes. Ainsi, l'utilisation de ces BBAC permettrait d'orienter les actions à mettre en œuvre, puisqu'elle permet de prioriser d'une part, les stations les plus problématiques en terme de contamination et d'autre part, les composés sur lesquels les démarches de restauration doivent agir pour revenir à un état de non contamination biodisponible.

Enfin, la surveillance chimique des milieux aquatiques exigée par la DCE concerne également la conformité des milieux aux NQE. Cette conformité aux NQE se fait soit sur la base de mesures dans l'eau, soit dans les organismes, invertébrés ou poissons autochtones, selon les composés considérés. Toutefois et principalement pour une raison de coût, d'impact sur les populations et pour garantir une surveillance au niveau national à l'aide d'un nombre d'espèces faible, l'utilisation généralisée du poisson n'est pas envisageable. Par conséquent, l'utilisation de méthodes de biosurveillance active à l'aide d'invertébrés constitue une opportunité, notamment comme outil de priorisation des sites sur lesquels le suivi dans le poisson sera incontournable.

Dans le cas du gammare, une des contraintes était d'évaluer si les conditions de test proposées pour le suivi des tendances et basées sur une semaine d'exposition permettaient d'être représentatif d'une exposition à plus long terme, ici 3 semaines. Malgré le faible nombre de sites d'étude, les travaux de cinétique menés dans cette étude montrent qu'une exposition d'une semaine est dans plus de 75% des cas représentative de la contamination des milieux étant donné qu'aucune augmentation des teneurs en composés organiques dans les gammares n'a été observée jusqu'à la troisième semaine. De plus, pour 85% des cas,

nos travaux montrent que la qualification faite à l'aide des BBAC et à la suite d'une semaine d'exposition n'est pas remise en cause suite à des expositions de 2 et 3 semaines. Ces 15 % « d'erreur » d'interprétation des données sont liés 1 - à des concentrations proches des BBAC après une semaine d'exposition et 2 - à la variabilité analytique, malgré les faibles variations des concentrations au cours des trois semaines.

REFERENCES

- Besse, J.P., Geffard, O., Coquery, M. (2011). Développement d'une méthodologie pour l'amélioration du suivi chimique des eaux continentales - Etat de l'art sur les approches de biosurveillance et application dans le cadre de la DCE. Cemagref-Irstea, 100 p.
- Besse, J.-P., Coquery, M., Lopes, C., Chaumot, A., Geffard, O. (2012). Développement d'une méthodologie pour l'amélioration du suivi chimique des eaux continentales – Approche de biosurveillance active sur *Gammarus fossarum*. Irstea, 65 p.
- Besse, J.-P., Coquery, M., Lopes, C., Chaumot, A., Budzinski, H., Labadie, P., Geffard, O. (2013). Caged *Gammarus fossarum* (Crustacea) as a robust tool for the characterization of bioavailable contamination levels in continental waters: Towards the determination of threshold values. *Water Research* 47, 650-660.
- Gossiaux, D.C., Landrum, P.F., Fisher, S.W. (1996). Effect of temperature on the accumulation kinetics of PAHs and PCBs in the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*. *Journal of Great Lakes Research* 22 (2) , pp. 379-388.
- Landrum, P.F., Tigue, E.A., Driscoll, S.K., Gossiaux, D.C., Van Hoof, P.L., Gedeon, M.L., Adler, M. (2001). Bioaccumulation of PCB congeners by *Diporeia* spp.: Kinetics and factors affecting bioavailability. *Journal of Great Lakes Research* 27 (2) , pp. 117-133.
- Tlili, K., Labadie, P., Bourges, C., Desportes, A., Chevreuil, M. (2012). Bioaccumulation of polybrominated diphenyl ethers by the freshwater benthic amphipod *gammarus pulex*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 63 (1) , pp. 69-76
- Viganò, L., Roscioli, C., Erratico, C., Guzzella, L., Farkas, A. (2009). Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in gammarids, caddisflies, and bed sediments of the lowland River Po. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 82 (2) , pp. 200-205.
- Viganò, L., Farkas, A., Guzzella, L., Roscioli, C., Erratico, C. (2007) The accumulation levels of PAHs, PCBs and DDTs are related in an inverse way to the size of a benthic amphipod (*Echinogammarus stammeri* Karaman) in the River Po. *Science of the Total Environment* 373 (1) , pp. 131-145

ANNEXES

ANNEXE A. Liste des sites retenus dans l'étude

Tableau 4. Liste des sites retenus pour l'étude. Localisation, codes masse d'eau et station, coordonnées et information sur les types de pression. Les sites sont présentés par bassin. Les numéros de site correspondent à l'ordre chronologique dans lequel les sites ont été évalués.

Site	N° site *	Bassin-versant	Code masse d'eau	Code station	Coordonnées (WGS 84)		Pression / Etat	Date de pose
					N	E		
Boralde Flaujaguèse à St-Côme-d'Olt	12	Adour-Garonne	FRFR127	99170	44°32'01"	2°47'32"	Référence	14/05/2012
Aveyron à Rodez	13	Adour-Garonne	FRFR201	127000	44°20'16"	2°29'35"	Urbaine	14/05/2012
Garonne à Gagnac-sur-Garonne	14	Adour-Garonne	FRFR296B	161000	43°42'01"	1°22'05"	Urbaine	15/05/2012
Aussonelle à Seilh	15	Adour-Garonne	FRFR154	158700	43°41'47"	1°21'30"	Mauvais état écologique	15/05/2012
Hers-Mort à Saint-Sauveur	16	Adour-Garonne	FRFR164	156950	43°45'01"	1°22'49"	Mauvais état écologique	15/05/2012
Isle à Razac	17	Adour-Garonne	FRFR288C	39000	45°10'18"	0°35'34"	Urbaine	15/05/2012
Auvézère à Sagur le Château	26	Adour-Garonne	FRFR46B	42080	45°25'43"	1°18'28"	Agricole	26/06/2012
Dordogne à Saint-Pierre-d'Eyraud	27	Adour-Garonne	FRFR41	47000	44°50'22"	0°19'55"	Urbaine	26/06/2012
Colinet à Cézac	28	Adour-Garonne	FRFR557A	25830	45°05'28"	-0°28'00"	Mauvais état écologique	26/06/2012
Dropt à Loubens	29	Adour-Garonne	FRFR61A	79100	44°37'54"	-0°02'00"	Agricole	26/06/2012
Tolzac à Varés	30	Adour-Garonne	FRFR58	83585	44°26'26"	0°23'16"	Agricole	27/06/2012
Garonne à Aiguillon	31	Adour-Garonne	FRFR300A	104000	44°17'19"	0°19'13"	Agricole	27/06/2012
Arrats à Saint-Antoine	32	Adour-Garonne	FRFR213A	118000	44°02'28"	0°51'07"	Agricole	27/06/2012
Gimone à Lafitte	33	Adour-Garonne	FRFR211	153000	43°58'21"	1°07'14"	Agricole	27/06/2012
Tarn à Albi	34	Adour-Garonne	FRFR314B	142100	43°56'52"	2°07'30"	Urbaine	17/07/2012
Montbrun à Montbrun-Bocage	35	Adour-Garonne	FRFR186_5	176100	43°06'17"	1°14'49"	Référence	17/07/2012
Gave du Pau à Gavarnie	36	Adour-Garonne	FRFR246	218700	42°43'47"	-0°00'28"	Référence	18/07/2012
Gave du Pau à Rieulhès	37	Adour-Garonne	FRFR247A	216210	43°06'09"	-0°08'32"	Urbaine	18/07/2012
Gave du Pau à Abidos	38	Adour-Garonne	FRFR277B	212000	43°24'13"	-0°37'26"	Industrielle	18/07/2012
Luzou à Bégaar	39	Adour-Garonne	FRFR233	223210	43°49'42"	-0°51'38"	Industrielle	18/07/2012
Bergon à Réans	40	Adour-Garonne	FRFR227_2	228500	44°37'54"	-0°02'00"	Mauvais état écologique	18/07/2012
Taron à Rousses	78	Adour-Garonne	FRFR305	151100	44°10'57"	3°35'25"	Référence	26/09/2012
Légère à Saint-Faziol	-	Adour-Garonne	FRFR475_2	5610	46°12'09"	-0°08'49"	Industrielle	Annulé 1

Tableau 4. Liste des sites retenus pour l'étude. Localisation, codes masse d'eau et station, coordonnées et information sur les types de pression. (suite)

Site	N° site *	Bassin-versant	Code masse d'eau	Code station	Coordonnées (WGS 84)		Pression / Etat	Date de pose
					N	E		
Bramerit à Taillebourg	-	Adour-Garonne	FRFR476	6880	45°51'51"	-0°38'39"	Industrielle	Annulé 1
Eaux claires à Saint-Michel	-	Adour-Garonne	FRFR687	15300	45°38'38"	0°06'32"	Industrielle	Annulé 1
Isle à Guitres	-	Adour-Garonne	FRFT31	29800	45°02'13"	-0°11'31"	Agricole	Annulée 2
Les Evoissons à Bergicourt	65	Artois-Picardie	FRAR51	1138300	49°45'00"	2°01'22"	Référence	17/09/2012
Ancre à Bonnay	66	Artois-Picardie	FRAR16	1133000	49°56'00"	2°30'49"	Mauvais état écologique	17/09/2012
Escaut à Fresnes-sur-Escaut	-	Artois-Picardie	FRAR20	1016000	50°25'33"	3°34'51"	Urbaine	Annulé 3
Yser à Bamberque	-	Artois-Picardie	FRAR63	1809000	50°55'12"	2°37'22"	Agricole	Annulé 3
Loire à Bas-en-Basset	20	Loire-Bretagne	FRGR0003a	4004000	45°17'44"	4°07'04"	Agricole	7/06/2012
Furan à Andrézieux-Bouthéon	21	Loire-Bretagne	FRGR0168	4008000	45°31'29"	4°15'00"	Urbaine	7/06/2012
Loire à Veauchette	22	Loire-Bretagne	FRGR0004a	4009000	45°33'46"	4°16'17"	Urbaine	7/06/2012
Nièvre à Dompierre-sur-Nièvre	44	Loire-Bretagne	FRGR0227	4025040	47°14'12"	3°15'01"	Référence	01/08/2012
Layon à Ivoy le Pré	45	Loire-Bretagne	FRGR2210	4068483	47°24'09"	2°28'43"	Référence	01/08/2012
Vauvise à Jussy le Chaudrier	46	Loire-Bretagne	FRGR0290	4046545	47°07'45"	2°55'50"	Industrielle	01/08/2012
Bourbince à Vitry-en-Charolais	47	Loire-Bretagne	FRGR0200	4019700	46°28'18"	4°04'44"	Industrielle	02/08/2012
Loire à Briennon	48	Loire-Bretagne	FRGR0004c	4015000	46°08'48"	4°05'50"	Urbaine	02/08/2012
Mare à Gumières	53	Loire-Bretagne	FRGR1496	4009250	45°32'06"	3°58'00"	Référence	16/08/2012
Dore à Olliergues	54	Loire-Bretagne	FRGR0230b	4037900	45°40'30"	3°37'48"	Industrielle	16/08/2012
Bedat à Saint-Laure	55	Loire-Bretagne	FRGR0264	4034650	45°54'00"	3°17'42"	Urbaine	16/08/2012
Oussance à Ingrannes	63	Loire-Bretagne	FRGR0298	4050100	47°59'46"	2°13'38"	Urbaine	05/09/2012
Loire à Jargeau	64	Loire-Bretagne	FRGR0007b	4050000	47°52'11"	2°07'22"	Agricultural	05/09/2012
Layon à Saint-Lambert-du-Lathey	114	Loire-Bretagne	FRGR0527	4134000	47°18'58"	-0°37'54"	Agricole	01/04/2013
Loire à Montjean sur Loire	115	Loire-Bretagne	FRGR0007f	4134700	47°23'36"	-0°51'46"	Nd	01/04/2013
Rau Vrignon à St-Aubin-des-Ormeaux	116	Loire-Bretagne	FRGR1482	4140020	46°58'41"	-1°03'04"	Mauvais état écologique	01/04/2013
Petite Boulogne à Saint Etienne-du-Bois	117	Loire-Bretagne	FRGR0565	4150865	46°50'16"	-1°35'02"	Référence	01/04/2013

Tableau 4. Liste des sites retenus pour l'étude. Localisation, codes masse d'eau et station, coordonnées et information sur les types de pression. (suite)

