

Ifremer

Département Océanographie et Dynamique des Ecosystèmes  
Laboratoire Environnement Ressources Provence Azur  
Corse (LER-PAC)<sup>1</sup>

Valorisation de l'Information pour la Gestion Intégrée Et la  
Surveillance (VIGIES)<sup>2</sup>

Coordination :

Fanny Witkowski<sup>1</sup>, Bruno Andral<sup>2</sup>, Corinne Tomasino<sup>1</sup>

Avril 2017 - RST.ODE/UL/LER-PAC/17-06

## Campagne RINBIO 2015

### *Surveillance des niveaux de contamination chimique par biomonitoring actif*



établissement public du ministère  
de l'écologie, du développement  
et de l'aménagement durables

Convention Agence de l'Eau RMC / Ifremer n° 2014-2292



# Campagne RINBIO 2015

## *Surveillance des niveaux de contamination chimique par biomonitoring actif*

Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse : Boissery P., Giraud A.

Ifremer :

Andral B., Baldi Y., Bouchoucha M., de Vogüé B., Emery E., Guillou J.L., Henry M., Marco-Miralles F., Messiaen G., Mortreux S., Munaron D., Oheix J., Orsoni V., Ravel C., Tomasino C., Witkowski F.





## Fiche documentaire

<b>Numéro d'identification du rapport :</b> RST.ODE/UL/LER-PAC/17-06 <b>Diffusion :</b> libre : <input type="checkbox"/> restreinte : <input checked="" type="checkbox"/> interdite : <input type="checkbox"/> <b>Validé par :</b> B. Andral Adresse électronique : bruno.andral@ifremer.fr		<b>date de publication :</b> Avril 2017 <b>nombre de pages :</b> 70 <b>bibliographie :</b> Oui <b>illustration(s) :</b> Oui <b>langue du rapport :</b> Fr
<b>Titre :</b> Campagne RINBIO 2015 - <i>Surveillance des niveaux de contamination chimique pour biomonitoring actif</i>		
Contrat n° 15/3212242	Rapport intermédiaire <input type="checkbox"/>	Rapport définitif <input checked="" type="checkbox"/>
<b>Coordination :</b> Witkowski F., Andral B., Tomasino C.		
<b>Destinataire :</b> Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse		
<b>Résumé</b> Cette étude présente les résultats de la campagne RINBIO 2015, qui évalue les niveaux de contamination chimique en s'appuyant sur l'utilisation de moules en cages. Les résultats de 2015 sont équivalents à ceux obtenus lors des 7 précédentes campagnes en identifiant un certain nombre de stations présentant des pics significatifs de contamination : Pour les métaux lourds, les secteurs impactés sont : <ul style="list-style-type: none"> <li>- Plomb, essentiellement l'étang de Peyrade, mais aussi la petite et grande rade de Toulon ;</li> <li>- Cadmium, la lagune de Bages ;</li> <li>- Mercure, essentiellement l'étang de Palo, mais également l'étang de la Palme et la rade de Toulon en mer ;</li> <li>- Cuivre, les étangs de Vic, de Méjean et du Grec ;</li> <li>- Nickel, essentiellement les stations mer Bandol, Port-la-Nouvelle et Santa Giulia, ainsi que l'étang de Leucate ;</li> <li>- Chrome, les stations mer Port-la-Nouvelle, Bandol, Fréjus ouest et Santa Giulia, ainsi que l'étang de Leucate ;</li> <li>- Arsenic, l'étang de Gruissan.</li> </ul> Pour les molécules organiques, on retrouve une contamination plus diffuse, avec plusieurs secteurs impactés, qui concernent principalement les lagunes : <ul style="list-style-type: none"> <li>- PCBs, les étangs de Thau, Prévost, Vic, La Peyrade, Berre et du complexe palavasien, et la rade de Toulon ;</li> <li>- Composés du DDT, les étangs de Bages, Gruissan, Thau sud, Lapeyrade et du complexe palavasien ;</li> <li>- HAP les étangs de Thau nord, Lapeyrade, du Grec, de Méjean et la petite rade de Toulon.</li> </ul> L'amélioration du modèle de « capteur moule » a permis d'identifier une tendance temporelle pour 39 stations suivies de façon triannuelle de 2000 à 2015. La majorité des stations présentent des concentrations proches du bruit de fond observé lors de chaque campagne. Plusieurs stations se caractérisent cependant par une surcontamination chronique (notamment les eaux de transition languedociennes) ou par des événements de surcontamination unique pour certains contaminants (PCB, HAP, Ni, Cr, Cd, pp'DDE) dans certaines eaux côtières.		
<b>Mots-clés :</b> surveillance, substances prioritaires, bioaccumulation, état chimique, eaux côtières, eaux de transition.		



## SOMMAIRE

<b>I. INTRODUCTION .....</b>	<b>9</b>
<b>II. PROTOCOLE EXPERIMENTAL.....</b>	<b>11</b>
<b>III. STRATEGIE D’ECHANTILLONNAGE .....</b>	<b>12</b>
<b>IV. PARAMETRES ANALYSES .....</b>	<b>13</b>
<b>V. CAMPAGNES DE TERRAIN .....</b>	<b>13</b>
<b>VI. RESULTATS.....</b>	<b>15</b>
VI.1. MORTALITE ET BIOMETRIE .....	15
VI.2. RESULTATS BRUTS DE CONTAMINATION CHIMIQUE .....	16
VI.3. MODELES D’AJUSTEMENT DES DONNEES .....	17
VI.4. METHODE D’AJUSTEMENT DES DONNEES BRUTES .....	19
<b>VII. INTERPRETATION DES RESULTATS .....</b>	<b>21</b>
<b>VIII. SYNTHESE REGIONALE.....</b>	<b>37</b>
<b>IX. APPLICATION DU MODELE DE CAPTEUR « MOULE » .....</b>	<b>43</b>
IX.1. PROBLEMATIQUE.....	43
IX.2. CONSTRUCTION DU MODELE .....	43
IX.3. RESULTATS ET DISCUSSION .....	45
<b>X. CONCLUSIONS.....</b>	<b>61</b>
<b>XI. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....</b>	<b>63</b>
<b>ANNEXES.....</b>	<b>65</b>





## I. Introduction

L'Ifremer en partenariat avec l'IRSN et l'AERMC développent depuis 1996 la technique des stations artificielles de moules en utilisant les capacités biointégratrices de cet organisme. Une première campagne menée en 1996 a permis de rendre compte des niveaux de contamination chimique et radioactive biodisponible sur de nombreuses zones, certaines n'ayant jamais fait l'objet d'investigations. Elle a montré également qu'il était nécessaire d'approfondir la connaissance des processus de bioaccumulation en relation avec les particularités trophiques de la Méditerranée et de mieux en maîtriser les limites pour configurer un réseau utilisable à l'échelle de la façade.

Six autres campagnes (1998, 2000, 2003, 2006, 2009, 2012) avec le soutien financier de l'AERMC, ont permis de pérenniser le réseau en optimisant la technique et l'interprétation des résultats. Le traitement des données brutes de contamination permet pour certains contaminants d'ajuster les résultats à un individu standard et de les comparer indépendamment de l'hétérogénéité physico-chimique et trophique des sites expérimentés.

La nouvelle campagne du réseau RINBIO réalisée en 2015 avait plusieurs objectifs :

- déployer à l'échelle de la façade le réseau dans le prolongement des campagnes précédentes afin d'évaluer les niveaux de contamination chimiques dans chaque zone homogène du SDAGE du bassin Rhône-Méditerranée-Corse ;
- évaluer les niveaux de contamination chimique dans chaque masse d'eau identifiée au titre du contrôle de surveillance pour répondre aux objectifs de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE), conformément au Schéma Directeur de Données sur l'Eau (SDDE) dans les deux districts « Rhône et Côtiers méditerranéens » et « Corse ».

Le suivi d'une telle échelle spatiale se trouve confronté au suivi de secteurs hétérogènes du point de vue physico-chimique et trophique. La variabilité du milieu peut brouiller le signal obtenu par la mesure directe des contaminants dans la chair du biointégrateur. Pour certains contaminants, la croissance peut agir comme un facteur de dilution de la quantité de contaminant incorporée, l'amaigrissement comme un facteur de concentration. Les cinétiques de bioaccumulation peuvent varier en fonction de facteurs énergétiques, ou selon les propriétés physico-chimiques et hydrologiques du milieu.

Seule une comparaison des niveaux de contamination à l'intérieur de secteurs géographiques homogènes quant au potentiel trophique permet alors de négliger l'effet de la physiologie sur la bioaccumulation. Chez les mollusques bivalves, notamment les moules, les indices de conditions constituent de bons indicateurs de l'état physiologique et de la croissance. Les résultats acquis dans le cadre du réseau RINBIO ont permis de vérifier que la liaison indice de condition / concentration en contaminant était effective quel que soient le secteur pour certaines familles de contaminants. Les modèles de régression linéaire obtenus permettent de modéliser l'effet de la variable biologique sur les capacités accumulatrices de la moule.

Il est alors possible de déterminer pour les contaminants sensibles au phénomène de dilution un modèle de correction des effets biologiques et d'obtenir une concentration indépendante de la variable biologique, représentative de la concentration en contaminant biodisponible du milieu. Ce modèle permet, à l'échelle du réseau, d'ajuster les résultats à un individu standard et de les comparer indépendamment de l'hétérogénéité physico-chimique et trophique des sites expérimentés.



## II. Protocole expérimental

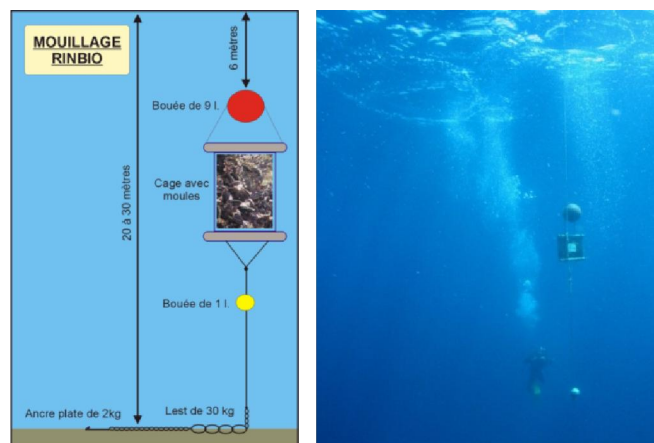
La moule de Méditerranée *Mytilus galloprovincialis* est le modèle biologique utilisé, en raison des facilités d'approvisionnement, de sa robustesse et de la bonne connaissance de cette espèce.

Le lot de moule est originaire des filières en mer des Aresquiers en Languedoc-Roussillon, zone reconnue comme peu contaminée au regard des résultats des précédentes études. Cette condition est indispensable à la mise en œuvre du réseau, compte tenu des connaissances acquises sur les processus de bioaccumulation et de décontamination de la moule.

Pour garantir l'homogénéité des lots, une taille de 50 mm, correspondant à des jeunes adultes d'environ 18 mois, est respectée à plus ou moins 5 millimètres. Chaque échantillon est composé d'un lot de 2,5 kg de moules calibrées, stocké dans une poche ostréicole. Les échantillons retrempent dans la station marine de Palavas alimentée par une prise d'eau en mer pendant quelques jours avant la campagne de pose pour éviter cette opération de trempage en lagune susceptible d'introduire des espèces non indigènes dans les poches et de les disperser lors du déploiement du réseau.

Une immersion de 2,5 mois minimum, comprise entre mars et juillet est recommandée pour obtenir un compromis entre plusieurs exigences :

- immerger des individus avec suffisamment de réserves énergétiques pour éviter des différences importantes de composition biochimique chez les individus à l'échelle du réseau ;
- opérer pendant la phase de repos sexuel, où le métabolisme des individus est le plus stable.



**Figure 1.** Schéma (à gauche) et photo (à droite) de la structure du mouillage RINBIO.

Pour les stations en mer, un mouillage de subsurface est constitué d'une poche conchylicole reliée à un lest de 30 kg, maintenue en pleine eau à une profondeur de 15 m grâce à un flotteur (Figure 1). Pour garantir un meilleur pourcentage de récupération, la poche peut être également fixée sur des points d'immersions adaptés (bouées des phares et balises, récifs artificiels, filières). Pour pallier aux pertes possibles liées aux activités de pêche, le mouillage de subsurface est doublé voir triplé sur de nombreuses stations pour accroître les chances de récupération.

Pour les stations lagunaires, le lot composé de 2,5 kg de moules est également stocké en poche ostréicole. La profondeur des stations, variable selon la configuration bathymétrique des lagunes, permet de maintenir les échantillons à plat à mi-profondeur, sur un trépied ou fixés aux poteaux de tables conchylicoles.

### III. Stratégie d'échantillonnage

Les opérations en mer et en lagune se sont inscrites dans le contexte plus large de la mise en œuvre du programme du contrôle de surveillance de la DCE. Le plan d'échantillonnage du RINBIO 2015 comporte 50 stations en mer et 20 stations lagunaires. Au total, 42 d'entre elles sont retenues au titre de la campagne DCE 2015 (25 en mer, 12 lagunaires) (Figure 2).

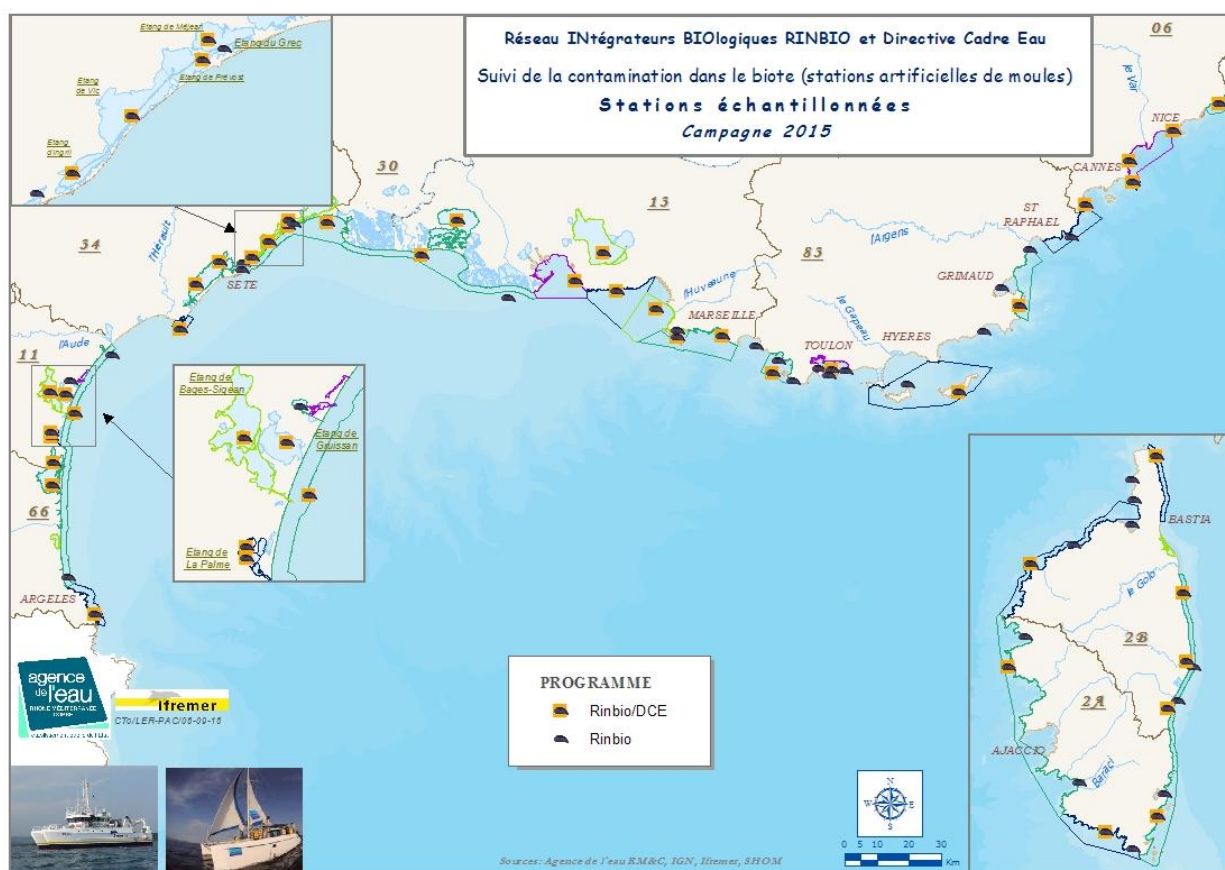


Figure 2. Plan d'échantillonnage de la campagne RINBIO-DCE 2015.

A l'instar des campagnes précédentes, pour les stations mer, le positionnement a été réalisé sur une bathymétrie de 20 ou de 30 mètres, selon la configuration des côtes, en fixant les poches entre 6 et 10 mètres sous la surface de l'eau. Cette solution a l'avantage de faciliter la préparation des mouillages, sans conséquence majeure sur la notion de champ moyen. Elle harmonise la position des échantillons dans la colonne d'eau.

## IV. Paramètres analysés

Des procédures standardisées ont été utilisées pour estimer sur chaque échantillon :

- mortalité du lot, taille de la coquille, poids humide de chair, poids sec de chair, poids sec de coquille, indice de condition (rapport du poids sec de chair sur le poids sec de coquille) ;
- les concentrations des contaminants appartenant à l'annexe VIII de l'arrêté du 27 juillet 2015 (Les limites de détection sont fournies en annexe 1).

## V. Campagnes de terrain

Avant la période de pose, deux tonnes de moules ont été triées, puis conditionnées en pochon de 2,5 kg. Par la suite, les pochons ont été immergés dans la station marine de Palavas pendant quelques jours.

Dans les lagunes, l'immersion a été effectuée entre le 16 et le 20 mars 2015. En mer ouverte, les moules ont été posées entre le 30 mars et le 21 avril 2015 avec le N/O L'Europe. L'utilisation d'un navire permet de conditionner un vivier de 3,5 m<sup>3</sup>, contenant l'ensemble des poches nécessaires à la campagne. La campagne de relève a été menée entre le 27 mai et le 9 juin 2015 en lagunes et du 15 juin au 3 juillet 2015 en mer avec le bateau professionnel ZEMBRA, en collaboration avec le bureau d'étude Andromède Océanologie. La récupération s'est principalement faite en plongée.

Sur 70 stations posées, la totalité a pu être récupérée. La station de Vaccarès n'a pu être analysées que pour les métaux, le nombre de piluliers a été insuffisant pour l'analyse des autres contaminants. Due à une inversion de station, la station « Fréjus est », initialement prévue pour l'analyse des contaminants DCE pour la masse d'eau côtière FRDC08d, a été remplacée par la station « Cannes ouest ». La carte de la figure 2 récapitule le positionnement des stations échantillonnées sur la façade.

Sur site, et par station, les moules ont été lavées à l'eau de mer, dégrappées, triées en séparant les individus morts des individus vivants. La mortalité de chaque poche a été déterminée. Un lot de 15 individus était constitué pour le suivi biométrique des échantillons. Un lot d'environ 80 individus était constitué pour la confection des piluliers nécessaires à l'analyse chimique, 120 lorsque la station était destinée au suivi des contaminants de la DCE.



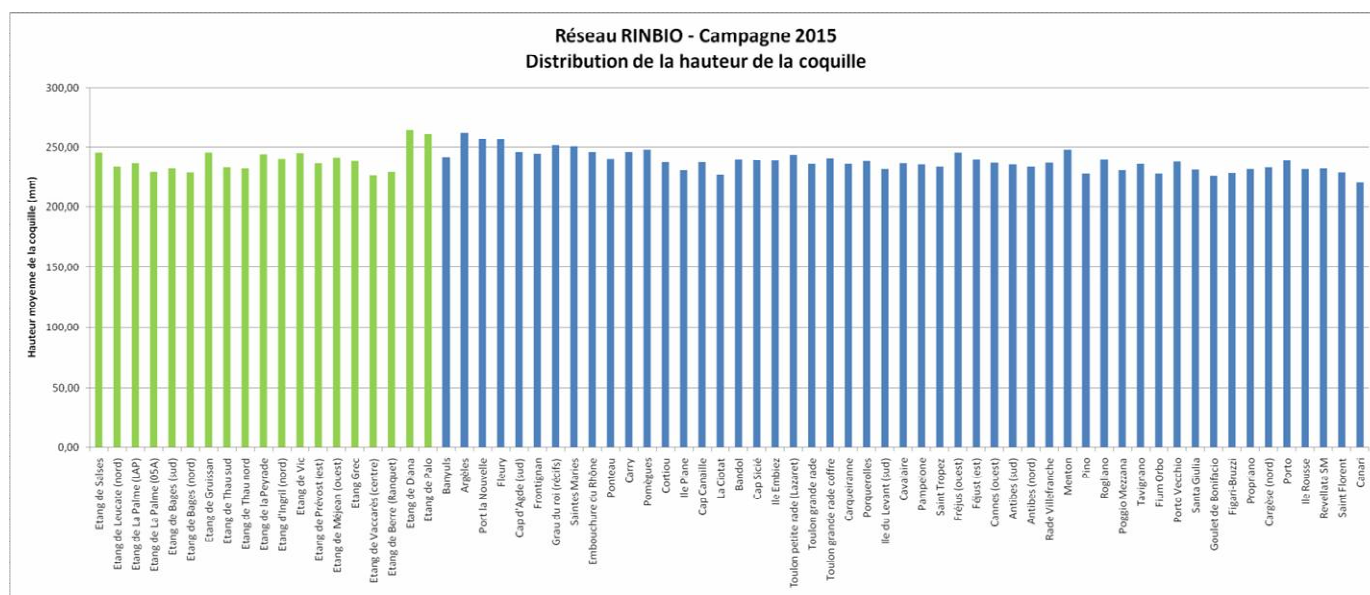
## VI. Résultats

### VI.1. Mortalité et biométrie

Le taux de mortalité moyen était de  $31,2\% \pm 14,3\%$  (écart-type), avec les valeurs les plus faibles dans les étangs de Corse (1,6% à l'étang de Diane et 3,3% à l'étang de Palo). Les mortalités les plus élevées ont été enregistrées dans l'Etang de Salses (50,0%) et de Leucate (50,7%), l'étang de Vaccarès (78,2%) et l'étang de Berre (100%).

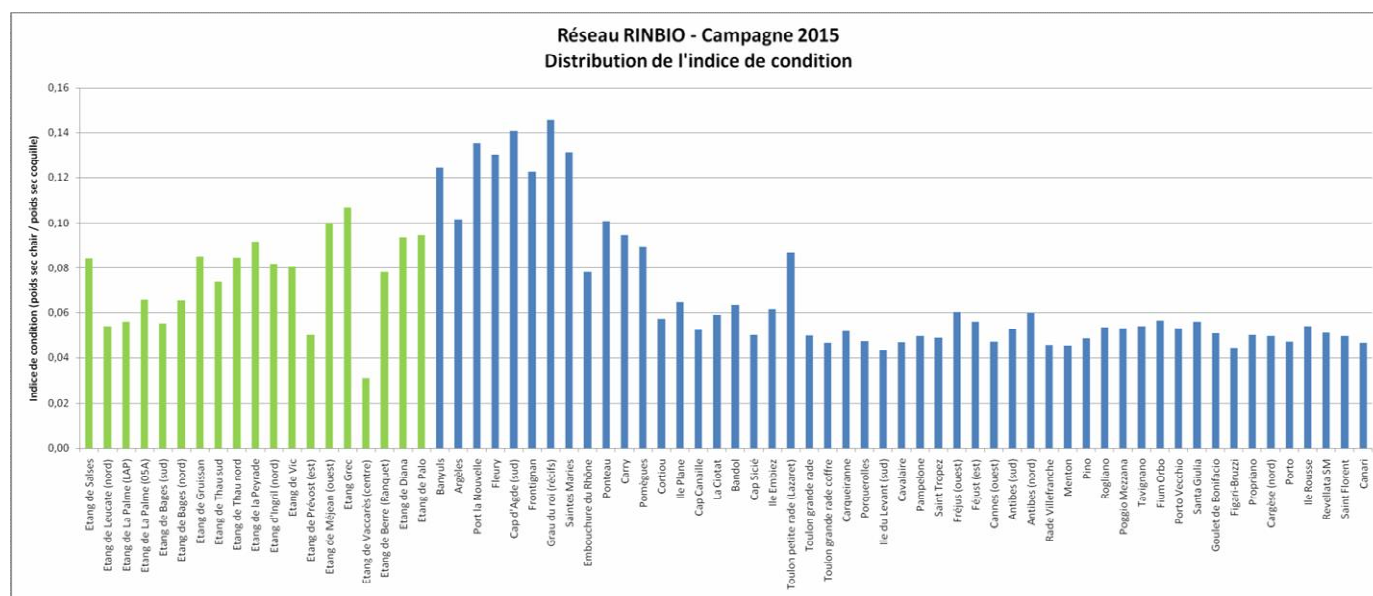
La distribution homogène de la hauteur de coquille (Figure 3) témoigne de la bonne calibration des échantillons collectés.

L'indice de condition moyen des échantillons (rapport du poids sec de chair sur le poids sec de coquille) de la campagne 2015 était de  $0,07 \pm 0,03$ , ce qui est faible par rapport aux campagnes précédentes. Le pourcentage moyen en matière grasse de 1,2 % confirme ce résultat et indique que les moules étaient plus amaigries par rapport aux campagnes précédentes (moyennes comprises entre 5 % et 8,5 % de matière grasse).



**Figure 3.** Hauteur de coquille des échantillons de la campagne RINBIO 2015. En vert les stations lagunaires, en bleu les stations en mer.





**Figure 4.** Distribution de l'indice de condition des moules de la campagne RINBIO 2015. En vert les stations lagunaires, en bleu les stations mer.

Les conditions de stabulation des échantillons dans la station marine de Palavas avant l'opération de pose n'étaient certainement pas optimales comparées au stockage réalisé en lagune lors des campagnes précédentes, malgré un apport de nourriture supplémentaire constitué d'algues-fourrage.

Les stations mer situées à l'ouest du Rhône sur les côtes du Languedoc-Roussillon présentent des valeurs maximales pour les indices de conditions (Figure 4). Cette zone présente un caractère mésotrophe sous l'influence du panache du Rhône, ce qui est très favorable à la croissance des moules. En revanche, les stations mer à l'est du Rhône et en Corse présentent des faibles indices de condition, avec les eaux qui prennent un caractère oligotrophe.

Les stations lagunaires se situent en position intermédiaire et présentent à leur échelle une hétérogénéité plus importante en relation avec leur configuration bathymétrique et les apports des bassins versants qui les alimentent. L'étude de l'indice de condition et de la mortalité confirme des conditions de croissance défavorables dans l'étang de Vaccarès (IC = 0,03 ; taux de mortalité = 78,2%) et l'étang de Leucate (IC = 0,05 ; taux de mortalité = 50,7%).

## VI.2. Résultats bruts de contamination chimique

Les résultats bruts de la campagne 2015 sont représentés en annexe 2 pour les contaminants suivis historiquement par le réseau. Les résultats relatifs aux contaminants DCE sont présentés dans le rapport relatif à la campagne DCE 2015<sup>1</sup>. On observe les mêmes tendances que celles des campagnes précédentes. Certains métaux traces (Hg, Zn, Ag, Cd) présentent des niveaux

<sup>1</sup> Campagne de surveillance 2015 (DCE et DCSMM) en Méditerranée française - Districts « RHONE ET COTIERS MEDITERRANEENS » ET « CORSE » Réf : RST.ODE/UL/LER-PAC/17-05.



supérieurs en Corse et en PACA à ceux mesurés à l'ouest de l'embouchure du Rhône ou dans le golfe de Fos, en relation avec les indices de conditions observés dans ces stations.

Ces résultats s'expliquent par des croissances tissulaires plus faibles dans les secteurs où les concentrations sont les plus fortes. Malgré l'homogénéité du lot de départ et la stabulation réalisée en période de repos sexuel, la concentration corporelle en métal est affectée par la croissance et la composition des tissus, en relation avec les conditions trophiques des sites de stabulation. La comparaison spatiale des résultats bruts n'est donc possible qu'à l'intérieur de secteurs trophiques homogènes. L'interprétation des résultats à l'échelle du réseau est tributaire d'un ajustement des données.

Pour la majorité des 9 congénères de PCB analysés, les concentrations sont inférieures aux limites de quantification (LQ), à l'exception des eaux de transition qui montrent des concentrations supérieures aux LQ pour tous les congénères. Les PCB153 et 138 restent les meilleurs marqueurs. Ils sont présents dans tous les échantillons, à l'exception de 4 stations (Porquerolles, Cavalaire, Pampelone et Rogliano). On remarque cependant que la diminution ou l'augmentation des LQ<sup>2</sup> analytiques pour l'ensemble des congénères entre 2012 et 2015 ne permet plus une comparaison stricte des résultats entre les différentes campagnes.