Site	N° site *	Bassin-versant	Code masse d'eau	Code station	Coordonnées (WGS 84)		Pression / Etat	Date de pose
					N	E		
Boire de Roche à St-Julien-de-Concelles	118	Loire-Bretagne	FRGR2243	4137050	47°13'33"	-1°26'18"	Mauvais état écologique	02/04/2013
Vilaine à Guichen	119	Loire-Bretagne	FRGR0010	4209990	48°00'09"	-1°46'26"	Agricole	02/04/2013
Aff à Paimpont	120	Loire-Bretagne	FRGR0128	4199370	47°58'53"	-2°09'30"	Référence	02/04/2013
Rance à Eréac	121	Loire-Bretagne	FRGR0014a	4164758	48°15'07"	-2°19'58"	Industrielle	02/04/2013
Oust à Loudéac	122	Loire-Bretagne	FRGR0126c	4195690	48°08'09"	-2°47'50"	Industrielle	02/04/2013
Gouet à Saint-Julien	123	Loire-Bretagne	FRGR0041a	4170500	48°26'45"	-2°50'03"	Agricole	03/04/2013
Jouanne à Forcé	127	Loire-Bretagne	FRGR0516	4127000	48°02'00"	-0°42'18"	Industrielle	04/04/2013
Baraize à Saint-Denis-d'Anjou	128	Loire-Bretagne	FRGR1131	4607001	47°46'12"	-0°27'05"	Mauvais état écologique	04/04/2013
Sarthe à Arnage	129	Loire-Bretagne	FRGR0456	4119000	47°54'46"	0°08'39"	Nd	04/04/2013
Ru de la Grosse Planche à St-Lactencin	-	Loire-Bretagne	FRGR2015	4074140	46°53'02"	1°27'22"	Mauvais état écologique	Annulé 1
Clain à Naintré	-	Loire-Bretagne	FRGR0392b	4085500	46°45'07"	0°29'54"	Urbaine	Annulé 1
Clain à Anché	-	Loire-Bretagne	FRGR0392a	4082550	46°19'24"	0°16'17"	Référence	Annulé 1
Fossé Neuf à Prin-Deyrançon	-	Loire-Bretagne	FRGR1760	4160235	46°13'37"	-0°40'00"	Mauvais état écologique	Annulé 1
Méholle à Void	100	Rhin-Meuse	FRB1R507	2107900	48°39'52"	5°36'39"	Référence	26/11/2012
Madon à Xeuilley	101	Rhin-Meuse	FRCR249	2058000	48°34'32"	6°06'28"	Agricole	26/11/2012
Meurthe à Bouxières	102	Rhin-Meuse	FRCR283	2074000	48°44'46"	6°09'58"	Urbaine	26/11/2012
Rosselle à Petite-Roselle	103	Rhin-Meuse	FRCR457	2103800	49°12'40"	6°50'09"	Industrielle	27/11/2012
Moselle à Hauconcourt	104	Rhin-Meuse	FRCR213	2084000	49°11'25"	6°11'27"	Mauvais état écologique	27/11/2012
Souffel à Mundlosheim	105	Rhin-Meuse	FRCR151	2037500	48°38'24"	7°43'35"	Agricole	27/11/2012
Petite Fecht à Stosswehr	106	Rhin-Meuse	FRCR95	2018780	48°03'14"	7°03'41"	Référence	27/11/2012
Doller à Reiningue	107	Rhin-Meuse	FRCR57	2005700	47°44'44"	7°13'57"	Mauvais état écologique	27/11/2012
Lanterne à Sainte-Marie-en-Chaux	108	Rhin-Meuse	FRDR690	6404500	47°47'24"	6°18'18"	Mauvais état écologique	28/11/2012
Durgeon à Vesoul	109	Rhin-Meuse	FRDR682	6416300	47°37'29"	6°09'58"	Urbaine	28/11/2012
Salon à Chalindrey	110	Rhin-Meuse	FRDR674	6416550	47°48'22"	5°27'34"	Mauvais état écologique	28/11/2012

Tableau 4. Liste des sites retenus pour l'étude. Localisation, codes masse d'eau et station, coordonnées et information sur les types de pression. (suite)

Site	N° site *	Bassin-versant	Code masse d'eau	Code station	Coordonnées (WGS 84)		Pression / Etat	Date de pose
					N	E		
Rhône à Chasse-sur-Rhône	18	Rhône-Méditerranée Corse	FRDR2006	6098000	45°34'52"	4°46'50"	Urbaine	7/06/2012
Gier à Givors	19	Rhône-Méditerranée Corse	FRDR474	6097000	45°35'15"	4°45'40"	Industrielle	7/06/2012
Bourbre à Chavanoz	23	Rhône-Méditerranée Corse	FRDR506c	6083000	45°46'20"	5°11'11"	Mauvais état écologique	8/06/2012
Drac à Fontaine	24	Rhône-Méditerranée Corse	FRDR325	6146500	45°11'31"	5°42'05"	Industrielle	8/06/2012
Tillet à Aix-les-Bains	25	Rhône-Méditerranée Corse	FRDR1491	6074500	45°41'37"	5°53'31"	Industrielle	8/06/2012
Tréboul à Castelnaudary	41	Rhône-Méditerranée Corse	FRDR196	6177910	43°17'39"	1°58'45"	Agricole	19/07/2012
Ouche à Crimolois	42	Rhône-Méditerranée Corse	FRDR646	6016000	47°15'58"	5°07'02"	Urbaine	01/08/2012
Ardières à Saint-Jean d'Ardières	49	Rhône-Méditerranée Corse	FRDR576	6051550	46°07'36"	4°42'57"	Agricole	17/08/2012
Corne à Saint-Rémy	50	Rhône-Méditerranée Corse	FRDR607	6038300	46°44'53"	4°49'20"	Agricole	17/08/2012
Guyotte à Saint-Bonnet	51	Rhône-Méditerranée Corse	FRDR613	6035330	46°51'11"	5°10'41"	Agricole	17/08/2012
Reyssouze à Viriat	52	Rhône-Méditerranée Corse	FRDR593a	6046000	46°15'27"	5°11'45"	Urbaine	17/08/2012
Roanne à Saint-Benoît-en-Diois	71	Rhône-Méditerranée Corse	FRDR441	6107980	44°40'15"	5°16'16"	Référence	25/09/2012
Toulourenc à Saint-Léger-du-Ventoux	72	Rhône-Méditerranée Corse	FRDR391	6710039	44°12'33"	5°16'43"	Référence	25/09/2012
Durance à Les Mées	73	Rhône-Méditerranée Corse	FRDR275	6159000	44°02'07"	5°57'51"	Industrielle	25/09/2012
Luyens à Aix-en-Provence	74	Rhône-Méditerranée Corse	FRDR11804	6194000	43°28'45"	5°25'21"	Mauvais état écologique	25/09/2012
Auzon à Montoux	75	Rhône-Méditerranée Corse	FRDR387b	6123250	44°02'22"	5°00'43"	Agricultural	25/09/2012
Rhône à Arles	76	Rhône-Méditerranée Corse	FRDR2009	6131550	43°40'44"	4°37'22"	Urbaine	26/09/2012
Avène à Saint-Privat-des-Vieux	77	Rhône-Méditerranée Corse	FRDR11390	6127900	44°07'45"	4°08'00"	Industrielle	26/09/2012
Luech à Genholac	79	Rhône-Méditerranée Corse	FRDR400c	6118550	44°19'26"	3°57'39"	Référence	26/09/2012
Baume à Rosières	80	Rhône-Méditerranée Corse	FRDR417b	6580238	44°29'16"	4°14'13"	Référence	26/09/2012
Lez à Lattes	111	Rhône-Méditerranée Corse	FRDR142	6189500	3°53'51"	43°34'13"	Urbaine	27/03/2013
Têt à Sainte-Marie-la-Mer	112	Rhône-Méditerranée Corse	FRDR223	6172100	3°01'24"	42°42'38"	Mauvais état écologique	27/03/2013
Agula à Alenya	113	Rhône-Méditerranée Corse	FRDR233	6169050	2°59'30"	42°38'16"	Agricole	27/03/2013
Vénéon à Saint-Christophe-en-Oisans	-	Rhône-Méditerranée Corse	FRDR335a	6143650	44°58'63"	6°09'17"	Référence	Annulé 3
Ain à Sirod	-	Rhône-Méditerranée Corse	FRDR505	6083590	46°44'35"	5°59'26"	Référence	Annulé 3
Azergues à Lucenay	130	Rhône-Méditerranée Corse	FRDR568b	06057700	45°54'41"	4°43'33"	Agricole	02/07/13

Tableau 4. Liste des sites retenus pour l'étude. Localisation, codes masse d'eau et station, coordonnées et information sur les types de pression. (suite)

Site	N° site *	Bassin-versant	Code masse d'eau	Code station	Coordonnées (WGS 84)		Pression / Etat	Date de pose
					N	E		
Trinquelin à Saint-Léger-Vauban	43	Seine-Normandie	FRHR52d	3032240	47°22'42"	4°01'15"	Référence	01/08/2012
Seine à Poissy	56	Seine-Normandie	FRHR230A	3125000	48°56'12"	2°02'19"	Urbaine	04/09/2012
Iton à Normanville	57	Seine-Normandie	FRHR259	3199200	49°04'49"	1°09'06"	Urbaine	04/09/2012
Puiseaux à Nogent-sur-Vernisson	58	Seine-Normandie	FRHR80	3052338	47°51'24"	2°42'47"	Bon état chimique	23/10/2012
Risle à Ambenay	59	Seine-Normandie	FRHR266	3219780	48°50'19"	0°43'23"	Industrielle	04/09/2012
Iton à Chaise-Dieu du Theil	60	Seine-Normandie	FRHR258	3197000	48°45'53"	0°45'42"	Urbaine	04/09/2012
Ru d'Ancoueil à Moisenay	61	Seine-Normandie	FRHR91	3051500	48°33'31"	2°44'27"	Industrielle	05/09/2012
Seine à Saint-Fargeau-Ponthierry	62	Seine-Normandie	FRHR73A	3048000	48°32'15"	2°32'52"	Mauvais état écologique	05/09/2012
Vesle à Chassemy	67	Seine-Normandie	FRHR209	3162000	49°22'24"	3°28'47"	Urbaine	17/09/2012
Marne à Reuil	68	Seine-Normandie	FRHR130B	3105500	49°04'52"	3°47'50"	Industrielle	17/09/2012
Marne à Matougues	69	Seine-Normandie	FRHR130A	3104000	48°59'47"	4°14'30"	Urbaine	18/09/2012
Chée à Merlaut	70	Seine-Normandie	FRHR125	3096650	48°46'03"	4°40'49"	Nd	18/09/2012
Airon à Loges Marchis	124	Seine - Normandie	FRHR347	3271965	48°33'07"	-1°04'36"	Agricole	03/04/2013
Soulevre à Carville	125	Seine - Normandie	FRHR315	3250430	48°56'49"	-0°53'20"	Référence	03/04/2013
Noireau à Berjou	126	Seine - Normandie	FRHR304	3241957	48°51'33"	-0°29'20"	Mauvais état écologique	04/04/2013
Joux à Roche-Bettaincourt	-	Seine-Normandie	F5180600	3094700	46°44'35"	5°59'26"	Référence	Annulé 3

* : Le numéro de site correspond à l'ordre chronologique dans lequel les sites ont été évalués.

Annulé 1 : site annulé pour causes de mauvaises condition météorologiques ; Annulé 2 : site annulé car trop éloigné des autres sites ; Annulé 3 : site annulé car il s'agissait d'eaux de transition.

Nd : non déterminé

ANNEXE B. Caractéristiques physico-chimiques des sites évalués

Tableau 5. Caractéristiques physico-chimiques (pourcentage d'oxygène dissous, dureté et température) des eaux de surface sur les sites d'étude.