Pour les pesticides, 12 des 16 composés analysés montrent des concentrations inférieures aux LQ, à l'exception des métabolites du DDT. L'embouchure du Rhône et les Saintes Maries de la mer affichent des concentrations supérieures au LQ ou des valeurs maximales pour les pp'DDT, op'DDT et les pp'DDE. Les lagunes montrent toutes des concentrations supérieures aux LQ de pp'DDE. A noter que les LQ ont augmenté pour 13 des 16 pesticides entre 2012 et 2015 (sauf pour l'endosulfan sulfate, les beta et delta HCH).

Pour les HAP, sur les 16 composés analysés, une grande majorité ne dépasse pas les LQ analytiques.

Il existe une grande hétérogénéité de la distribution des composés entre chaque station, à la différence par exemple des PCBs.

La station de la petite rade de Toulon est celle qui affiche des concentrations maximales pour le benzo(b)fluoranthène, benzo(g,h,i)perylène, le benzo(k)fluoranthène, le chrysène, l'indénopyrène et le phenanthrène.

Les stations dans les eaux de transition montrent des concentrations supérieures aux LQ pour 11 composés et c'est dans ces stations que les concentrations sont les plus élevées. Parmi les eaux de transition, la Peyrade est celle qui présente les concentrations maximales pour le benzo(a)anthracène, le fluoranthène et le pyrène.

En ce qui concerne les valeurs inférieures à la LQ de la méthode analytique, quel que soit le contaminant analysé, la moitié de la valeur de la limite de détection a été retenue pour le traitement des données.

### VI.3. Modèles d'ajustement des données

Les variables relatives à la croissance des tissus mous sont significativement corrélées à la concentration tissulaire pour certains contaminants. L'indice de condition est le plus fortement corrélé. Selon la nature des éléments chimiques analysés, deux modèles de régression expliquent la liaison entre la concentration du contaminant et l'indice de condition.

<sup>2</sup> Le laboratoire d'analyses prestataire pour les contaminants organiques a changé depuis la précédente campagne en lien avec le ROCCh.

Pour le premier, la concentration tissulaire [CONT] est inversement proportionnelle à l'indice de condition IC. Les contaminants obéissant à cette règle sont les métaux lourds (à l'exception du nickel et de l'arsenic).

$$[\text{CONT}] = a \cdot \left[ \frac{1}{\text{IC}} \right] + b$$

Pour le second, la concentration tissulaire est proportionnelle à l'indice de condition. Les contaminants concernés sont les molécules organiques (à l'exception des PCBs).

$$[\text{CONT}] = a \cdot \text{IC} + b$$

Ces résultats permettent de traiter les données selon le protocole élaboré en 1998. Seuls les contaminants complémentaires de la DCE n'ont pas été traités selon cette méthode. Le faible nombre de stations analysées ne fournit pas de modèles assez robustes pour traiter les données. De plus, la comparaison des résultats à une NQE doit se faire avec une contamination brute.

**Tableau 1.** Modèles de régression entre l'indice de condition et la concentration en contaminant.  $R^2$  = coefficient de régression ;  $pc$  = probabilité critique.  $CI = \frac{1}{\text{indice de condition}}$  ; IC = indice de condition. Modèles non significatifs ( $pc \geq 0,01$ ) surlignés en bleu.

Contaminant	Modèle	$R^2$	$pc$
Plomb	$Pb = 0,015 \cdot CI + 1,049$	9,45	0,01
Zinc	$Zn = 5,684 \cdot CI + 73,571$	61,24	0
Cadmium	$Cd = 0,058 \cdot CI + 0,091$	84,44	0
Mercuré	$Hg = 0,006 \cdot CI + 0,015$	72,23	0
Cuivre	$Cu = 0,007 \cdot CI + 5,061$	0,07	0,83
Nickel	$Ni = -4,489 \cdot IC + 2,045$	11,71	0,01
Arsenic	$As = -34,495 \cdot IC + 29,181$	10,15	0,01
Chrome	$Cr = 0,019 \cdot CI + 1,482$	1,76	0,31
Somme DDTs	$\sum \text{DDTs} = 75,005 \cdot IC + -0,185$	37,70	0
Somme HCHs	$\sum \text{HCHs} = 0 \cdot IC + 1,5$	0,00	1
PCB 153	$\text{PCB 153} = -0,48 \cdot CI + 11,583$	39,93	0
Somme PCBs	$\sum \text{PCB} = -1,183 \cdot CI + 27,782$	43,56	0
Fluoranthène	$\text{Fluoranthène} = 1,696 \cdot IC + 1,157$	0,67	0,54
Somme 16 HAPs	$\sum 16 \text{ HAPs} = -6,175 \cdot IC + 23,575$	0,81	0,5
Endosulfan alpha+beta	$\text{Endosulfan} = 0 \cdot IC + 1,5$	0,00	1

Lorsque qu'une relation significative existe entre l'indice de condition et la concentration en contaminants, les résultats bruts montrent que la majorité des stations se situent dans des secteurs de faible contamination. Cette hypothèse est par ailleurs confirmée par les résultats des précédentes campagnes et des données du ROCCh obtenues dans la matière vivante et les sédiments.

Pour ces contaminants, les stations situées dans des secteurs contaminés échappent à cette règle et s'individualisent des modèles linéaires par des résultats systématiquement supérieurs. Les modèles obtenus après le retrait de ces stations de la base de données permettent d'estimer plus précisément l'effet de la physiologie des organismes sur la bioaccumulation des contaminants

et de caractériser un niveau moyen (bruit de fond) de la contamination chimique à l'échelle du réseau.

Pour rendre le traitement des données indépendant du jugement de l'opérateur et l'automatiser, nous avons utilisé la fonction « Régression LTS Robuste » qui traite les données de façon à identifier les « outliers ». Les paramètres du modèle le plus explicatif décrivant la relation [IC / Concentration] pour les stations représentatives du bruit de fond de la contamination à l'échelle du réseau sont recalculés sans ces « outliers ».

Comme on le constate dans le tableau 1, les modèles sont robustes et significatifs ( $pc \leq 0,01$ ) pour les métaux, à l'exception du cuivre et du chrome, ainsi que pour les organiques, sauf les HAP, la somme des HCHs et l'endosulfan ( $\alpha + \beta$ ). Grâce à ces modèles linéaires, les concentrations mesurées peuvent être ajustées à un individu de même indice de condition.

#### VI.4. Méthode d'ajustement des données brutes

Pour ajuster les données, la valeur référence de l'indice de condition a été fixée à 0,07, la moyenne des indices de condition de la campagne 2015. Elle correspond à l'indice de condition qui permet d'être le plus indépendant de la pente du modèle.

La formule mathématique permettant l'ajustement des données reste la même : Soit  $[CONT]_{mes}$ , une concentration mesurée dans un échantillon de moule d'indice de condition égal à  $(\frac{Ps}{Pc})_{mes}$ . L'ajustement consiste à calculer la concentration ajustée  $[CONT]_{aj}$  pour un indice de condition de référence  $(\frac{Ps}{Pc})_{ref}$  égal à 0,07, grâce au modèle :

$$[CONT] = a \cdot (IC) + b.$$

La concentration ajustée est donnée par :

$$[CONT]_{aj} = [CONT]_{mes} + [a \cdot (0,07 - (IC)_{mes})]$$

Toute la procédure d'analyse des données a fait l'objet d'un travail particulier pour assurer la reproductibilité du traitement. Une chaîne de script a été réalisée avec une bibliothèque d'aide. Elle permet, à partir du fichier Excel des données brutes d'automatiser les différentes étapes de l'identification des outliers, à la détermination des modèles et à l'ajustement des données.



## VII. Interprétation des résultats

Seuls les contaminants dont les modèles reliant l'indice de condition à la concentration brute ont subi une procédure d'ajustement. Pour les autres les données brutes peuvent être comparées entre elles, puisque la croissance n'intervient pas sur le phénomène de dilution ou de concentration. Tous les résultats sont exprimés en mg/kg de poids sec (P.S.) de chair pour les métaux et en µg/kg de poids sec (P.S.) de chair pour les molécules organiques.

Afin d'offrir une vision actualisée et comparative des résultats de cette campagne, les données sont comparées à celles des campagnes RINBIO précédentes, à la synthèse des résultats du programme Mytilos qui a utilisé le même protocole mais à l'échelle de la Méditerranée Occidentale aux cours de 3 campagnes (2004, 2005, 2006). Dans le cadre de ce programme, seuls le cadmium, le plomb, le mercure et le nickel ont été mesurés en ce qui concerne les métaux lourds. Enfin les données sont comparées aux lignes de bases définies par le ROCCh sur les 5 années comprises entre 2000 et 2004 à l'exception du chrome (2001-2004), du nickel et de l'argent (2003-2004). Pour les molécules organiques les comparaisons porteront sur le PCB 153, la somme des concentrations en DDT et ses métabolites et le fluoranthène pour représenter les HAP.

Pour ne pas être influencé par les valeurs extrêmes présentes dans les différents jeux de données la médiane, considérée comme plus robuste et plus représentative, a été utilisée. Les maximums et les minimums sont également présentés.

### Cadmium

Le cadmium n'existe pas à l'état natif. Son minerai, très rare, est un sulfure, la greenockite (CdS), mais on le rencontre dans presque tous les minerais de zinc et il est exploité industriellement comme un sous-produit de la métallurgie du zinc.

Il est principalement utilisé pour la fabrication de batteries et le traitement de surface des aciers (revêtements anti-corrosion). Il est également employé pour la décoration des porcelaines, en peinture, en caoutchouterie, en émaillerie et pour la fabrication d'antiseptique.

Dans l'environnement, les autres sources de cadmium sont la combustion du pétrole ainsi que l'utilisation de certains engrais chimiques où il est présent à l'état d'impuretés.

En milieu marin, le cadmium provoque des effets sur le développement larvaire de certains organismes, notamment les crustacés. Les processus responsables de la détoxification des molécules organiques sont par ailleurs inhibés par le cadmium.

Le renforcement des réglementations de l'usage du cadmium et l'arrêt de certaines activités notoirement polluantes se sont traduits par une baisse générale des niveaux de présence observés.

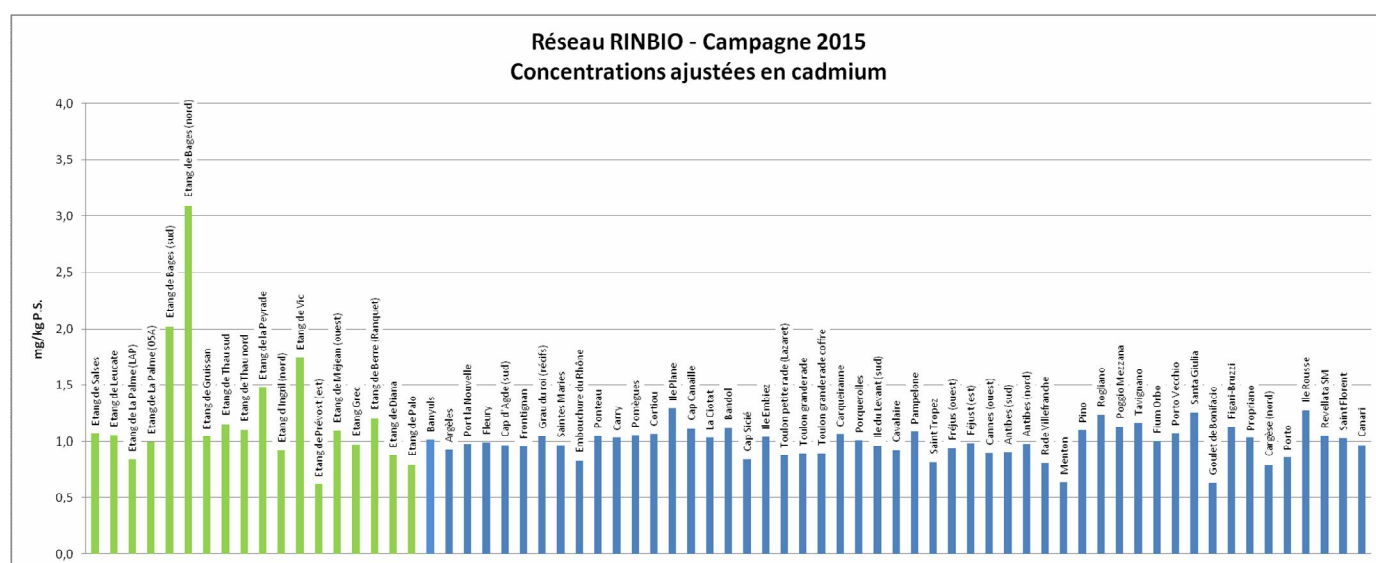
**Tableau 2.** Synthèse des données pour le cadmium (P.S. = poids sec).

Cadmium (mg/kg P.S.)	Médiane	Minimum	Maximum
ROCCh Manche Atlantique (2000 à 2004)	0,60	0,17	3,03
ROCCh Méditerranée (2000 à 2004)	0,72	0,20	10,0
Mytilos 2004 - 2005 - 2006	1,29	0,86	2,11
RINBIO 2003	1,01	0,27	4,49
RINBIO 2006	0,88	0,4	2,67
RINBIO 2009	0,85	0,55	2,42
RINBIO 2012	0,90	0,68	2,74
RINBIO 2015	1,02	0,62	3,09

Les concentrations de cadmium mesurées en 2015 sont similaires à celles observées en 2012 avec des valeurs comprises entre 0,62 et 3,09 mg/kg (Figure 5). Comme en 2012, en 2015 les niveaux sont équivalents dans les eaux côtières et dans les eaux de transition, à l'exception de l'étang de Bages, dont la station au nord montre une concentration maximale depuis 1996 (Tableau 2). Sur les deux stations positionnées dans l'étang de Bages (Nord et Sud), on observe le gradient décroissant du Nord vers le Sud, lié à l'arrivée au Nord de l'étang du canal de la Robine, qui est la source d'apport historique en cadmium.

Globalement, dans les eaux de transition, les concentrations sont équivalentes ou supérieures à celles de 2012 dans la plupart des stations, à l'exception d'une baisse des concentrations dans l'étang de Prévost.

Les niveaux sont du même ordre de grandeur que ceux du ROCCh observées en Méditerranée, en Atlantique et en Manche et du programme Mytilos (à l'échelle du bassin occidentale de la Méditerranée), à l'exception des valeurs maximales observées lors de la campagne RINBIO 2003 et du ROCCh en Méditerranée qui correspondaient aux données mesurées dans le Nord de l'étang de Bages.

**Figure 5.** Contamination par le cadmium. En vert les stations lagunaires, en bleu les stations mer.

## Mercure

Seul métal volatil, le mercure, naturel ou anthropique, peut être transporté en grandes quantités dans l'atmosphère. Les sources naturelles en sont le dégazage de l'écorce terrestre, le volcanisme, les feux de forêt et le lessivage des sols.