N° site	Site	O2 (%)		Dureté (mg/L CaCO3)	Température (°C)		
		Pose	Récupération		Max	Med	Min
12	Boralde Flaujaguèse à St-Côme-d'Olt	113	109	22.3	14.9	12.5	09.4
13	Aveyron à Rodez	95	160	213	17.4	15.2	12.1
14	Garonne à Gagnac-sur-Garonne	106	197	59.1	15.3	13.6	13.6
15	Aussonelle à Seilh	86	109	201	22.5	18.7	15.6
16	Hers-mort à Saint-Sauveur	69	94	250	24.7	20.6	17.0
17	Isle à Razac	96	125	165	18.5	16.6	14.0
18	Rhône à Chasse-sur-Rhône	114	93	175	21.4	20.0	18.4
19	Giers à Givors	Nd	96	88.3	23.8	17.1	14.9
20	Loire à Bas-en-Basset	133	96	35.6	20.0	15.8	14.2
21	Furan à Andrézieux-Bouthéon	122	93	167	22.7	17.2	13.7
22	Loire à Veauchette	133	210	43.9	18.8	16.5	15.2
23	Bourbre à Chavanoz	Nd	Nd	245	19.3	16.7	14.9
24	Drac à Fontaine	Nd	Nd	119	14.4	12.0	10.3
25	Tillet à Aix-les-Bains	Nd	Nd	231	19.3	17.7	16.1
26	Auvézère à Ségur-le-Château	80	83	43.9	19.2	16.8	14.8
27	Dordogne à Saint-Pierre-d'Eyraud	100	103	Nd	Nd	Nd	Nd
28	Colinet (Soptier) à Cézac	88	87	228	18.4	16.4	13.4
29	Dropt à Loubens	90	92	286	24.1	22.5	21.5
30	Tolzac à Varès	84	85	377	22.4	19.6	17.2
31	Garonne à Aiguillon	85	Nd	Nd	Nd	Nd	Nd
32	Arrats à St Antoine	92	97	304	21.0	19.7	18.1
33	Gimone à Lafitte	80	83	277	22.9	21.3	19.9
34	Tarn à Albi	Nd	79	176	26.2	23.9	23.1
35	Montbrun à Montbrun-Bocage	Nd	97	192	17.0	15.3	13.8
36	Gave du Pau à Abidos	Nd	100	123	20.9	17.9	15.1
37	Gave du Pau à Rhieulès	Nd	112	89.5	16.8	14.0	12.5
38	Gave du Pau à Gavarnie	Nd	108	94.2	11.2	8.0	6.4
39	Luzou à Bégaar	Nd	81	34.4	16.9	15.9	14.8
40	Bergon à Réans	Nd	66	217	17.8	16.4	14.5
41	Tréboul à Castelnaudary	Nd	61	311	25.0	20.9	18.6
42	Ouche à Crimolois	140	112	270	24.8	21.4	18.9
43	Trinquelin à Saint-Léger-Vauban	114	130	19.1	20.7	18.0	15.2
44	Nièvre à Dompierre-sur-Nièvre	162	157	28.9	18.8	16.2	13.7
45	Layon à Ivoy-le-Pré	123	118	21.6	17.4	14.0	12.0

Tableau 5. Caractéristiques physico-chimiques (pourcentage d'oxygène dissous, dureté et température) des eaux de surface sur les sites d'étude (suite).

N° site	Site	O2 (%)		Dureté (mg/L CaCO3)	Températures (°C)		
		Pose	Récupération		Max	Med	Min
46	Vauvise à Jussy-le-Chaudrier	162	170	268	24.1	20.2	16.8
47	Bourbince à Vitry-en-Charolais	120	122	137	Nd	Nd	Nd
48	Loire à Briennon	113	132	67.2	26.3	22.7	19.7
49	Ardières à Saint-Jean-d'Ardières	395	102	69.8	22.0	19.1	17.1
50	Corne à Saint-Rémy	86	76	310	20.8	19.3	18.0
51	Guyotte à Saint-Bonnet-en-Bresse	46	27	192	Nd	Nd	Nd
52	Reyssouze à Viriat	205	204	212	27.9	22.5	19.3
53	Mare à Gumières	222	100	12.0	15.1	12.0	9.1
54	Dore à Olliegues	133	95	24.1	21.1	18.5	16.3
55	Bedat à Saintt Laure	219	112	154	24.7	20.0	16.1
56	Seine à Poissy	121	124	272	22.8	21.3	20.5
57	Iton à Normanville	161	110	241	20.2	16.6	13.8
58	Puiseaux à Nogent-sur-Vernisson	96	86	124	16.7	14.5	11.0
59	Risle à Ambenay	174	121	261	19.6	15.7	14.3
60	Iton à Chaise-Dieu du Theil	119	120	233	Nd	Nd	Nd
61	Ru d'Ancoeuil à Moisenay	105	115	408	18.7	15.3	11.1
62	Seine à Saint-Fargeau-Ponthierry	81	134	203	22.4	20.3	19.5
63	Oussance à Ingrannes	9.9	82	196	16.6	14.3	12.3
64	Loire à Jargeau	172	157	93.4	25.3	19.5	15.8
65	Les Evoissons à Bergicourt	197	104	335	15.6	12.9	11.6
66	Ancre à Bonnay	163	97	344	20.5	14.4	13.3
67	Vesle à Chassemy	166	99	389	17.0	15.2	14.1
68	Marne à Reuil	160	105	184	19.5	17.6	08.2
69	Marne à Matougues	124	96	171	19.5	18.1	16.8
70	Chée à Merlaut	140	91	302	Nd	Nd	Nd
71	Roanne à Saint-Benoît-en-Diois	139	126	172	20.3	15.6	10.4
72	Toulourenc à St-Léger-du-Ventoux	134	130	175	18.1	15.1	10.0
73	Durance aux Mées	162	141	200	16.4	14.9	13.6
74	Luyes à Aix-en-Provence	118	122	294	20.3	18.7	15.5
75	Auzon à Monteux	120	50	418	21.2	19.0	15.3
76	Rhône à Arles	113	130	202	Nd	Nd	Nd
77	Avène à Saint-Privat-des-Vieux	86	93	1043	21.3	18.6	15.7
78	Tarnon à Rousses	138	145	21.9	15.9	13.9	11.9
79	Luech à Genolhac	144	110	19.1	19.4	17.1	14.9
80	Baume à Rosières	130	137	34.4	21.1	18.6	17.1

Tableau 5. Caractéristiques physico-chimiques (pourcentage d'oxygène dissous, dureté et température) des eaux de surface sur les sites d'étude (suite).

N° site	Site	O2 (%)		Dureté (mg/L CaCO3)	Températures (°C)		
		Pose	Récupération		Max	Med	Min
100	Méholle à Void	105	105	287	10.3	9.5	3.8
101	Madon à Xeuilley	98	91	568	10.8	7.6	4.3
102	Meurthe à Bouxières	100	89	1410	11.0	8.7	5.8
103	Moselle à Hauconcourt	89	83	583	10.8	9.3	5.1
104	Rosselle à Petite Roselle	53	55	395	10.9	9.5	5.6
105	Souffel à Mundlosheim	77	65	357	10.0	8.0	3.5
106	Petite Fecht à Stosswihr	102	99	9.88	10.8	9.3	5.1
107	Doller à Reiningue	93	96	20.8	9.6	8.7	5.3
108	Lanterne à Sainte-Marie-en-Chaux	92	86	31.3	9.9	8.7	5.0
109	Durgeon à Vesoul	84	83	122	10.4	8.6	6.3
110	Salon à Chalindrey	89	81	265	10.1	8.5	7.3
111	Lez à Lattes	84	Nd	324	14.8	13.6	2.2
112	Têt à Sainte-Marie-la-Mer	90	92	95.4	13.7	11.4	4.2
113	Agulla de la Mar à Alenya	85	103	410	17.4	14.0	6.5
114	Layon à Saint-Lambert	104	Nd	231	10	6.7	7.1
115	Loire à Montjean-sur-Loire	107	Nd	Nd	Nd	Nd	Nd
116	Rau Vrignon à Saint-Aubin	107	Nd	65.5	1	7.4	6.5
117	Petite Boulogne à Saint-Etienne	85	Nd	75.4	11.2	7.3	5.2
118	Boire de la Roche à Saint-Julien	85	Nd	273	11.0	7.2	7.0
119	Vilaine à Guichen	102	Nd	123	9.1	7.5	2.7
120	Aff à Paimpont	107	Nd	22.3	8.0	5.7	4.2
121	Rance à Ereac	105	Nd	65.3	7.8	5.7	3.5
122	Oust à Loudéac	Nd	Nd	81.9	8.7	6.8	2.9
123	Gouet à Saint Julien	106	Nd	69.1	9.4	6.3	4.3
124	Airon à Loges-Marchis	105	Nd	75.3	8.7	7.0	3.0
125	Souleuvre à Carville	106	Nd	65.0	8.7	5.5	5.2
126	Noireau à Berjou	101	Nd	74.9	9.7	6.4	4.7
127	Jouanne à Forcé	99	Nd	167	8.7	6.6	3.4
128	Baraize à Saint-Denis-d'Anjou	102	Nd	235	9.6	6.6	4.6
129	Sarthe à Arnage	99	Nd	267	9.3	7.1	3.0

Nd : non disponible

ANNEXE C. Taux de survie dans les gammars exposés 7 jours

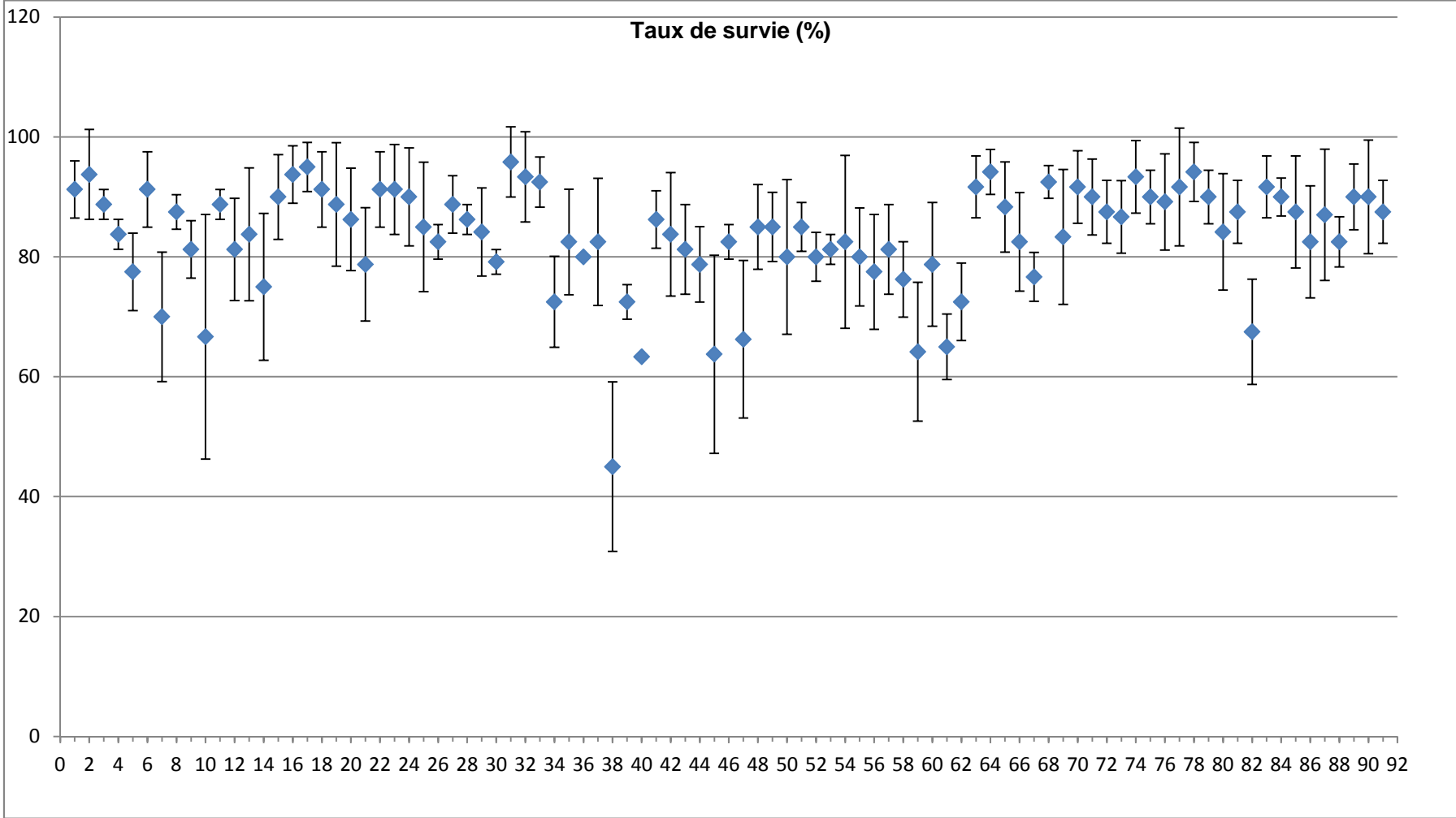


Figure 24. Taux de survie dans les gammars engagés après une semaine d'exposition

Tableau 6. Observations effectuées lors de la récupération des systèmes d'encagement et pour les sites sur lesquels un faible taux de survie des gammares a été observé ($\leq 75\%$).