Les composés du mercure connaissent de nombreux emplois : industrie chimique, agriculture (fongicide), traitement du bois, explosif d'amorçage, peintures, piles ou batteries, plastiques et caoutchoucs. Le mercure pur est utilisé sous forme métallique, comme électrode dans la fabrication de la soude et du chlore. Il est utilisé dans la fabrication d'instruments de mesures (thermomètres, baromètres etc.), d'appareillages électriques (contacts au mercure, etc.) et dans les lampes à décharge.

Le mercure est le plus toxique des métaux traces, plus particulièrement ses formes organiques. La méthylation du mercure est effective dans les sédiments sous l'action des microorganismes et, dans la colonne d'eau, en présence de phytoplancton. La croissance du plancton et de larves de bivalves est retardée à de très faibles concentrations. Le transfert du mercure est très important dans les chaînes trophiques. Des concentrations en méthylmercure toxique pour l'homme peuvent être atteintes dans la chair de poissons situés en fin de chaîne alimentaire (thonidés, squales).

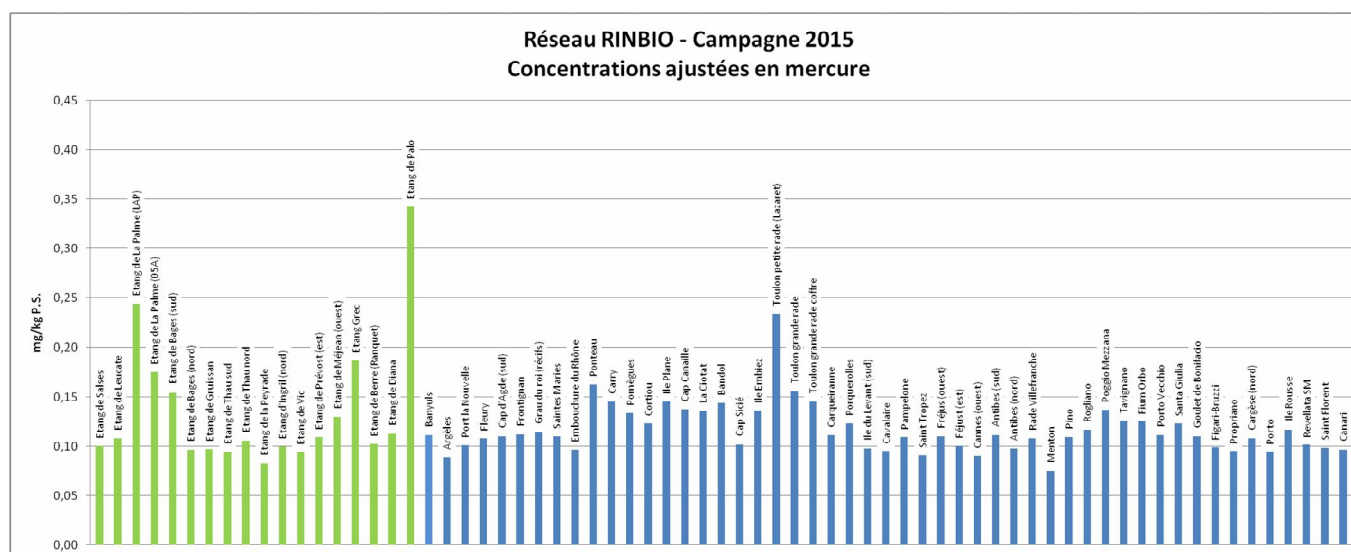
En 2015, les plus fortes concentrations de mercure sont mesurées dans les eaux de transition, notamment dans l'étang de la Palme et dans l'étang de Palo en Corse, avec une concentration maximale de 0,34 mg/kg (Figure 6).

Pour les stations en mer, comme pour les campagnes RINBIO précédentes, la petite rade de Toulon reste significativement contaminée par le mercure (0,23 mg/kg). Néanmoins, on constate des concentrations moins élevées en 2015 qu'en 2012 pour les 4 stations (l'étang de Grec, Ponteau, petite et grande rade de Toulon) qui présentaient des niveaux particulièrement élevés.

Les médianes, minimums et maximums de la campagne de 2015 sont du même ordre de grandeur que ceux des campagnes RINBIO précédentes, ainsi que des campagnes ROCCh en Atlantique, Manche et en Méditerranée, et des campagnes MYTILOS dans le bassin occidental de la Méditerranée (Tableau 3).

**Tableau 3.** Synthèse des données pour le mercure (P.S. = poids sec).

Mercure (mg/kg P.S.)	Médiane	Minimum	Maximum
ROCCh Manche Atlantique (2000 à 2004)	0,12	0,03	0,53
ROCCh Méditerranée (2000 à 2004)	0,12	0,04	0,68
Mytilos 2004 - 2005 - 2006	0,09	0,05	0,30
RINBIO 2003	0,08	0,05	0,24
RINBIO 2006	0,07	0,02	0,23
RINBIO 2009	0,13	0,03	0,23
RINBIO 2012	0,12	0,08	0,28
RINBIO 2015	0,11	0,08	0,34



**Figure 6.** Contamination par le mercure. En vert les stations lagunaires, en bleu les stations mer.

## Zinc

Le zinc est un oligo-élément indispensable au développement de la vie. Les usages du zinc sont multiples : peintures antisalissures, produits pharmaceutiques et phytosanitaires, conduits d'évacuation des eaux pluviales (gouttières, tuyaux de descente, *etc.*) et piles. Une grande partie des apports en zinc dans l'environnement est imputable à la métallurgie, à la combustion des bois et des charbons, mais aussi aux épandages de certains engrais phosphatés où il est présent en quantités significatives comme impureté. Sa toxicité pour les organismes aquatiques n'en fait pas un contaminant prioritaire, bien qu'il agisse à de fortes concentrations sur la reproduction des huîtres et la croissance des larves.

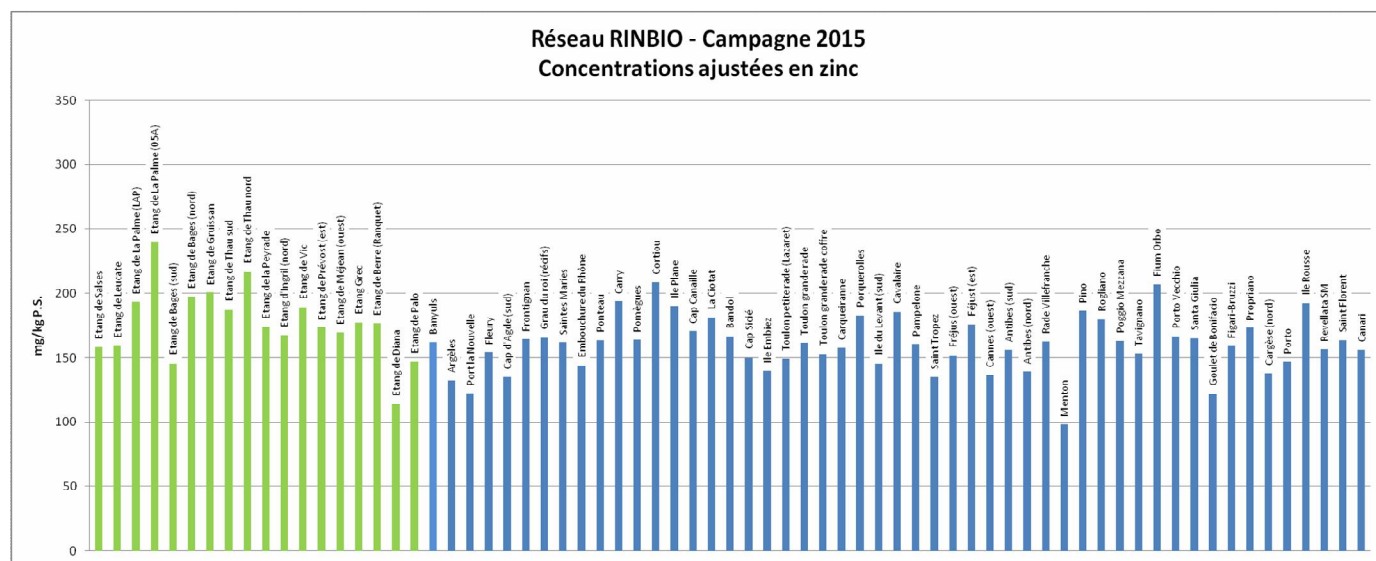
En 2015, la médiane en zinc de 2015 (163 mg/kg) est du même ordre de grandeur que celles observées lors des précédentes campagnes RINBIO et dans le cadre du ROCCh en Méditerranée (Tableau 4). On constate que le bruit de fond en Méditerranée est plus élevé que les niveaux enregistrés en Manche Atlantique. Ce phénomène semble général au bassin méditerranéen en relation avec la géologie des bassins versants et des apports de zinc en Méditerranée par voie atmosphérique en provenance du nord-est de l'Europe.

Comme en 2012, les données 2015 ne présentent pas de pic significatif en zinc (Figure 7). Les valeurs maximales ont été mesurées dans les eaux de transition, notamment dans l'étang de la Palme (240 mg/kg) et dans la partie nord de l'étang de Thau (217 mg/kg), ce qui est en cohérence avec son emplacement au cœur du complexe industriel de Sète.

**Tableau 4.** Synthèse des données pour le zinc (P.S. = poids sec).

Zinc (mg/kg P.S.)	Médiane	Minimum	Maximum
ROCCh Manche Atlantique (2000 à 2004)	85	36	409
ROCCh Méditerranée (2000 à 2004)	152	43	357
RINBIO 2003	189	132	378
RINBIO 2006	118	57	229
RINBIO 2009	143	93	194
RINBIO 2012	166	89	235
RINBIO 2015	163	98	240





**Figure 7.** Contamination par le zinc. En vert les stations lagunaires, en bleu les stations mer.

## Cuivre

Son emploi est extrêmement diversifié, sa toxicité étant mise à profit dans les peintures antisalissures, dans le traitement des bois et dans des produits phytosanitaires (désherbants, insecticides, fongicides). Le cuivre est un matériau de base de l'industrie électrique (en concurrence avec l'aluminium), de la construction (conduites d'eau) et de nombreux procédés d'usinage (emboutissage, forgeage, laminage, matricage, tréfilage). Il agit sur le développement embryonnaire des bivalves et sur la croissance du phytoplancton. Toutefois les bivalves constituent de mauvais indicateurs pour le cuivre car ils le régulent autour de 6 mg/kg.

En 2015, la médiane en cuivre (5 mg/kg) est similaire à celles observées lors des précédentes campagnes RINBIO (Tableau 5). On remarque que le bruit de fond en Méditerranée est plus faible que les niveaux enregistrés en Manche Atlantique (Tableau 5). En revanche, la médiane des campagnes ROCCh en Méditerranée est plus élevée que celles des campagnes RINBIO. Les concentrations plus élevées dans les moules sauvages du ROCCh, récoltées près des côtes contrairement aux moules RINBIO, pourraient s'expliquer par une exposition plus importante aux arrivés de produits phytosanitaires des bassins versants.

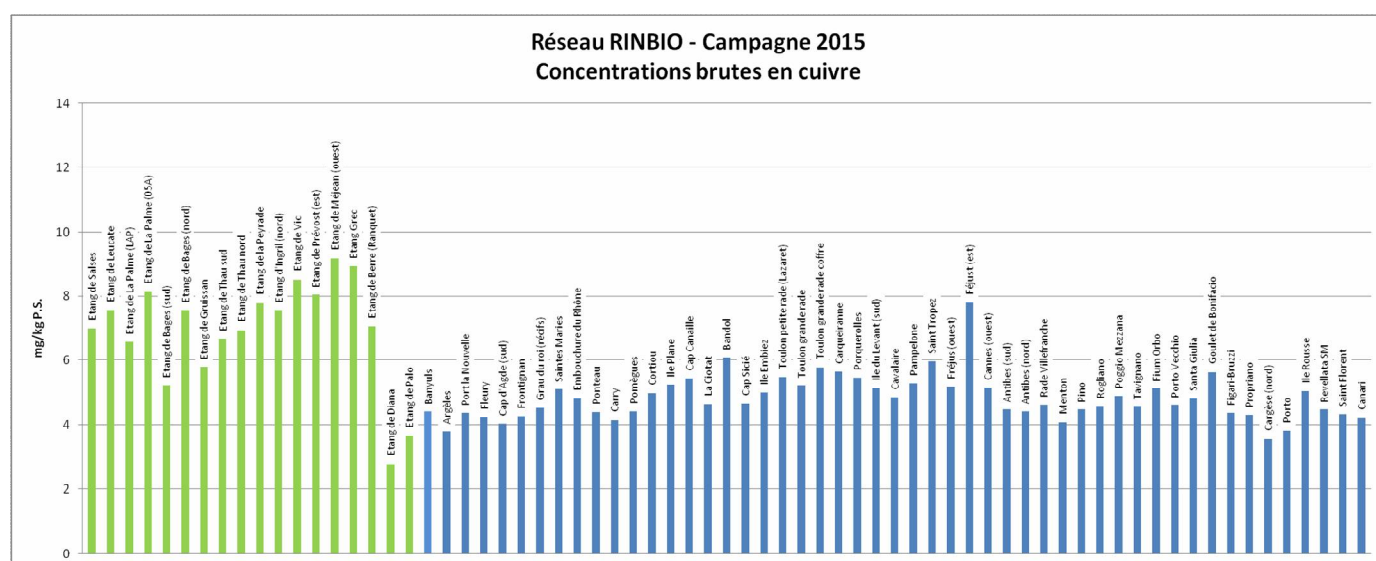
Cela pourrait également expliquer les concentrations plus élevées dans les eaux de transition par rapport aux stations en mer ouverte, comme cela a déjà été observé en 2012.

C'est dans l'étang de Méjean que la concentration maximale de 9,18 mg/kg a été mesurée alors que les eaux de transition en Corse montrent les valeurs minimales (Figure 8).

Il est à noter que le pic identifié lors des campagnes précédentes à la station de Bages Nord montre des concentrations plus faibles en 2015 (7,55 mg/kg comparé à 11,02 mg/kg en 2012). La même diminution peut être observée pour la rade de Villefranche, qui affichait un pic inattendu en 2012 de 13,8 mg/kg, mais dont la concentration a été divisée par trois en 2015 (4,60 mg/kg).