N°	Site	Survie moyenne (%)	Observations effectuées lors de la récupération des cages
52	Reyssouze à Viriat	45.0	Crue importante
54	Dore à Olliergues	63.3	
62	Seine à Saint-Fargeau-Ponthierry	63.8	
77	Avène à Saint-Privat-des-Vieux	64.2	Conductivité très élevée ($> 4000 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)
79	Luech à Genolhac	65.0	
64	Loire à Jargeau	66.3	Caisse en partie émergée
21	Furan à Andrézieux-Bouthéon	66.7	Caisse en partie émergée
120	Aff à Paimpont	67.5	
18	Rhône à Chasse-sur-Rhône	70.0	Caisse peut-être déplacée
47	Bourbince à Vitry-en-Charolais	72.5	
53	Mare à Gumières	72.5	
80	Baume à Rosières	72.5	
25	Tillet à Aix les Bains	75.0	Caisse en partie émergée

Annexe D. Taux de survie des gammars encagés au cours des trois semaines d'exposition afin de déterminer l'influence du temps d'exposition sur l'évaluation de la contamination biodisponible

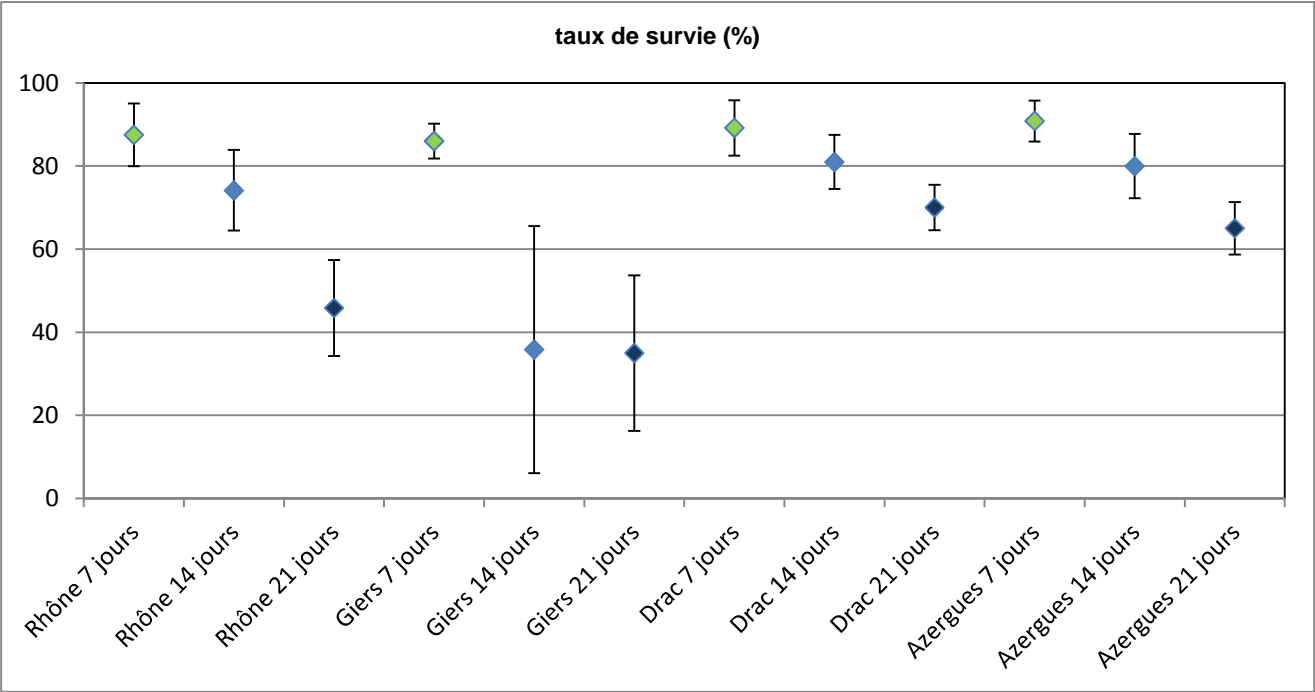


Figure 25. Taux de survie (%) dans les gammars encagés à 7, 14 et 21 jours

Annexe E. Concentrations mesurées dans les gammars pour la campagne nationale

Tableau 7. Teneurs en composés organiques dans les gammars pêchés, triés et stabilisés 15 jours en laboratoire et avant exposition sur les sites d'étude (concentration et écart-type exprimés en ng/g de poids sec ; RSD : écart type relatif en % ; LQ : limite de quantification en ng/g pour un poids moyen d'un pool de gammars de 500 mg ; les concentrations inférieures à LQ ne sont pas prises en compte dans le calcul des moyennes et des écarts type ; chaque date correspond à 1 pool de gammars analysé par lot ; n=11).

Composés organiques	T0 05/07/12	T0 30/05/12	T0 15/06/12	T0 02/07/12	T0 24/04/12	T0 10/08/12	T0 27/08/12	T0 05/09/12	T0 13/09/12	T0 22/03/13	T0 16/11/12	Moyenne	Ecart type	RSD (%)
HCBD	1.1	1.1	1.0	1.3	1.0	1.0	2.0	1.1	2.0	1.6	0.9	1.3	0.4	30.9
g-HCH	1.3	1.9	0.8	1.7	2.1	1.3	1.0	0.7	1.9	0.85	1.37	1.4	0.5	36.0
pp-DDE	6.0	9.7	7.8	8.2	7.2	12.3	6.0	5.4	7.1	9.8	5.3	7.7	2.2	28.2
pp-DDD	< LQ	1.6	1.2	1.2	0.7	0.9	< LQ	< LQ	0.87	2.53	1.82	1.3	0.6	46.2
PCB28	4.8	4.7	3.0	3.8	3.5	3.0	4	3.4	3.2	2.9	5.4	3.8	0.8	22.1
PCB52	12.9	19.0	7.0	14.9	13.0	12.0	12.5	11.4	11.5	31.7	10.6	14.2	6.5	45.7
PCB101	31.8	49.3	22.8	34.6	29.0	29.6	20.9	19.7	26.9	50.0	16.6	30.1	11.1	36.7
PCB118	24.4	35.4	22.3	30.4	22.1	28.1	18.5	16.5	26.8	33.8	11.1	24.5	7.4	30.2
PCB138	38.5	54.0	35.4	45.6	32.5	38.8	26.4	23.8	41.6	43.8	16.9	36.1	10.7	29.6
PCB153	40.3	60.3	38.6	52.0	38.0	44.2	31.2	27.7	43.5	45.7	19.9	40.1	11.2	27.9
PCB180	9.3	12.3	8.2	11.7	7.2	9.5	4.2	4.3	9.2	7.7	2.6	7.8	3.1	39.6
PCB81	10.3	13.3	7.6	13.6	9.7	10.4	7.9	7.5	10.1	12.8	5.8	9.9	2.6	25.8
PCB105	6.8	11.1	7.2	8.5	6.0	8.3	4.0	3.8	7.15	7.8	3.0	6.7	2.4	35.5
PCB123	< LQ	1.6	1.1	1.1	1.1	1.3	0.6	0.7	1.1	1.8	0.6	1.1	0.4	35.4
PCB156	2.8	5.1	3.4	3.6	2.5	3.6	< LQ	1.4	2.9	3.5	1.04	3.0	1.2	39.1
PCB167	3.4	6.5	1.2	1.3	0.7	0.7	< LQ	< LQ	< LQ	1.5	0.8	2.0	2.0	99.9
PBDE47	18.3	20.8	30.0	19.4	14.1	16.3	11.7	9.1	17.1	13.6	8.4	16.3	6.1	37.4
PBDE99	8.5	12.8	18.8	11.6	5.9	7.9	2.6	2.5	6.9	9.3	3.7	8.2	4.9	59.2
PBDE100	6.1	8.3	14.3	7.6	5.3	5.9	4.1	3.2	5.7	5.8	4.0	6.4	3.0	47.3

Annexe F. Détermination des profils de concentrations mesurées chez les gammares et les valeurs seuils de contamination biodisponible associées pour les substances organiques analysées.

Sur le schéma de gauche (A) sont présentées les concentrations mesurées pour chaque site, triées par ordre croissant. Les points bleus correspondent au plus grand ensemble de données qui suit une distribution gaussienne, représentée par le schéma de droite (B).

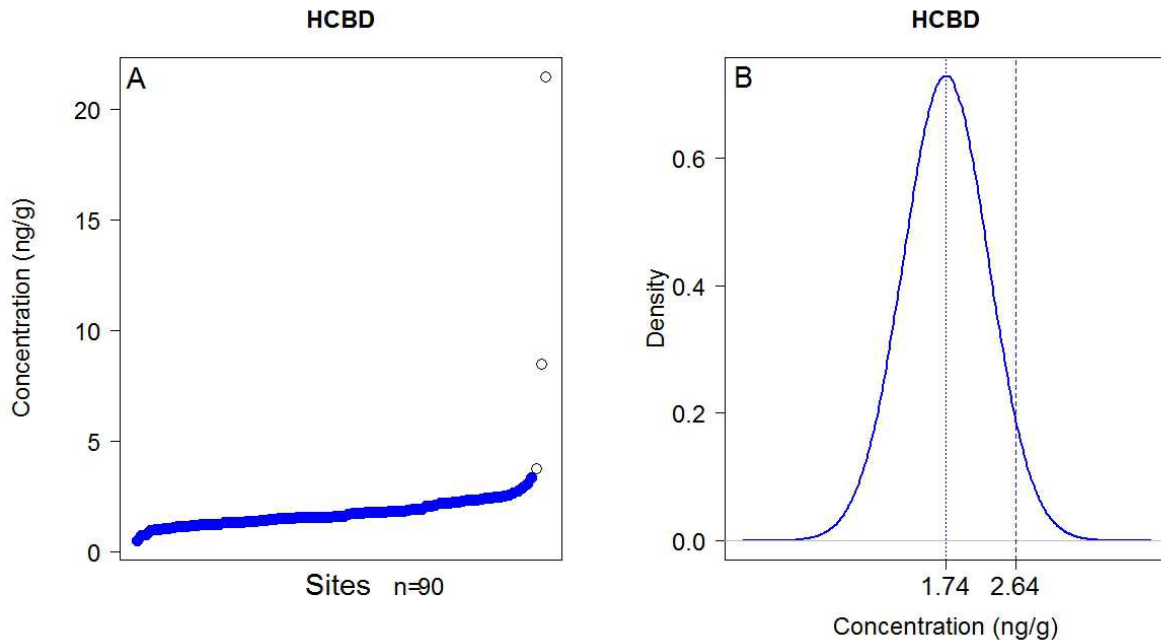


Figure 26. Profil de détermination de valeur seuil pour HCBD. En pointillé : BBC (moyenne), en tiret : BBAC (95^e percentile). Les valeurs sont données en ng/g (poids sec). LQ = 0.55 ng/g (ps)

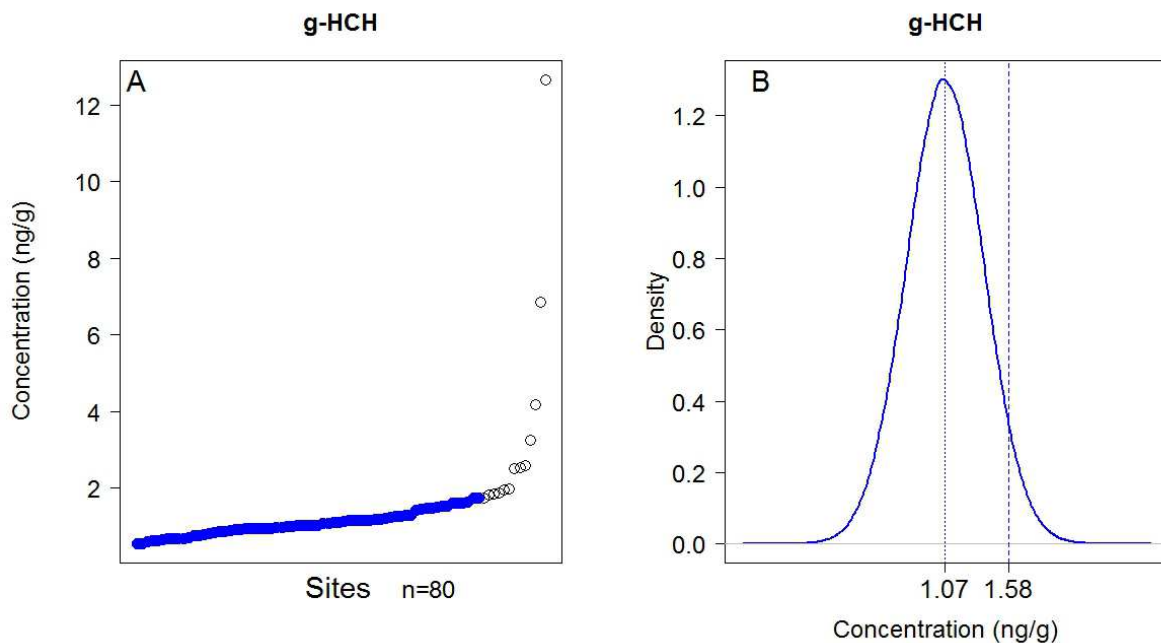


Figure 27. Profil de détermination de valeur seuil pour g-HCH (Lindane). En pointillé : BBC (moyenne), en tiret : BBAC (95^e percentile). Les valeurs sont données en ng/g (poids sec). LQ = 0.52 ng/g (ps)