**Tableau 5.** Synthèse des données pour le cuivre (P.S. = poids sec).

Cuivre (mg/kg P.S.)	Médiane	Minimum	Maximum
ROCCh Manche Atlantique (2000 à 2004)	6,7	4	23
ROCCh Méditerranée (2000 à 2004)	6,8	3,8	67
RINBIO 2003	4,3	3,2	8,7
RINBIO 2006	3,7	2,4	7,7
RINBIO 2009	4,47	3,39	11,9
RINBIO 2012	5,76	2,48	13,82
RINBIO 2015	5,00	2,78	9,18

**Figure 8.** Contamination par le cuivre. En vert les stations lagunaires, en bleu les stations mer.

## Plomb

Rarement disponible à l'état natif, le plomb est présent dans de nombreux minerais, notamment la galène (PbS). Utilisé pour la fabrication d'accumulateurs et comme antidétonant dans les carburants, il arrive majoritairement en milieu marin par les apports atmosphériques.

Les formes inorganiques sont moins écotoxiques que les formes organiques (composés alkylés) qui inhibent la croissance du phytoplancton. Le plomb peut également provoquer des anomalies dans le développement embryonnaire des bivalves.

Comme en 2012, les résultats de 2015 montrent une grande homogénéité des données autour d'une valeur médiane de 1,25 mg/kg (Tableau 6).

Les eaux de transition possèdent des niveaux plus faibles que les stations mer à l'exception de l'étang de la Peyrade qui présente, comme en 2006, 2009 et 2012, un pic très élevé (6,93 mg/kg) (Figure 9). A un degré moindre, un deuxième pic est mesuré dans la petite rade de Toulon (2,93 mg/kg). Cette concentration est du même ordre de grandeur que celles des campagnes RINBIO précédentes, à l'exception de celle de 2006.

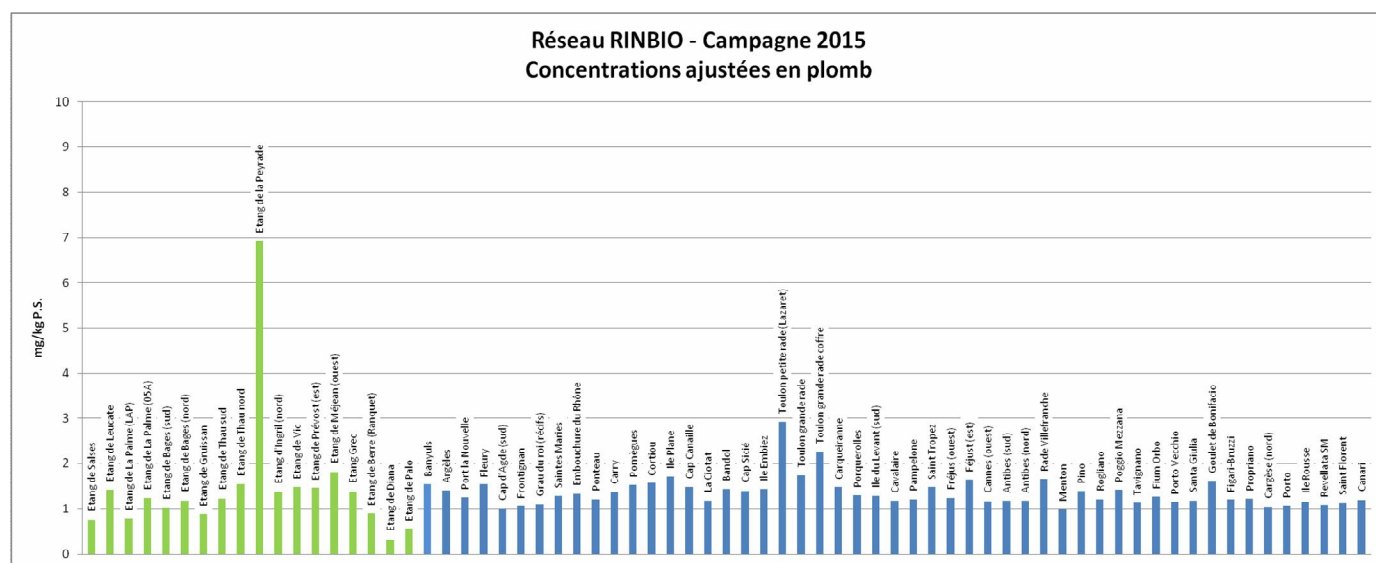
L'homogénéité des concentrations s'explique vraisemblablement à l'échelle du bassin par l'origine atmosphérique de la majorité des apports en plomb. Cette hypothèse confirmée par les résultats des précédentes campagnes ne s'applique pas à la rade de Toulon où le pic enregistré semble témoigner d'une contamination chronique beaucoup plus importante faisant

certainement appel à d'autres sources d'apports, tout comme celui très important de l'étang de la Peyrade situé à proximité du complexe industriel de Sète.

Les niveaux sont, dans leur ensemble, légèrement inférieurs à ceux observés par le ROCCh en Méditerranée, en Atlantique en Manche et du même ordre de grandeur que ceux du programme Mytilos à l'échelle du bassin occidental de la Méditerranée (Tableau 6).

**Tableau 6.** Synthèse des données pour le plomb (P.S. = poids sec).

Plomb (mg/kg P.S.)	Médiane	Minimum	Maximum
ROCCh Manche Atlantique (2000 à 2004)	1,4	0,4	9,6
ROCCh Méditerranée (2000 à 2004)	1,8	0,1	27,7
Mytilos 2004 - 2005 - 2006	1,17	0,60	8,24
RINBIO 2003	1,04	0,37	4,85
RINBIO 2006	1,07	0,28	8,44
RINBIO 2009	1,02	0,36	8,97
RINBIO 2012	1,07	0,35	8,49
RINBIO 2015	1,25	0,31	6,93



**Figure 9.** Contamination par le plomb. En vert les stations lagunaires, en bleu les stations mer.

## Nickel

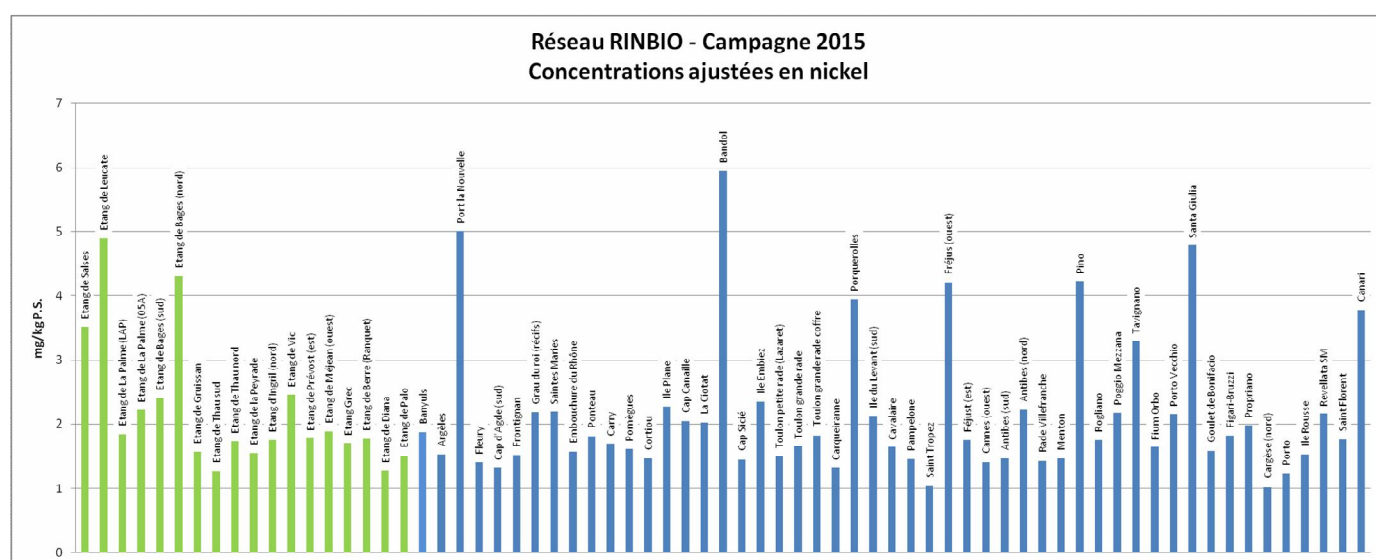
L'introduction de nickel d'origine anthropique vers l'atmosphère provient principalement de l'utilisation des combustibles fossiles et de la production de métaux non ferreux. L'activité volcanique et l'érosion éolienne constituent également des flux naturels vers l'atmosphère.

Le nickel entre dans la fabrication d'acier inoxydable, comme catalyseur dans l'industrie chimique et dans certains pigments. Le nickel est beaucoup moins toxique pour les organismes marins que le cadmium ou le mercure. Faiblement bio-accumulable, des effets sur le développement embryonnaire d'invertébrés marins ont cependant été observés.

En 2015, la médiane du nickel (1,77 mg/kg) est supérieure à celles des autres campagnes RINBIO, ROCCh et les campagnes MYTILOS dans le bassin occidental (Tableau 7).

**Tableau 7.** Synthèse des données pour le nickel (P.S. = poids sec).

Nickel (mg/kg P.S.)	Médiane	Min	Max
ROCCh Manche Atlantique (2003 - 2004)	1,55	0,45	6,00
ROCCh Méditerranée (2003 - 2004)	1,48	0,47	8,41
Mytilos 2004 - 2005 - 2006	0,94	0,62	3,18
RINBIO 2003	1,15	0,70	3,50
RINBIO 2006	0,93	0,47	2,48
RINBIO 2009	1,00	0,38	2,97
RINBIO 2012	1,03	0,69	4,63
RINBIO 2015	1,77	1,03	5,95



**Figure 10.** Contamination par le nickel. En vert les stations lagunaires, en bleu les stations mer.

Contrairement à 2012, de nombreux pics de nickel sont observés en 2015 (Figure 10). Dans les eaux de transition, les stations dans les étangs de Salses-Leucate et dans la partie nord de l'étang de Bages montrent des concentrations élevées (> 4,30 mg/kg), qui sont au moins deux fois supérieures à celles observées en 2012.

Dans les stations mer, la station de Bandol présente une concentration maximale de 5,95 mg/kg en 2015, alors que les concentrations étaient inférieures à 1 mg/kg lors des précédentes campagnes. Une hausse similaire entre 2012 et 2015 est observée pour les stations de Port-la-Nouvelle, Porquerolles, Fréjus ouest et Tavignano et Santa Giulia en Corse.

En revanche, les concentrations de la station près de la mine de Canari, pic de la campagne 2012 avec 4,56 mg/kg, ont diminué en 2015 (3,8 mg/kg), ainsi qu'à Saint Florent. Une nouvelle hausse des concentrations est cependant observée au nord de la mine de Canari.

## Chrome

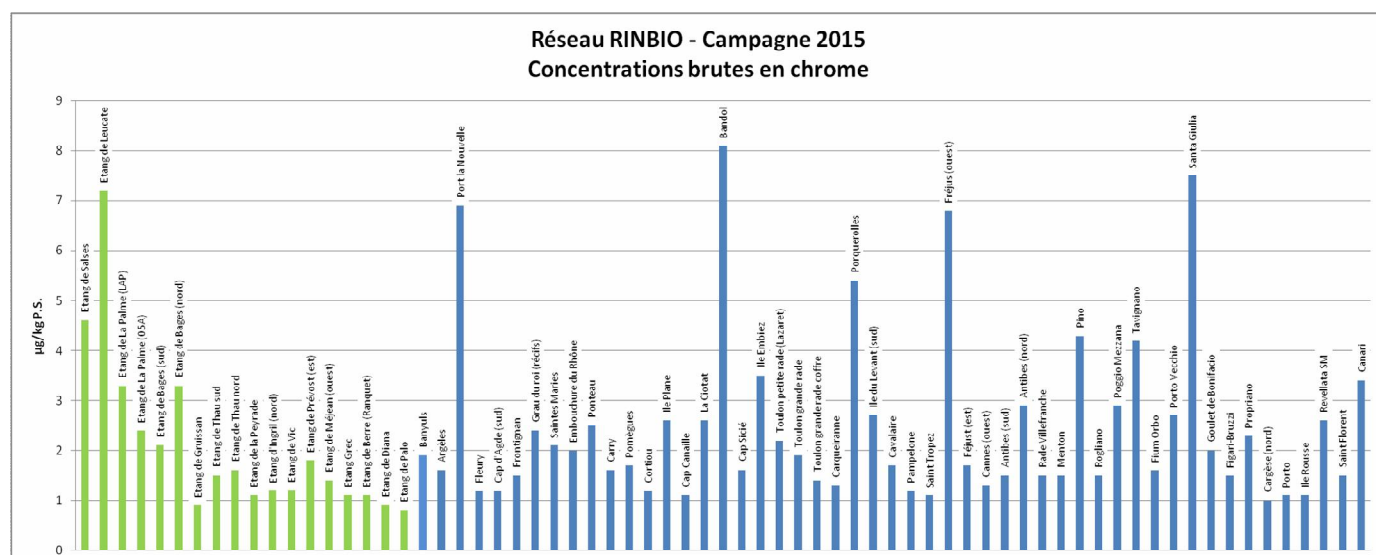
Le chrome fait partie des métaux les plus utilisés (10 millions de tonnes/an) dans le monde (industrie chimique, métallurgie, technologie des réfractaires). La majeure partie du chrome parvenant à la mer depuis le continent provient des fleuves, l'atmosphère constituant une

source beaucoup moins importante. Sa forme réduite (Cr III) fait partie des éléments essentiels dans la vie animale, la forme oxydée (Cr VI) est par contre extrêmement toxique, cancérigène à forte dose pour l'homme. Elle provoque des anomalies dans le développement larvaire des bivalves.

Comme pour le nickel, on identifie une médiane maximale (1,70 mg/kg) en 2015 par rapport aux campagnes RINBIO précédentes, ROCCh et MYTILOS dans le bassin occidental (Tableau 8). Les résultats sont également bien corrélés à ceux obtenus pour le nickel.

**Tableau 8.** Synthèse des données pour le chrome (P.S. = poids sec).

Chrome (mg/kg P.S.)	Médiane	Minimum	Maximum
ROCCh Manche Atlantique (2001 à 2004)	1,17	0,32	9,21
ROCCh Méditerranée (2001 à 2004)	0,83	0,12	3,77
RINBIO 2003	0,4	0,06	3,2
RINBIO 2006	0,4	0,1	1,7
RINBIO 2009	0,39	0,17	4,26
RINBIO 2012	1,01	0,53	4,53
RINBIO 2015	1,70	0,80	8,10



**Figure 11.** Contamination par le chrome. En vert les stations lagunaires, en bleu les stations mer.

Dans les eaux de transition, les stations dans les étangs de Salses-Leucate, de la Palme et dans la partie nord de l'étang de Bages montrent des concentrations élevées (> 3 mg/kg), qui sont au moins deux fois supérieures à celles observées en 2012 (Figure 11).