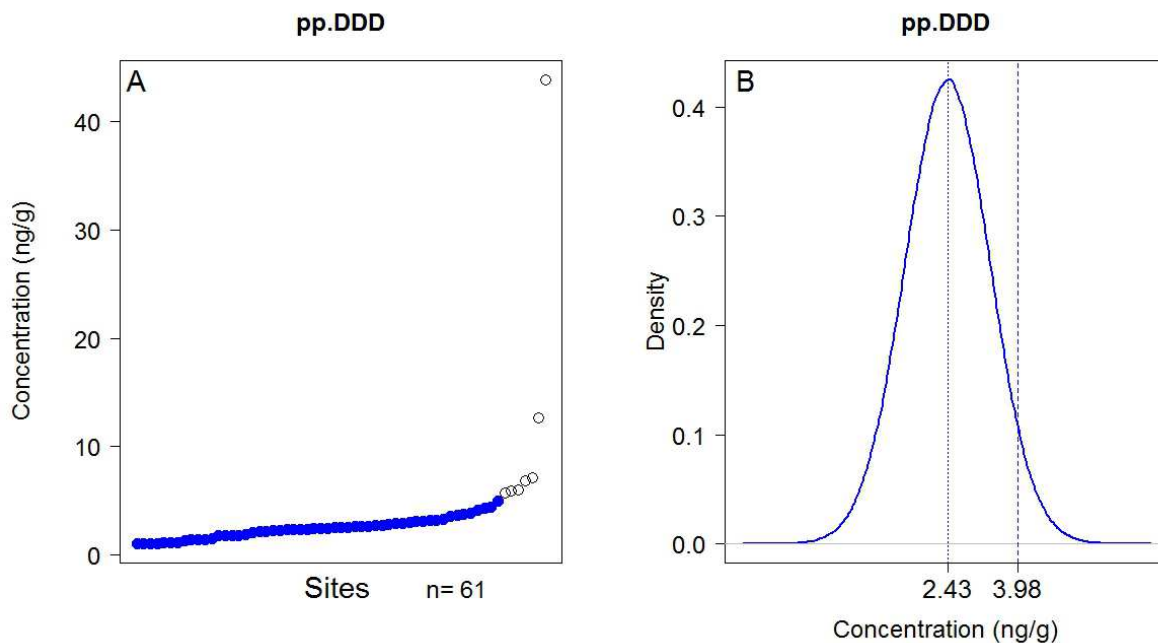


Figure 28. Profil de détermination de valeur seuil pour pp.DDD. En pointillé : BBC (moyenne), en tiret : BBAC (95^e percentile). Les valeurs sont données en ng/g (poids sec). LQ = 0.51 ng/g (ps)

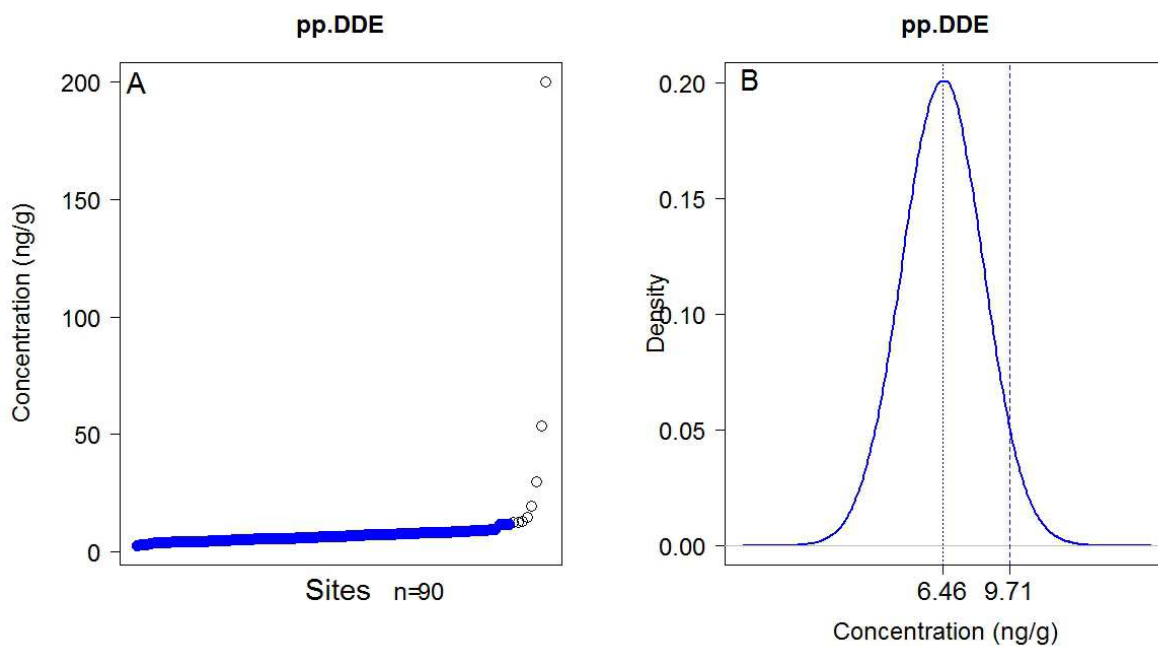


Figure 29. Profil de détermination de valeur seuil pour pp.DDE. En pointillé : BBC (moyenne), en tiret : BBAC (95^e percentile). Les valeurs sont données en ng/g (poids sec). LQ = 0.52 ng/g (ps)

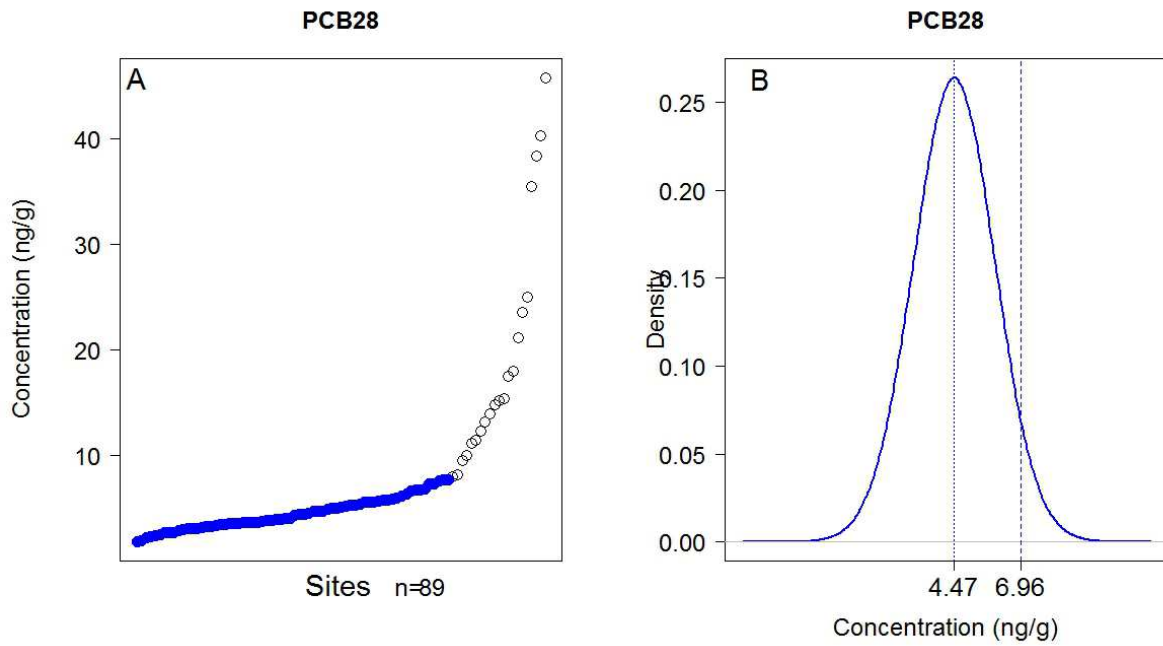


Figure 30. Profil de détermination de valeur seuil pour PCB28. En pointillé : BBC (moyenne), en tiret : BBAC (95^e percentile). Les valeurs sont données en ng/g (poids sec). LQ = 0.59 ng/g (ps)

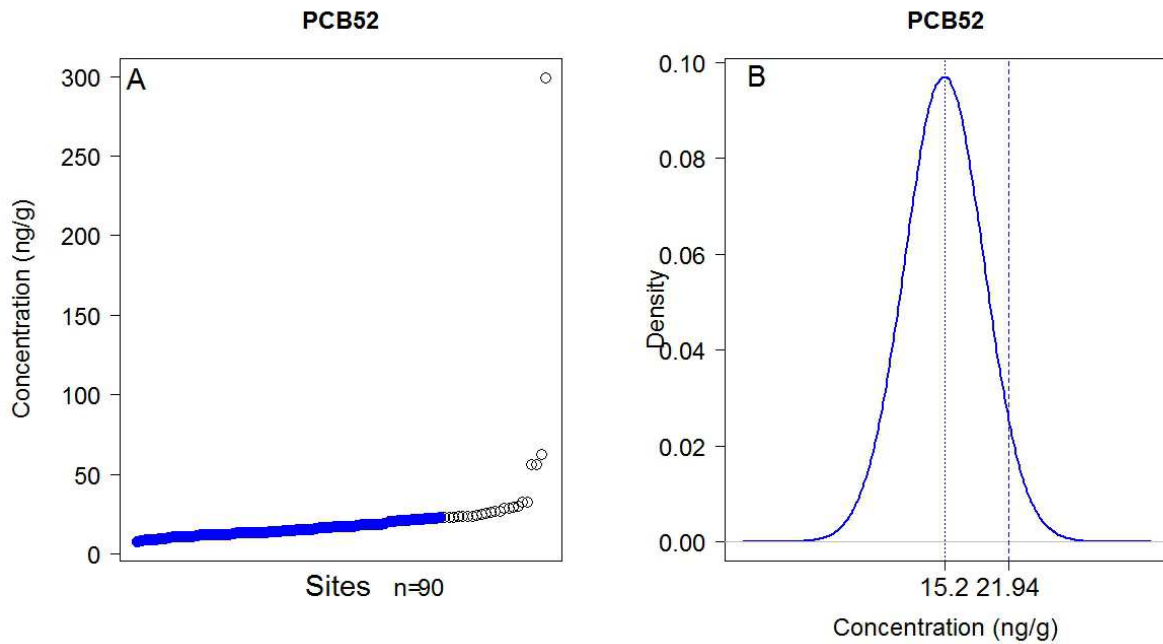


Figure 31. Profil de détermination de valeur seuil pour PCB52. En pointillé : BBC (moyenne), en tiret : BBAC (95^e percentile). Les valeurs sont données en ng/g (poids sec). LQ = 0.61 ng/g (ps)