En ce qui concerne les stations mer, la station de Bandol montre une concentration maximale de 8,10 mg/kg en 2015. Une hausse similaire entre 2012 et 2015 est observée pour les stations de Port-la-Nouvelle, Porquerolles et Fréjus ouest et Tavnignano, avec des concentrations 4 à 6 fois supérieures à celles mesurées en 2012, en lien avec le nickel.

Le pic à la station de Canari observé en 2012 et 2009 (> 4,26 mg/kg) est moins important en 2015 (3,40 mg/kg). Un pic est également observé à Pino.

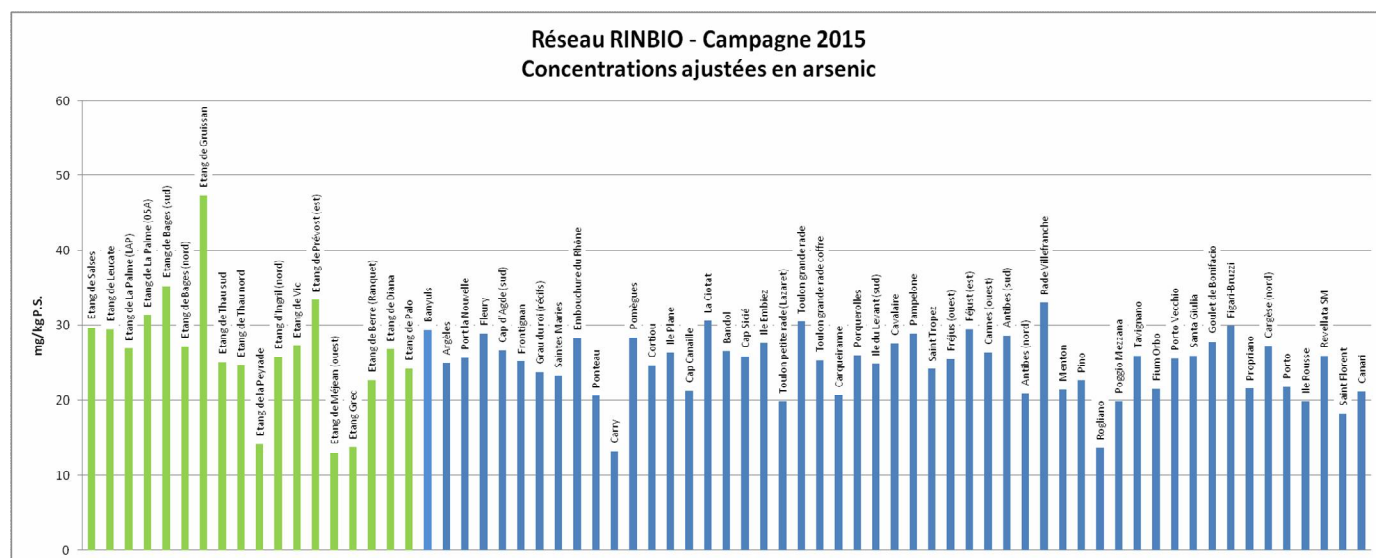
## Arsenic

L'arsenic est présent naturellement dans les sols à l'état de traces, mais il est associé sous forme de sulfures à de nombreux minerais (fer, cuivre, plomb, zinc,...) dont l'extraction, le transport et le traitement métallurgique contribuent à sa dissémination dans le milieu environnant. L'arsenic est alors un sous-produit peu valorisable que l'on retrouve dans les rejets liquides ou solides et dans les émissions atmosphériques. Il est utilisé dans des préparations phytosanitaires et l'industrie du verre. La combustion du charbon est aussi une source majeure d'apport.

La toxicité de l'arsenic, liée à sa forme chimique, entraîne des effets sur la production primaire. Fortement bio-accumulable, il n'entraîne pas d'effets irréversibles en bout de chaîne alimentaire, les formes organiques prédominantes étant très peu toxiques pour l'homme.

**Tableau 9.** Synthèse des données pour l'arsenic (P.S. = poids sec).

Arsenic (mg/kg P.S.)	Médiane	Minimum	Maximum
RINBIO 2000	21,08	9,84	68,50
RINBIO 2003	19,73	6,53	29,46
RINBIO 2006	21,25	7,60	49,20
RINBIO 2009	20,75	4,92	37,69
RINBIO 2012	21,45	9,01	47,35
RINBIO 2015	25,75	12,95	47,37



**Figure 12.** Contamination par l'arsenic. En vert les stations lagunaires, en bleu les stations mer.

La concentration médiane de 2015 (25,75 mg/kg) est supérieure à celles des campagnes RINBIO précédentes (Tableau 9). Pour les eaux de transition, le pic observé pour l'étang de Gruissan en 2009 (36,12 mg/kg) et 2012 (33,05 mg/kg) se confirme en 2015 avec la concentration maximale de la campagne (47,37 mg/kg) (Figure 12).

Parmi les stations en mer, la station de la rade de Villefranche présente la concentration la plus élevée (33,04 mg/kg).



## Polychlorobiphényles (PCB)

Les PCB sont des composés organochlorés comprenant plus de 200 congénères. La présence de résidus de PCB dans l'environnement résulte de leur importante utilisation comme fluides diélectriques, utilisations strictement réglementées depuis plusieurs années. En plus des pertes lors des remplissages et retraitement des systèmes clos, les rejets urbains, les décharges de matériel usagé et les activités liées à la récupération des matériaux ferreux sont potentiellement des sources d'apport dans l'environnement. En raison de leur persistance, de leur caractère bio-accumulable et de leur toxicité, les PCB font partie des contaminants prioritaires. Leur usage est interdit en France depuis 1987. La convention de Stockholm prévoit la disparition totale des équipements contenant des PCB pour 2025.

S'ils ne présentent pas de caractère de toxicité aiguë, l'exposition chronique à de faibles doses peut être à l'origine de divers dysfonctionnements observés chez les animaux de laboratoire : hypertrophie hépatique, effets cancérogènes, chloro-acné, altération des fonctions reproductrices, etc.

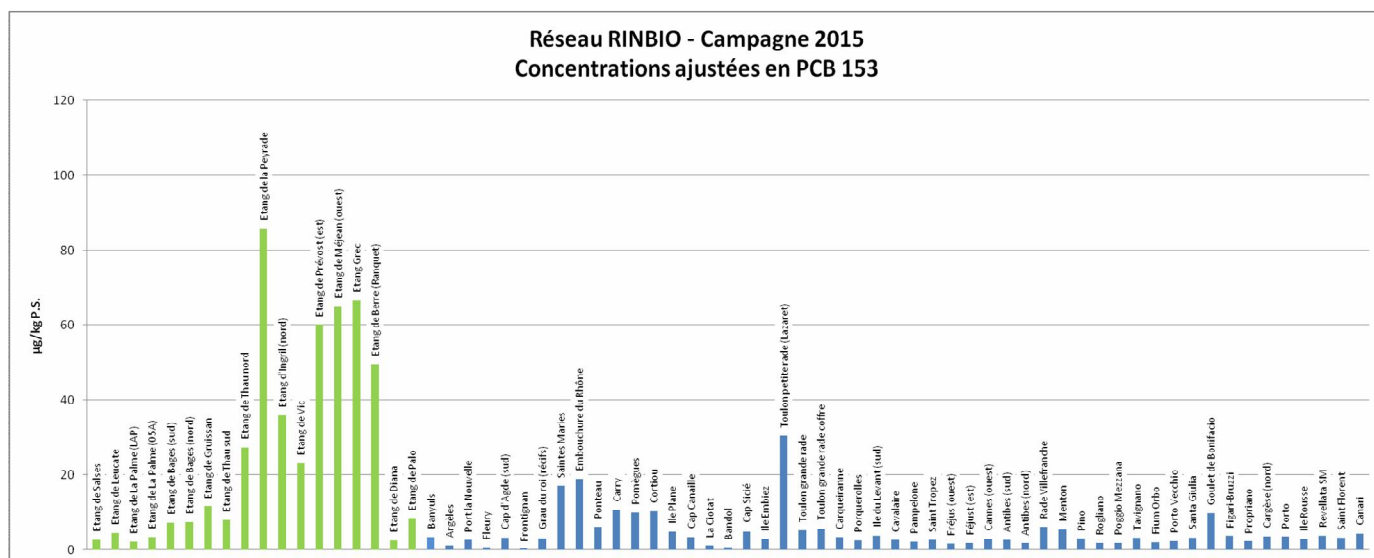
La distribution des concentrations est équivalente pour le PCB 153, le PCB 138 et la somme des congénères analysés. Les résultats sont interprétés par rapport au PCB153 pour permettre une comparaison avec les données du ROCCh.

En 2015, les plus fortes concentrations en PCB sont constatées dans les eaux de transition, avec une concentration maximale à l'étang de la Peyrade (85,8 µg/kg) (Figure 13). Les étangs du Grec, de Méjean et de Prévost présentent également des concentrations élevées en PCB 153 (respectivement et 66,6 ; 65,1 et 60,1 µg/kg). Ces pics sont les mêmes que ceux observés en 2012, 2009 et 2006.

Parmi les stations en mer, la petite rade de Toulon reste la station la plus contaminée (30,5 µg/kg). Il est à noter que ces niveaux sont bien inférieurs aux bilans fournis par le ROCCh pour ce congénère (Tableau 10). A l'échelle du réseau, les concentrations observées pour les molécules organiques sont nettement inférieures aux concentrations observées sur des populations naturelles de moules prélevées à la côte. L'effet « champ moyen » semble plus fort pour les molécules organiques à l'inverse des métaux qui possèdent un caractère conservatif plus important.

**Tableau 10.** Synthèse des données pour le CB153 (P.S. = poids sec).

CB 153 (µg/kg P.S.)	Médiane	Minimum	Maximum
ROCCh Manche Atlantique (2000 à 2004)	19,4	0,16	495
ROCCh Méditerranée (2000 à 2004)	18,7	1,57	593
Mytilos 2004 - 2005 - 2006	2,2	0,5	41,3
RINBIO 2003	4,94	1,7	41,53
RINBIO 2006	4,04	0,5	44,3
RINBIO 2009	2,5	0,5	44,35
RINBIO 2012	2,64	0,05	56,30
RINBIO 2015	3,53	0,24	85,80



**Figure 13.** Contamination par le PCB 153. En vert les stations lagunaires, en bleu les stations mer.

### DDT et ses métabolites (DDD, DDE)

Insecticide organochloré utilisé en grandes quantités dès 1940 pour la lutte contre les larves et les stades adultes d'insectes (notamment la démoustication), il a fait l'objet en 1972 d'importantes limitations d'emploi, notamment son interdiction en France. Pourtant c'est seulement vers le milieu des années 80 qu'une forte tendance à la baisse des niveaux a été identifiée par le ROCCh sur tout le littoral, avec des décalages dans le temps selon les sites et les produits de dégradation de la molécule.

Le DDD provient de la transformation du DDT en milieu réducteur, principalement dans les sédiments. Le DDE est métabolisé par les organismes. Extrêmement rémanent et bio-accumulable, le DDT est doté d'une forte toxicité, potentiellement cancérigène et mutagène. Il provoque des perturbations du métabolisme chez de nombreux organismes terrestres et marins.

Les résultats sont présentés par rapport à la somme des trois composés, plus représentative de la contamination par cette substance et ses métabolites. Ceci permet également une comparaison avec les données du ROCCh.

**Tableau 11.** Synthèse des données pour le DDT et ses métabolites (DDD, DDE) (P.S. = poids sec).

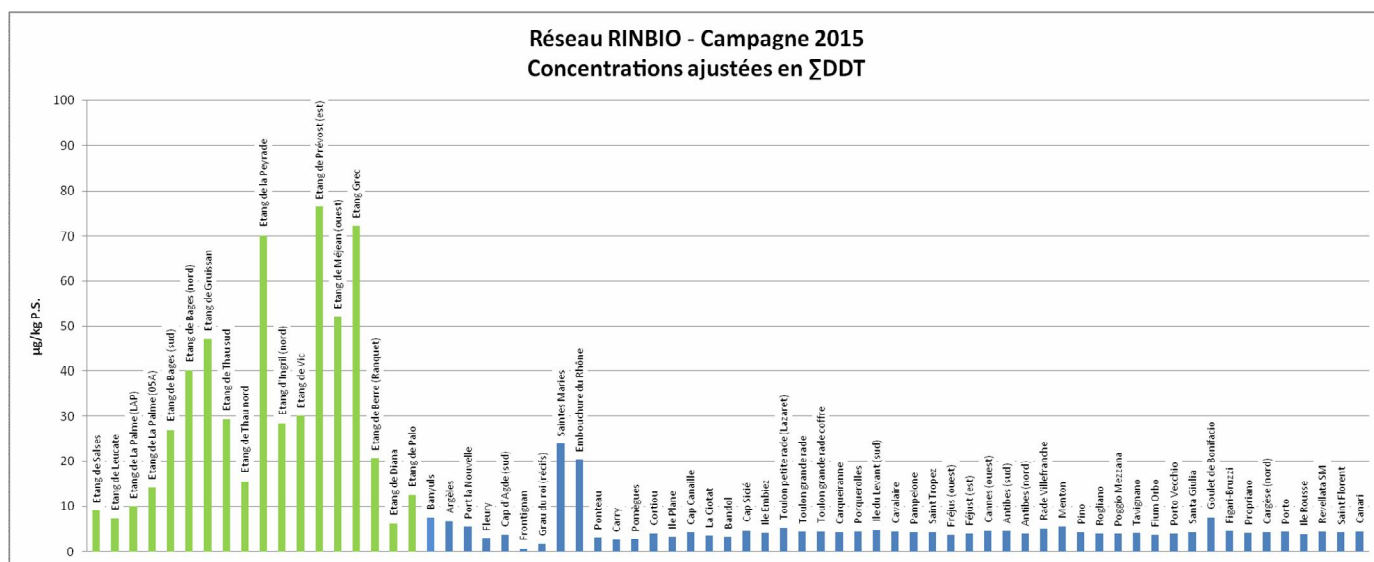
DDT + DDD + DDE (µg/kg PS)	Médiane	Minimum	Maximum
ROCCh Manche Atlantique (2000 à 2004)	5,3	0,63	36,6
ROCCh Méditerranée (2000 à 2004)	15,1	1,87	83,2
Mytilos 2004 - 2005 - 2006	3	1,5	15,5
RINBIO 2003	6,14	1,5	109
RINBIO 2006	6,6	1,5	70,8
RINBIO 2009	2,21	0,20	25,3
RINBIO 2012	2,54	0,44	31,94
RINBIO 2015	4,53	0,74	76,45

Au vu de l'ensemble des résultats, en 2015 sont observés les mêmes pics qu'en 2012 et en 2009, avec des concentrations maximales dans les étangs de Prévost est (76,4 µg/kg), de Grec (72,1 µg/kg), de la Peyrade (72,1 µg/kg) et de Méjean ouest (52,1 µg/kg) (Figure 14).