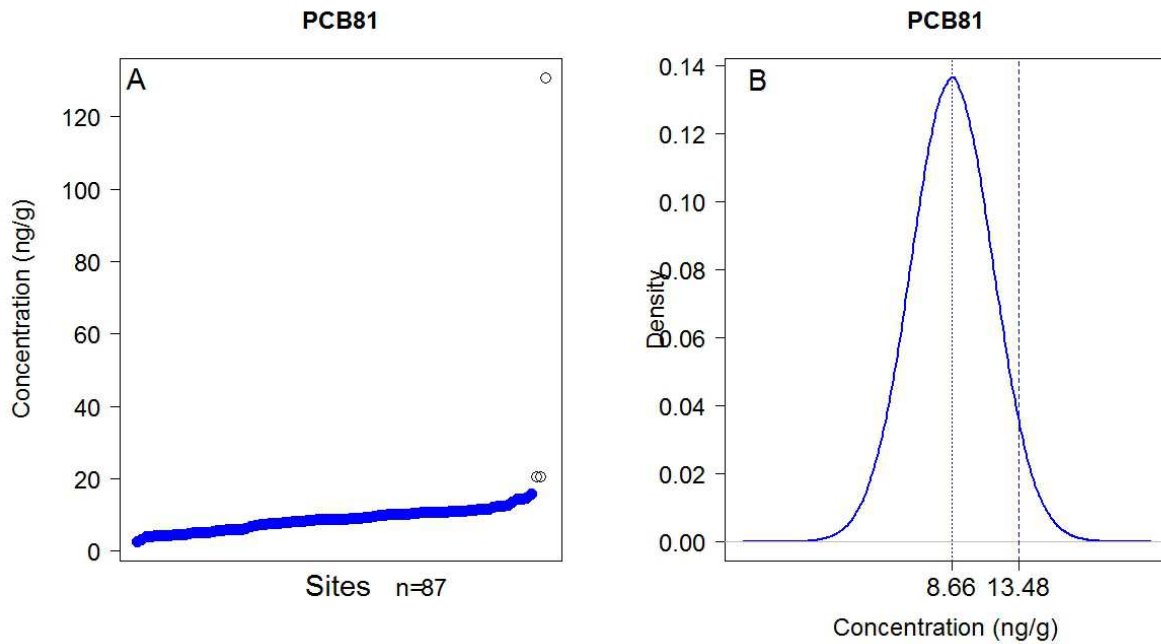


Figure 32. Profil de détermination de valeur seuil pour PCB81. En pointillé : BBC (moyenne), en tiret : BBAC (95^e percentile). Les valeurs sont données en ng/g (poids sec). LQ = 0.54 ng/g (ps)

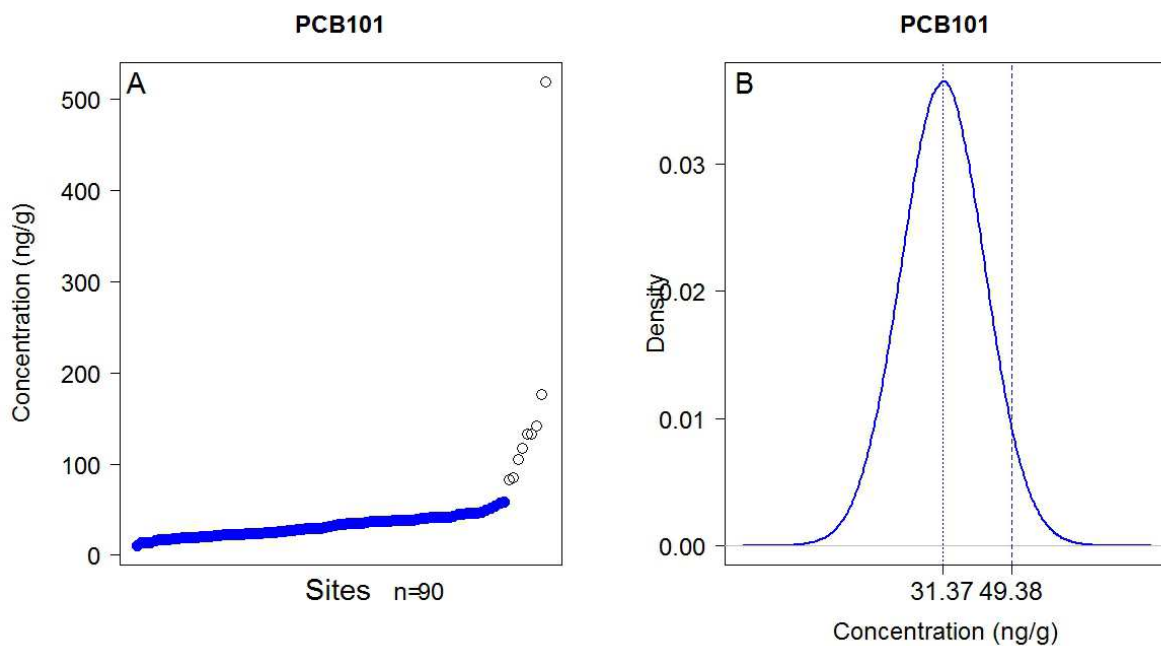


Figure 33. Profil de détermination de valeur seuil pour PCB101. En pointillé : BBC (moyenne), en tiret : BBAC (95^e percentile). Les valeurs sont données en ng/g (poids sec). LQ = 0.59 ng/g (ps)

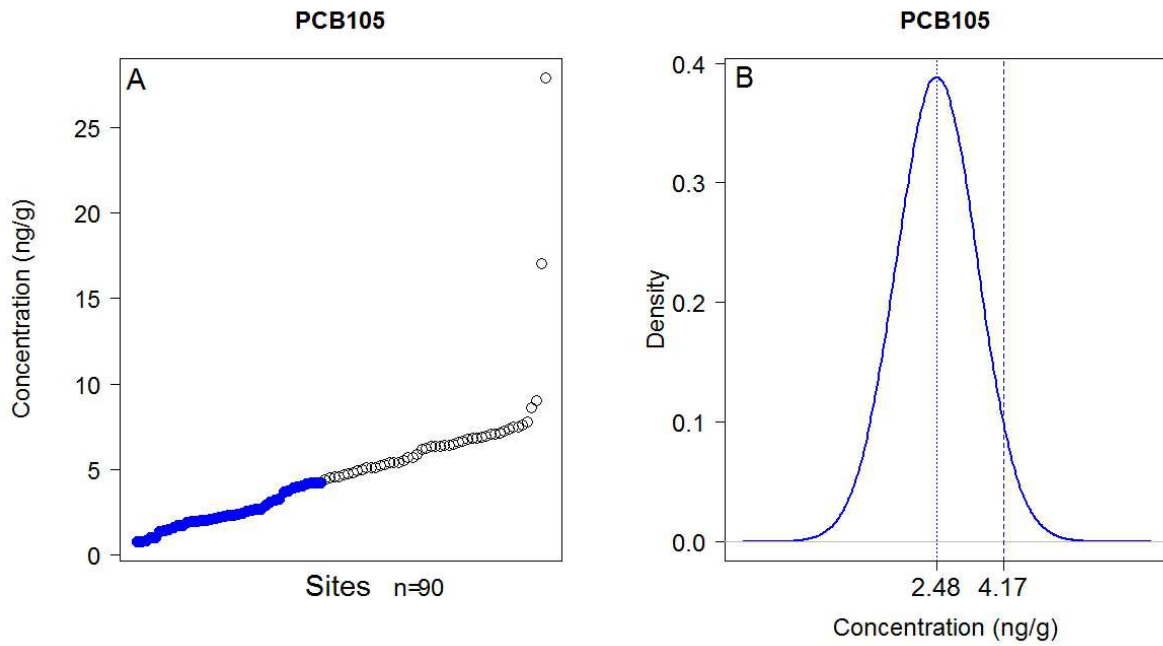


Figure 34. Profil de détermination de valeur seuil pour PCB105. En pointillé : BBC (moyenne), en tiret : BBAC (95^e percentile). Les valeurs sont données en ng/g (poids sec). LQ = 0.56 ng/g (ps)

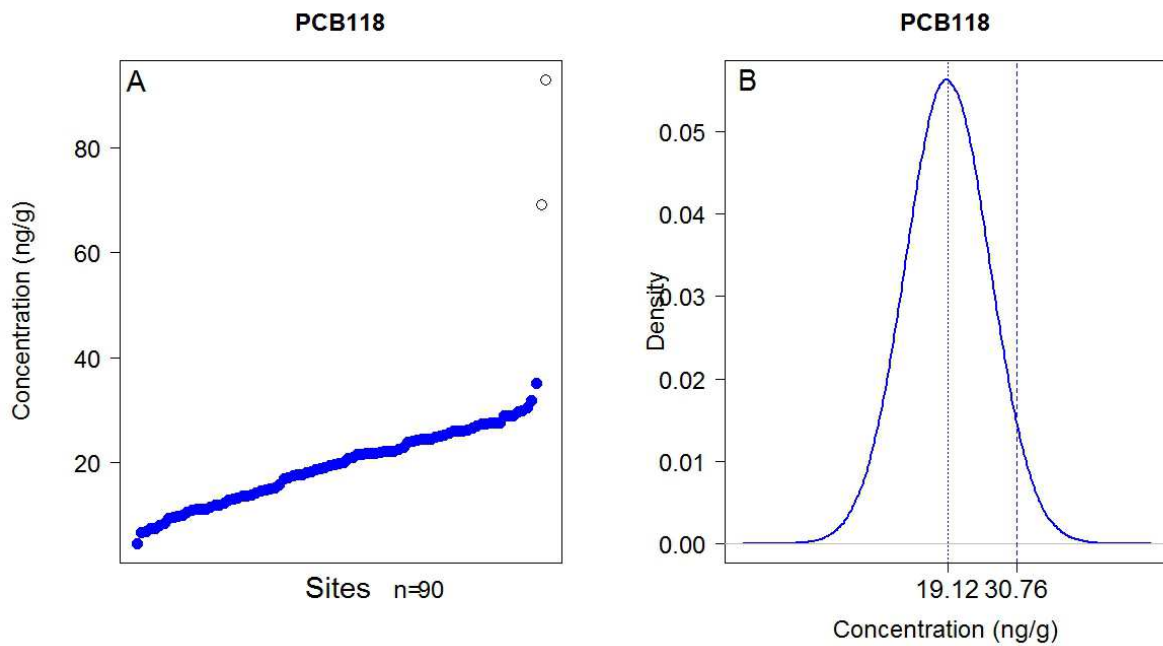


Figure 35. Profil de détermination de valeur seuil pour PCB118. En pointillé : BBC (moyenne), en tiret : BBAC (95^e percentile). Les valeurs sont données en ng/g (poids sec). LQ = 0.51 ng/g (ps)

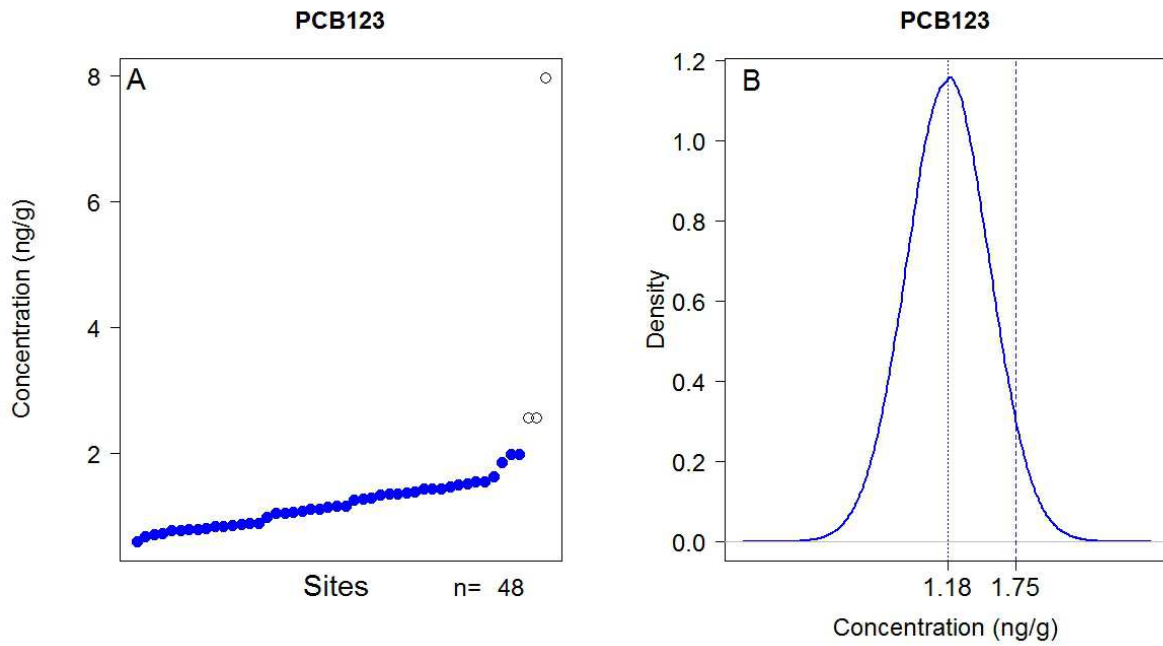


Figure 36. Profil de détermination de valeur seuil pour PCB123. En pointillé : BBC (moyenne), en tiret : BBAC (95^e percentile). Les valeurs sont données en ng/g (poids sec). LQ = 0.50 ng/g (ps)

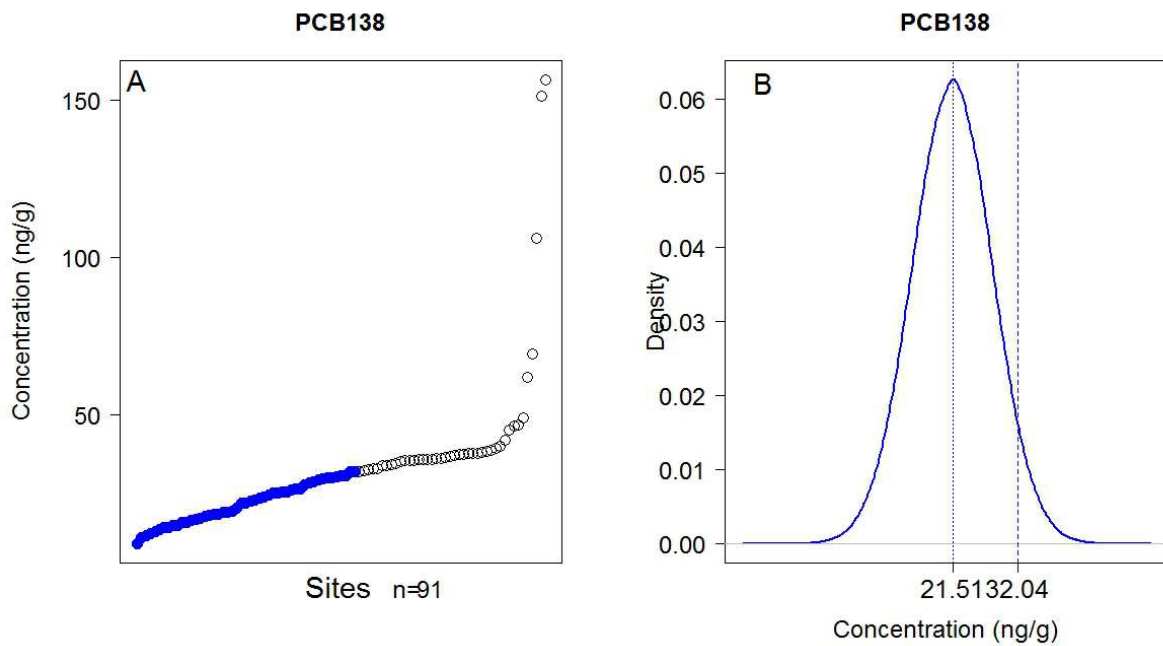


Figure 37. Profil de détermination de valeur seuil pour PCB138. En pointillé : BBC (moyenne), en tiret : BBAC (95^e percentile). Les valeurs sont données en ng/g (poids sec). LQ = 0.59 ng/g (ps)

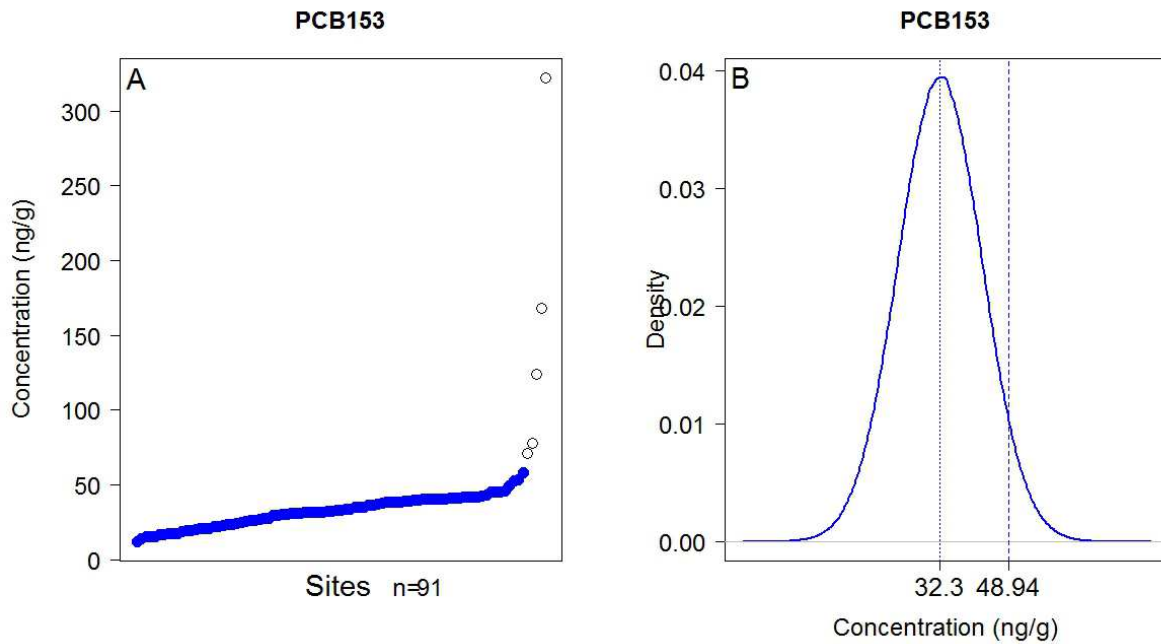


Figure 38. Profil de détermination de valeur seuil pour PCB153. En pointillé : BBC (moyenne), en tiret : BBAC (95^e percentile). Les valeurs sont données en ng/g (poids sec). LQ = 0.54 ng/g (ps)

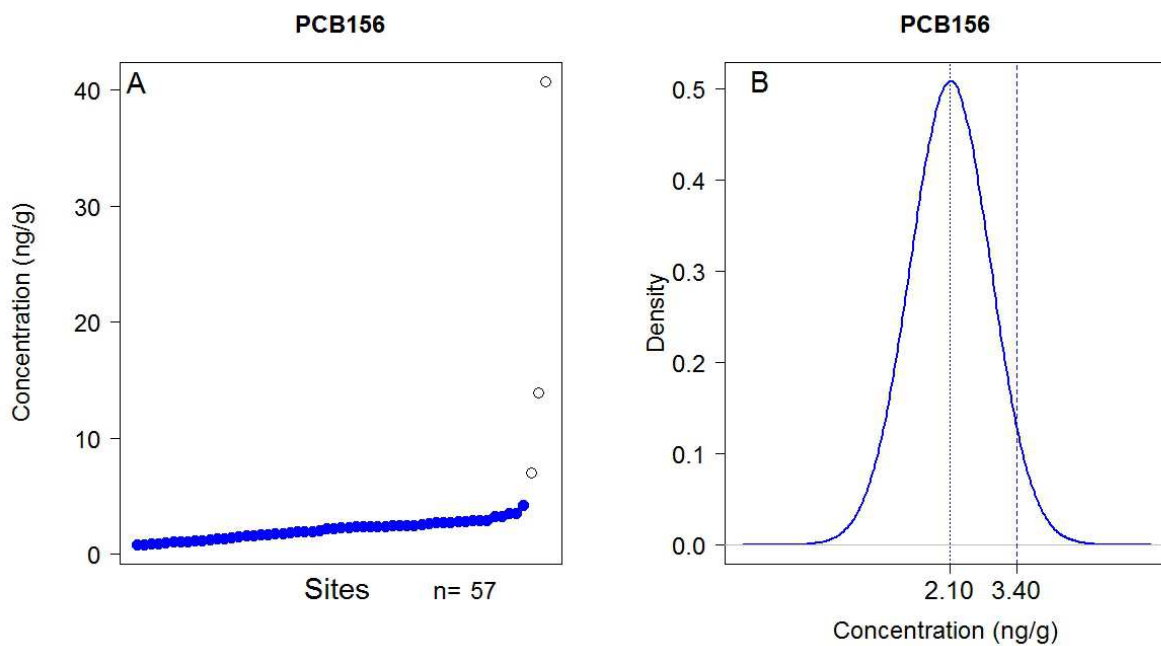


Figure 39. Profil de détermination de valeur seuil pour PCB156. En pointillé : BBC (moyenne), en tiret : BBAC (95^e percentile). Les valeurs sont données en ng/g (poids sec). LQ = 0.84 ng/g (ps)

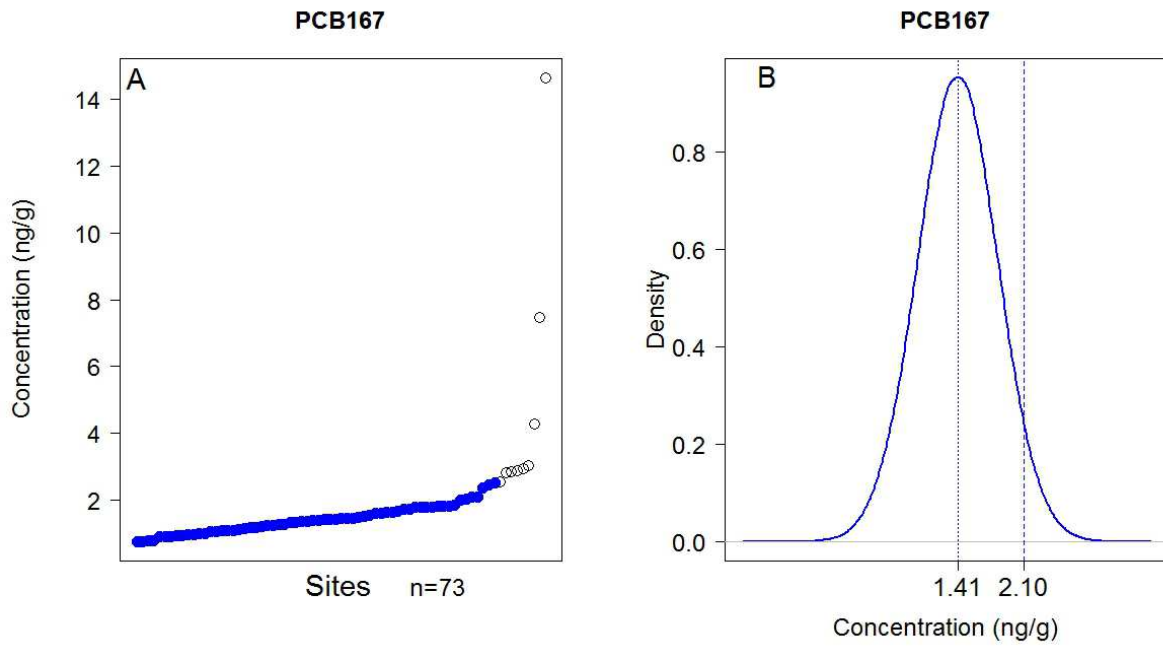


Figure 40. Profil de détermination de valeur seuil pour PCB167. En pointillé : BBC (moyenne), en tiret : BBAC (95^e percentile). Les valeurs sont données en ng/g (poids sec). LQ = 0.65 ng/g (ps)

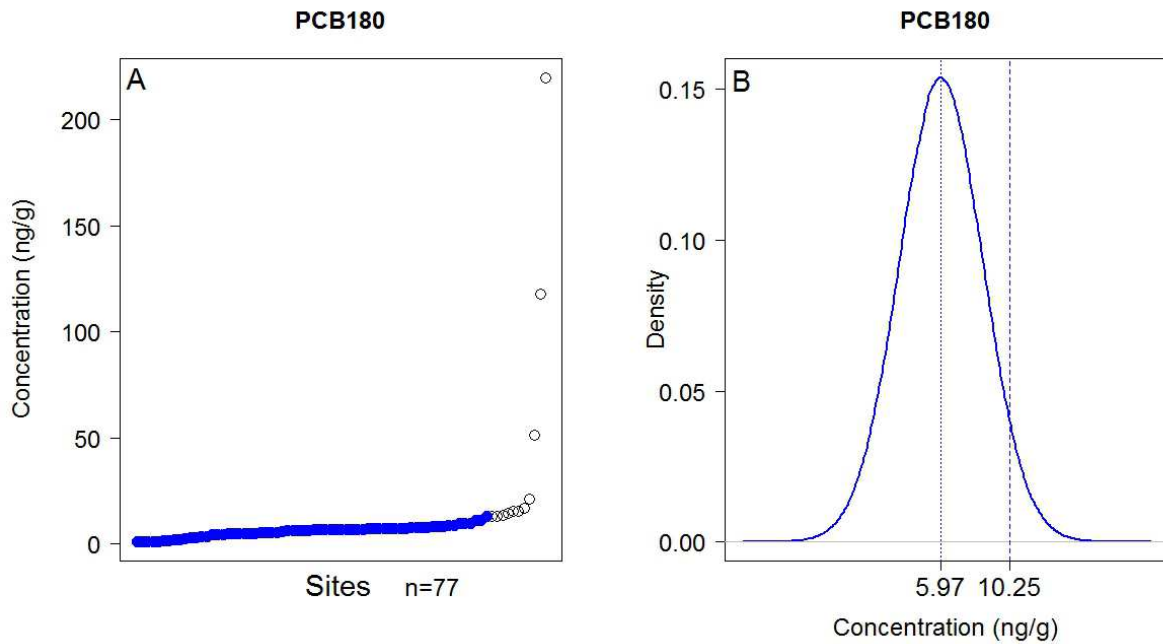


Figure 41. Profil de détermination de valeur seuil pour PCB180. En pointillé : BBC (moyenne), en tiret : BBAC (95^e percentile). Les valeurs sont données en ng/g (poids sec). LQ = 0.80 ng/g (ps)