En mer, les concentrations sont relativement faibles, avec des faibles pics au niveau des Saintes-Maries (23,9 µg/kg) et de l'embouchure du Rhône (20,4 µg/kg).

Il est à noter que les médianes et les maxima, initialement à la baisse entre 2009 et 2012 par rapport aux données ROCCh Méditerranée et RINBIO en 2003 et 2006, présentent de nouveau une tendance vers la hausse, avec une médiane et un maximum plus élevés en 2015 (Tableau 11).



**Figure 14.** Contamination par le DDT et ses métabolites (DDD, DDE). En vert les stations lagunaires, en bleu les stations mer.

### Hexachlorocyclohexane – $\gamma$ HCH (Lindane)

Le gamma hexachlorocyclohexane est un puissant insecticide chloré toxique et rémanent, largement utilisé pour le traitement des cultures et la lutte contre les moustiques et les termites. Le lindane a été interdit en France en 1998 ; le ROCCh observe de ce fait une décroissance générale des niveaux de présence sur toutes les façades.

Les isomères  $\alpha$  et  $\beta$  sont des sous produits de fabrication. Les produits commerciaux doivent contenir plus de 99 % de  $\gamma$  HCH pour avoir droit à l'appellation Lindane. Facilement bioaccumulable dans la matière vivante, le Lindane présente une forte toxicité aiguë pour les crustacés.

Cet insecticide n'a jamais présenté de résultats supérieurs à la limite de détection de la méthode depuis le lancement du réseau, à l'exception d'un pic présent à chaque campagne dans l'étang du Ponant et d'un pic retrouvé uniquement en 2006 sur la lagune d'Ayrolle et à la station mer de Pampelone.

Lors de cette campagne 2015, toutes les stations présentent des concentrations inférieures à la limite de quantification (1 µg/kg) (Tableau 12).

**Tableau 12.** Synthèse des données pour le lindane (P.S. = poids sec).

$\gamma$ HCH ( $\mu\text{g/kg PS}$ )	Médiane	Minimum	Maximum
ROCCh Manche Atlantique (2000 à 2004)	0,70	0,13	4,96
ROCCh Méditerranée (2000 à 2004)	0,36	0,10	1,75
RINBIO 2012	0,075	0,05	0,1
RINBIO 2015	0,50	0,50	0,50

### Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

Les HAP présents dans l'environnement résultent de différents processus : la biosynthèse par les organismes vivants, les pertes à partir du transport ou de l'utilisation des carburants fossiles, charbons, pétroles, la pyrolyse des matières organiques à haute température, feu de forêts, combustion des charbons et pétroles. Ce dernier processus constitue la principale voie d'introduction des HAP dans l'environnement et résulte majoritairement des activités anthropiques. Il est bien connu que la combustion des essences est une source importante d'introduction de HAP dans l'atmosphère. Les HAP entrent pour 15 à 30 % dans la composition des pétroles bruts. Les activités industrielles telles que les usines de production d'aluminium, les raffineries de pétrole ou les rejets urbains contribuent également de manière importante aux apports atmosphériques et aquatiques.

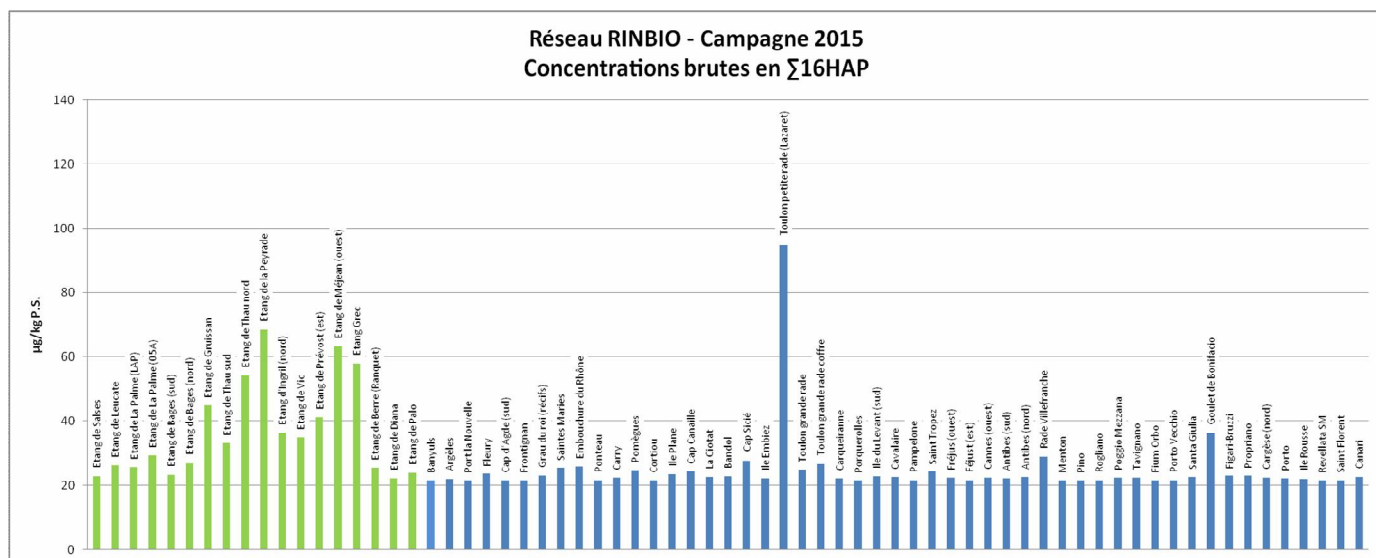
Toxiques (certains étant cancérogènes) pour l'homme, la flore et la faune marine, ils sont très rémanents dans l'environnement et moins biodégradables que les autres hydrocarbures.

Les résultats ont été interprétés selon deux axes :

- la somme des 16 composés dosés qui permet de disposer de niveaux de référence en particulier en matière de santé publique suite au naufrage de l'Erika,
- par composé, notamment le fluoranthène, qui est un bon indicateur de la distribution des HAP pour disposer de niveaux de référence par rapport au ROCCh, avec en complément des informations concernant celles pour lesquelles les résultats sont supérieurs aux limites de détection analytique.
- 

### Somme des 16 HAP

La répartition des HAP dans le réseau RINBIO est très hétérogène, à l'image de ce que l'on peut observer sur l'ensemble du littoral français et dans chaque campagne. Cette observation est certainement liée à la contamination diffuse des eaux côtières par cette famille de contaminants et aux nombreuses sources ponctuelles d'apports (accidentels ou pas).



**Figure 15.** Contamination par la somme des 16 HAPs. En vert les stations lagunaires, en bleu les stations mer.

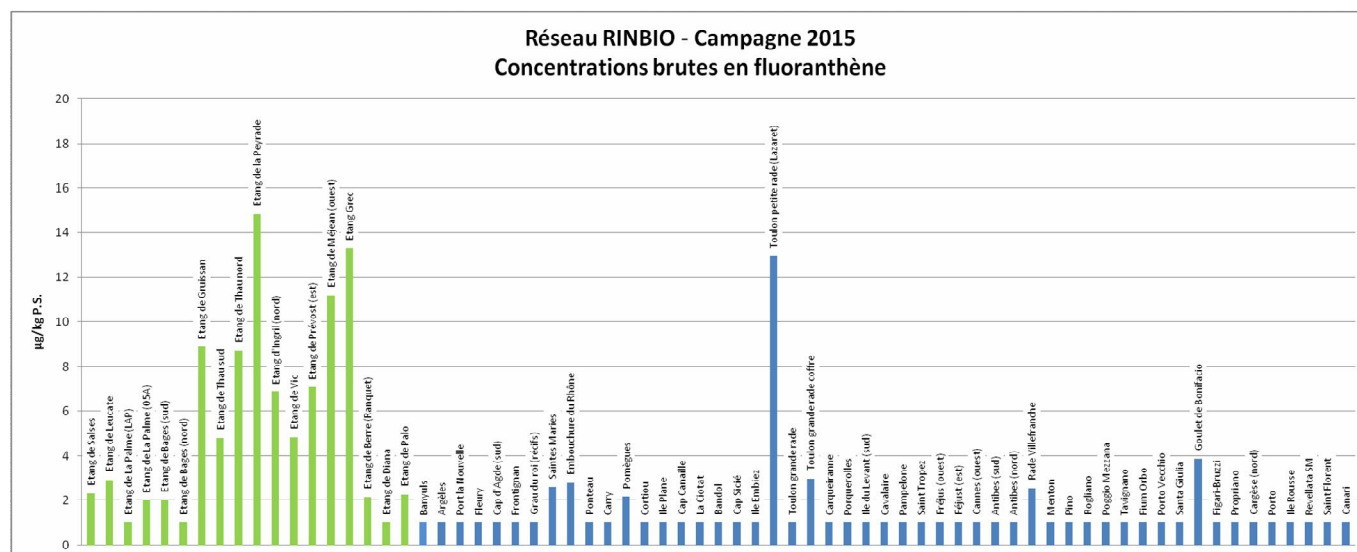
La petite rade de Toulon est, comme en 2012, la station la plus contaminée en HAP (94,8 µg/kg) (Figure 15). Les eaux de transition présentent également des pics, notamment l'étang de la Peyrade (68,4 µg/kg), l'étang de Méjean (ouest) (63,1 µg/kg) et l'étang du Grec (57,9 µg/kg) (Figure 15). Ces concentrations demeurent cependant nettement inférieures au seuil de 500 µg/kg P.S. déterminé par l'AFSSA, à l'occasion du naufrage de l'Erika, pour interdire la mise sur le marché des coquillages contaminés. La médiane de la distribution de 2015 (22,7 µg/kg) reste également inférieure à celle du programme Mytilos en 2004, 2005 et 2006 (44 µg/kg).

### Fluoranthène

Le fluoranthène est considéré comme représentatif des HAP, ses niveaux les plus élevés se retrouvent dans les mêmes stations que pour la somme des HAPs.

**Tableau 13.** Synthèse des données pour le fluoranthène (P.S. = poids sec).

Fluoranthène (µg/kg P.S.)	Médiane	Minimum	Maximum
ROCCh Manche Atlantique (2000 à 2004)	21,4	4	245
ROCCh Méditerranée (2000 à 2004)	13,2	2,19	243
Mytilos 2004 - 2005 - 2006	1,75	0,5	55
RINBIO 2003	3,2	0,5	11,4
RINBIO 2006	2,1	0,5	12,3
RINBIO 2009	2,58	0,5	23,75
RINBIO 2012	2,5	0,5	32,50
RINBIO 2015	1,00	1,00	14,83



**Figure 16.** Contamination par le fluoranthène. En vert les stations lagunaires, en bleu les stations mer.

Les eaux de transition sont les plus contaminées en fluoranthène, avec une concentration maximale à l'étang de la Peyrade (14,8 µg/kg), ainsi que des concentrations élevées à l'étang du Grec (13,3 µg/kg) et l'étang de Méjean (11,2 µg/kg) (Figure 16). En mer ouverte, la petite rade de Toulon présente également un pic significatif en fluoranthène (13,0 µg/kg).

Tout comme pour la somme des 16 composés, la médiane de la distribution est du même ordre de grandeur que celle du programme Mytilos et des campagnes RINBIO précédentes (Tableau 13). Par contre les niveaux sont plus élevés sur les populations de coquillages prélevés à la côte par le ROCCh, avec des valeurs plus importantes sur la façade Manche Atlantique.

Il existe donc également pour les HAP un effet champ moyen important sur les concentrations observées.

## VIII. Synthèse régionale

### Détermination des classes de qualité

Depuis 1998 et la mise en évidence de la relation linéaire reliant l'indice de condition et la concentration en contaminant, une méthode de classification des données a été élaborée pour globaliser leur traitement. En 1996 une première classification des données avait été réalisée en utilisant la méthode des quartiles, pour chaque secteur homogène du point de vue de la croissance des échantillons. Cette approche a pu être remplacée par une démarche plus globale, grâce à la méthode de traitement des données élaborée en 1998.

Pour chaque contaminant, la **classe 0** encadre le niveau moyen (ou bruit de fond) de la contamination côtière, donné par le modèle de régression pour une valeur standard de l'indice de condition égale à 0,11. Elle correspond à la gamme de référence des données pour chaque xénobiotique en indiquant à l'échelle du réseau en l'absence d'une contamination significative du milieu.

La **classe 1** correspond à une gamme de sécurité afin d'éviter de conclure à une contamination certaine du milieu. Cette gamme de sécurité permet de tenir compte de la variabilité inhérente à l'utilisation d'un biointégrateur et à la précision des méthodes analytiques. Sa borne supérieure est calculée en incrémentant la borne supérieure de la classe 0 de deux fois la valeur de l'intervalle de prédiction du modèle.

La **classe 2** correspond à des valeurs sub-normales par rapport au bruit de fond de la contamination. Elle témoigne donc d'une pollution certaine mais modérée du milieu. Sa borne supérieure est calculée en incrémentant la borne supérieure de la classe 1 de deux fois la valeur de l'intervalle de prédiction du modèle.

La **classe 3** correspond à des valeurs anormales de contamination par rapport au bruit de fond. Elle permet avec la classe 4 de caractériser le degré d'intensité de la contamination du milieu. Sa borne supérieure est calculée en incrémentant la borne supérieure de la classe 2 de deux fois la valeur de l'intervalle de prédiction du modèle.

La **classe 4** correspond à des valeurs très élevées de contamination. Elle englobe les résultats supérieurs à la borne supérieure de la classe 3.

L'intervalle de prédiction de chaque modèle encadrant le niveau moyen (ou bruit de fond) de la contamination côtière pour une valeur standard de l'indice de condition de 0,07 (IC moyenne 2015) est fourni par la formule.

$$t_{0,025} S \sqrt{\left[ \frac{1}{n} + \frac{(X_0 + \bar{X})^2}{\sum_i (X_i - \bar{X})^2} + 1 \right]}$$

- $X_0 = 0,07$  pour les modèles  $Y = aX + b$  et  $X_0 = 1/0,07$  pour les modèles.  $Y = a/X + b$
- $X_i$  : indice de condition des échantillons retenus pour la détermination des modèles de régression
- $t_{0,025}$  : fractiles de la loi de Student pour  $p = 0,95$  et  $n-1$  degrés de liberté
- $S$  : écart type résiduel correspondant à une erreur standard de l'estimation
- $n$  : nombre de données.