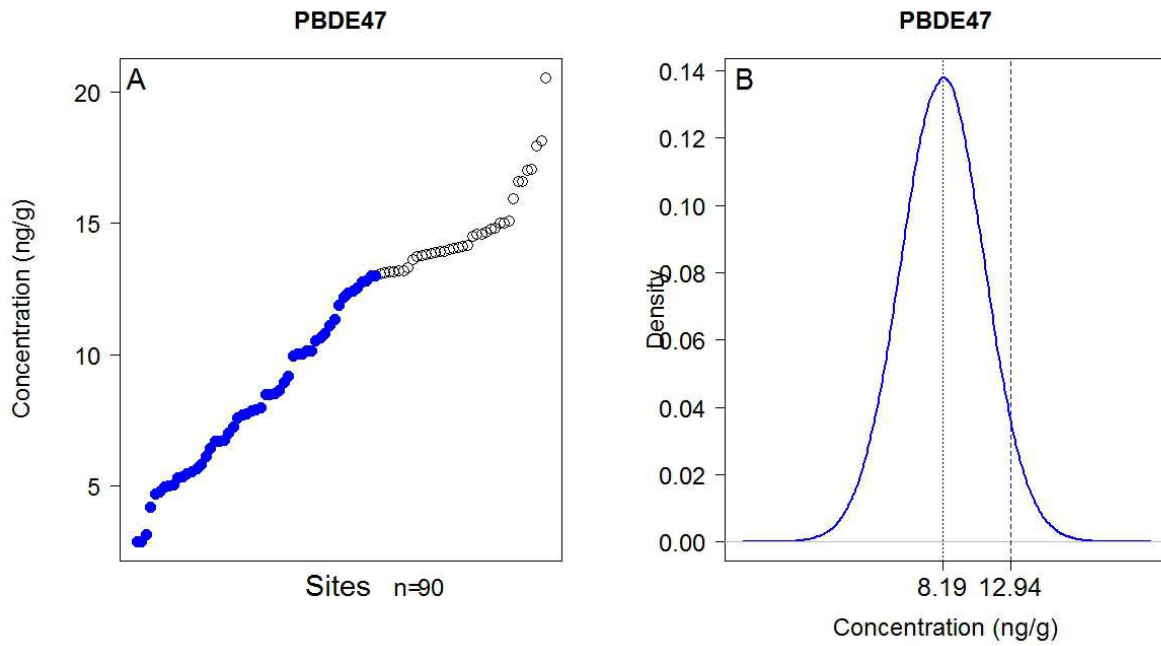


Figure 42. Profil de détermination de valeur seuil pour PBDE47. En pointillé : BBC (moyenne), en tiret : BBAC (95^e percentile). Les valeurs sont données en ng/g (poids sec). LQ = 0.77 ng/g (ps)

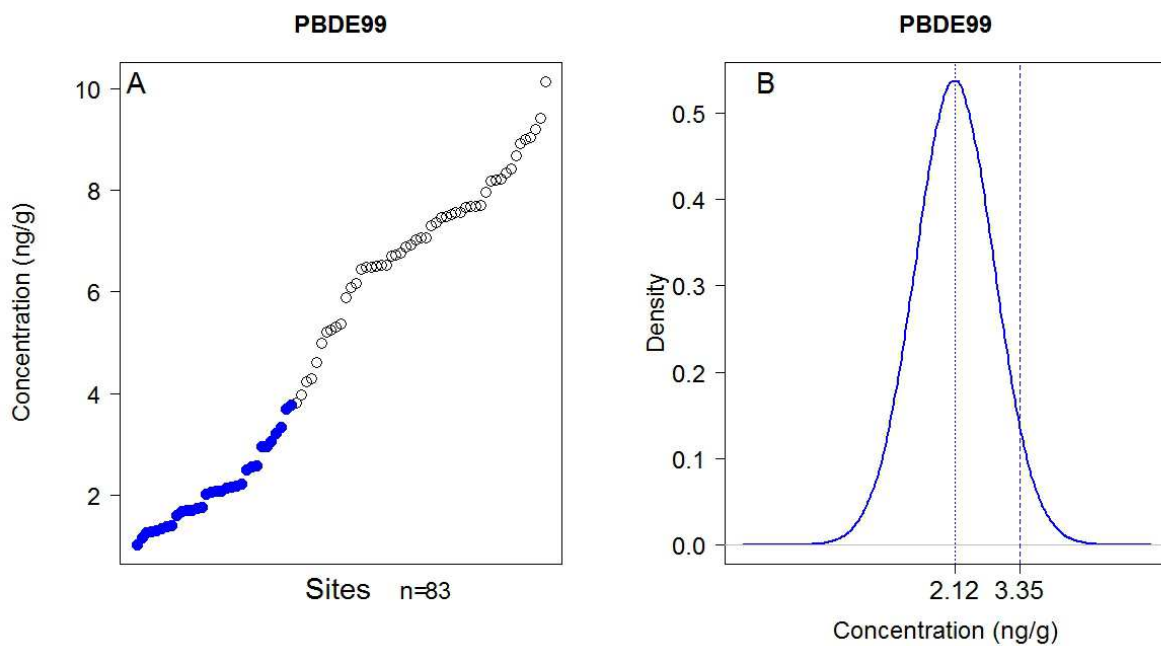


Figure 43. Profil de détermination de valeur seuil pour PBDE99. En pointillé : BBC (moyenne), en tiret : BBAC (95^e percentile). Les valeurs sont données en ng/g (poids sec). LQ = 0.74 ng/g (ps)

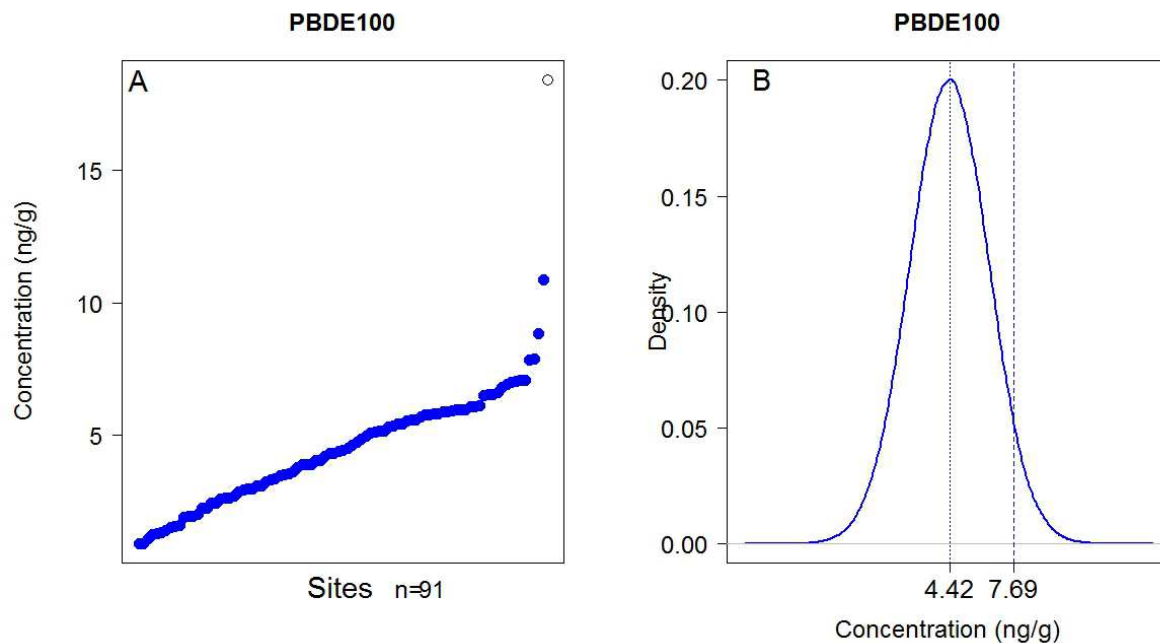


Figure 44. Profil de détermination de valeur seuil pour PBDE100. En pointillé : BBC (moyenne), en tiret : BBAC (95^e percentile). Les valeurs sont données en ng/g (poids sec). LQ = 0.74 ng/g (ps)

Tableau 8. Détermination des différentes valeurs seuil et valeurs de fond pour l'étude nationale (91 sites). Les valeurs de concentrations sont exprimées en ng/g de poids sec (ps).

	LQ (ng/g ps)	BBC (ng/g ps) étude nationale	BBAC (ng/g ps) étude nationale
HCBD	0.6	1.7	2.6
g-HCH	0.5	1.1	1.6
PCB101	0.6	31.4	49.4
pp-DDE	0.5	6.5	9.7
PCB81	0.5	8.7	13.5
PCB28	0.6	4.5	7.0
PCB123	0.5	1.2	1.8
PCB118	0.5	19.1	30.8
pp-DDD	0.5	2.4	4.0
PCB153	0.5	32.3	48.9
PCB167	0.7	1.4	2.1
PCB156	0.8	2.1	3.4
PCB180	0.8	6.0	10.3
PBDE100	0.7	4.4	7.7

Annexe G. Concentration en organiques mesurées dans les gammars à 7, 14 et 21 jours (cinétiques d'exposition sur 4 sites)

Tableau 9. Teneurs en composés organiques mesurées dans les gammars engagés (en ng/g de poids sec) aux différents temps d'exposition de la cinétique (7, 14 et 21 jours).

Site		Rhône à Chasse-sur-Rhône			Azergues à Lucenay			Drac à Fontaine			Giers à Givors		
Durée d'exposition (jours)		7	14	21	7	14	21	7	14	21	7	14	21
Concentrations organiques (ng/g) de poids sec	HCBD	5.1	5.7	3.1	1.8	1.6	2.5	41.8	45.4	37.0	1.6	2.4	2.1
	g-HCH	< LQ	< LQ	0.9	0.8	0.8	< LQ	1.9	2.7	2.0	1.5	2.7	2.2
	pp DDD	3.1	3.2	3.3	3.0	2.3	4.6	21.3	44.6	30.9	3.6	7.0	7.6
	pp DDE	11.0	14.1	16.3	11.1	12.7	17.4	56.3	76.6	53.6	10.8	15.1	16.8
	PCB 101	41.5	40.5	38.5	44.0	39.1	38.2	80.7	64.0	179	63.2	84.1	107
	PCB28	3.5	3.7	4.44	2.7	2.9	2.8	5.6	8.5	9.45	18.5	20.6	15.2
	PCB118	29.1	26.0	26.7	25.6	22.6	19.8	47.8	31.4	108	31.2	36.2	36.9
	PCB 153	47.7	49.9	55.7	44.5	46.4	43.3	76.1	69.0	114	67.4	106	138
	PCB180	8.4	15.1	18.3	8.6	12.0	11.0	17.6	16.7	30.6	18.3	44.0	61.0
	PCB81	14.3	15.4	18.5	11.8	11.8	11.5	22.3	22.7	40.3	20.9	34.5	31.7
	PCB 123	1.6	1.4	<LQ	1.6	1.3	1.2	2.9	<LQ	6.4	1.8	1.6	1.6
	PCB 156	2.7	3.8	4.0	2.5	2.8	2.2	4.5	3.4	14.9	3.9	7.0	9.3
	PCB 167	1.6	2.3	2.7	1.9	1.6	2.2	3.2	1.6	5.0	3.1	4.7	5.7
PBDE 100	5.6	6.6	5.5	5.9	5.3	6.3	5.7	5.9	4.4	7.5	8.7	8.2	

Onema
Hall C – Le Nadar
5 square Félix Nadar
94300 Vincennes
01 45 14 36 00
www.onema.fr

Irstea
Parc de Tourvoie
BP 44,
92163 Antony cedex
01 40 96 61 21
www.irstea.fr