Cette méthode globalisante a le grand avantage de bâtir une échelle reproductible d'une campagne à l'autre, à condition que les modèles soient significatifs pour l'ensemble des contaminants et surtout qu'ils ne soient pas significativement différents d'une campagne à l'autre.

Nous avons donc choisi pour synthétiser les résultats de cette campagne d'utiliser, pour les contaminants ne présentant pas une corrélation significative entre la croissance et la concentration en contaminants (ici les HAPs), une classification bâtie autour d'une valeur pivot en l'occurrence la moyenne de la distribution. Moins robuste que la médiane, la moyenne a toutefois été retenue, comme les données étant normalement distribuées de part et d'autre de la moyenne. Dans ce cas la moyenne et la médiane ne sont pas très différentes l'une de l'autre. La moyenne a donc été considérée comme le bruit de fond de la contamination pour chaque contaminant à l'échelle de la campagne.

Pour chaque contaminant, la **classe 0** englobe toute les données inférieures au bruit de fond représenté par la moyenne de la distribution.

La **classe 1** correspond à une gamme de sécurité afin d'éviter de conclure à une contamination certaine du milieu. Sa borne supérieure est calculée en incrémentant la borne supérieure de la classe 0 de deux fois la valeur de l'écart type de la distribution des données.

La **classe 2** est calculée en incrémentant la borne supérieure de la classe 1 de deux fois la valeur de l'écart type de la distribution des données.

La **classe 3** correspond à des valeurs anormales de contamination par rapport au bruit de fond. Sa borne supérieure est calculée en incrémentant la borne supérieure de la classe 2 de deux fois la valeur de l'écart type de la distribution des données.

La **classe 4** correspond à des valeurs très élevées de contamination. Elle englobe les résultats supérieurs à la borne supérieure de la classe 3.

La grille ainsi construite est présentée dans le tableau 14.

**Tableau 14.** Limites supérieures des classes de qualité calculées pour le réseau RINBIO 2015. Unités en mg/kg pour les métaux, en µg/kg pour les composés organiques.

	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	Somme HCHs	Somme DDTs	CB153	Somme PCBs	Fluor.	Somme 16HAPs	Endosulfan total (α + β)
Unité	mg/kg P.S.	mg/kg P.S.	mg/kg P.S.	mg/kg P.S.	mg/kg P.S.	mg/kg P.S.	mg/kg P.S.	mg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.	µg/kg P.S.
Type données	ajustées	ajustées	brutes	brutes	ajustées	ajustées	ajustées	ajustées	brutes	ajustées	ajustées	ajustées	brutes	brutes	brutes
<b>Niveaux de base</b>	25,79	1,00	2,35	5,37	0,11	1,72	1,30	163,48	1,50	4,88	3,57	8,21	2,48	27,65	1,50
<b>Niveaux faibles</b>	39,65	1,49	5,72	8,18	0,19	3,12	2,20	250,63	-	15,82	14,71	34,28	8,86	53,24	-
<b>Niveaux modérés</b>	53,50	1,97	9,08	10,98	0,26	4,51	3,11	337,77	-	26,77	25,85	60,35	15,25	78,84	-
<b>Niveaux élevés</b>	67,35	2,46	12,45	13,79	0,33	5,90	4,01	424,91	-	37,72	36,99	86,42	21,63	104,44	-
<b>Niveaux très élevés</b>	Sup	Sup	Sup	Sup	Sup	Sup	Sup	Sup	Sup	Sup	Sup	Sup	Sup	Sup	Sup

Les classes de contamination définies dans le cadre de cette étude sont bien entendu relatives et s'appliquent à une approche spatiale de la contamination. Elles sont dépendantes de l'étendue des résultats de cette campagne, mais permettent de comparer les stations entre elles à l'échelle du réseau qu'il y ait un effet important de la croissance sur le niveau de contamination ou pas.

### Traitement des données et classification

L'utilisation de la grille de qualité permet de synthétiser les résultats de cette campagne 2015 avec une bonne vision d'ensemble des secteurs présentant les niveaux les plus élevés (Tableau 15). Globalement, les secteurs les plus impactés en fonction des contaminants sont les mêmes qu'en 2012.



Pour les molécules organiques, on retrouve une contamination plus diffuse, avec plusieurs secteurs impactés, qui concernent principalement les lagunes :

- Pour les PCBs, les étangs de Thau, Prévost, Vic, La Peyrade, Berre et du complexe palavasien, et la rade de Toulon ;
- pour les composés du DDT, les étangs de Bages, Gruissan, Thau sud, Lapeyrade et du complexe palavasien ;
- pour les HAP les étangs de Thau nord, Lapeyrade, du Grec, de Méjean et la petite rade de Toulon.

La carte de la figure 17 et de la figure 18 présente les résultats avec pour chaque station :

- une surface de symbole, proportionnelle au nombre de contaminants qui présentent des concentrations supérieures au niveau faible : la classe 2 ;
- une couleur, fonction du niveau le plus déclassant pour l'ensemble des contaminants.



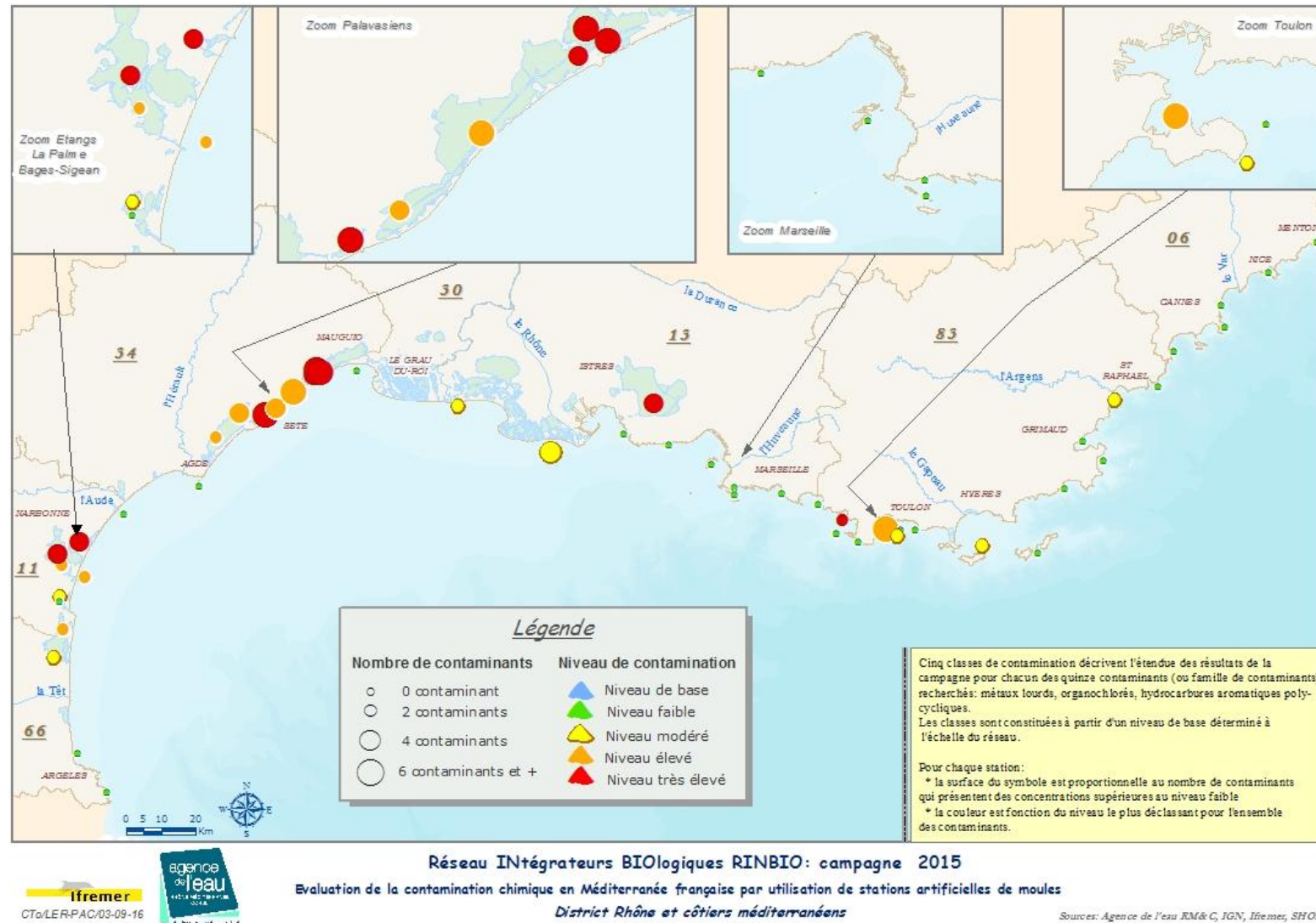
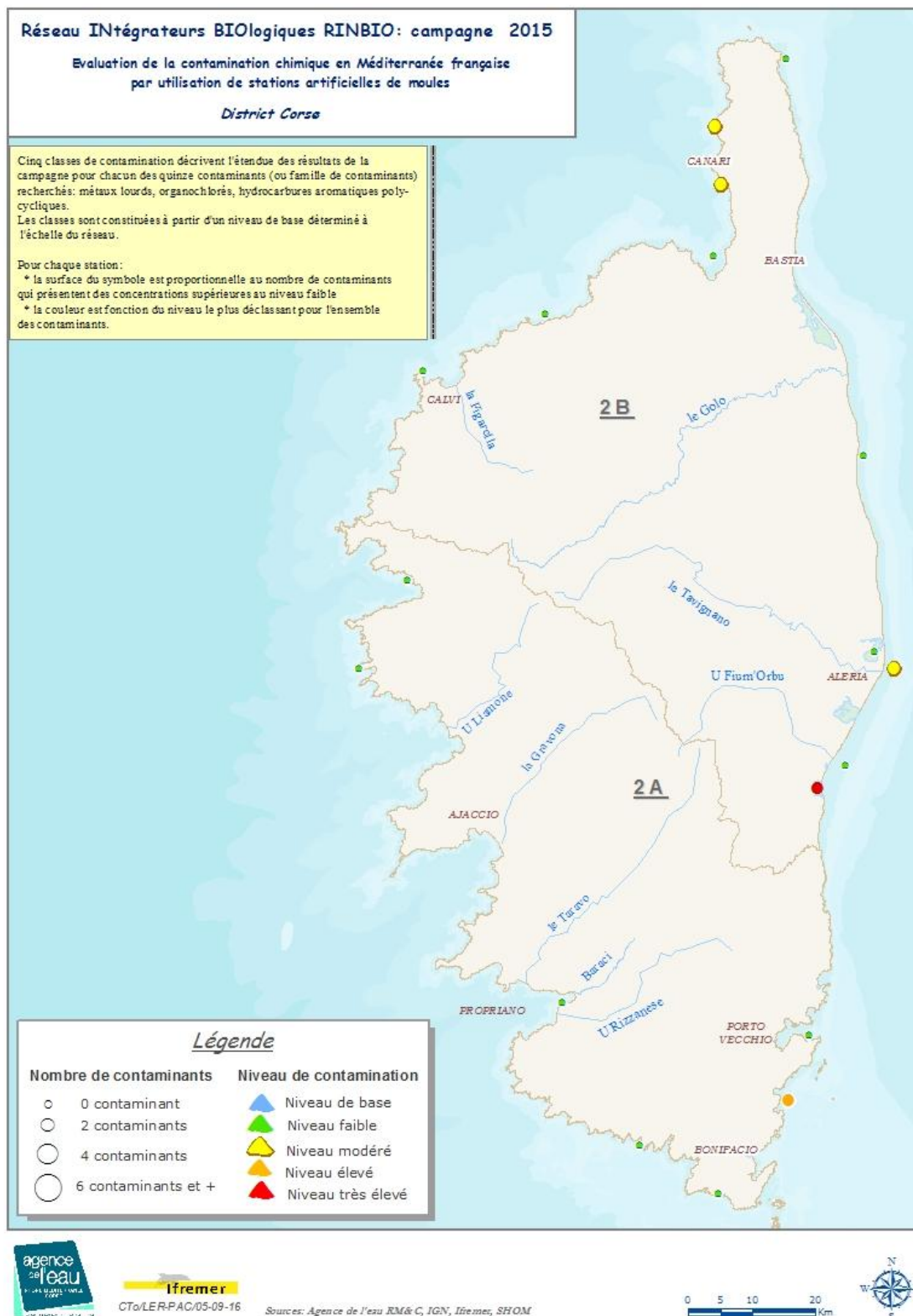


Figure 17. Contamination chimique dans la matière vivante pour le district « Rhône et côtiers méditerranéens ».



**Figure 18.** Contamination chimique dans la matière vivante pour le district « Corse ».

## IX. Application du modèle de capteur « moule »

### IX.1. Problématique

Compte tenu du recul pris sur le traitement des données RINBIO depuis le lancement du réseau et des acquis du programme Mytilos, de nouveaux traitements statistiques ont été entrepris sur l'ensemble des jeux de données disponibles pour améliorer les modèles statistiques d'ajustement des données.

En effet la méthode de l'ajustement des données ne permet de comparer que les sites étudiés au cours d'une même campagne. A l'échelle spatiale, les concentrations bioaccumulées permettent tout au plus de discerner les sites à fort, moyen et faible niveau de pollution. La détection des tendances temporelles à court ou moyen terme est également contrariée par la variabilité interannuelle des conditions abiotiques et biotiques. Il est donc fondamental de quantifier l'influence du milieu sur les concentrations mesurées dans les moules.

Il est donc apparu nécessaire de disposer d'un modèle inter-campagne, à partir de l'important jeu de données obtenu depuis la mise en place du réseau Rinbio. Un travail en ce sens a été entrepris, soutenu par l'AERMC, portant sur le développement d'un modèle universel de capteur (Bouchoucha et Andral, 2010).

### IX.2. Construction du modèle

Le modèle consiste en un algorithmique de régression, avec sélection automatique des variables explicatives, immergée dans une procédure d'optimisation.

Pour cela, le modèle se base sur l'hypothèse de l'existence d'une loi de proportionnalité entre la concentration mesurée dans la moule et la concentration dans le milieu selon l'équation suivante (Bouchoucha et Andral, 2010) :

$$C^{(s)}(t) \approx X^{(s)}(t) F[\alpha, \Phi^{(s)}(t)]$$

avec  $s$  la station,  $t$  la campagne,  $C^{(s)}(t)$  concentration dans le coquillage à la date  $t$ ,  $X^{(s)}(t)$  concentration dans l'eau,  $F$  réponse de capteur de forme paramétrique simple,  $\alpha$  vecteur des paramètres et  $\Phi^{(s)}(t)$  vecteur des paramètres du capteur.

La résolution de cette équation se base sur le fait qu'une majorité de sites se trouve soumise à une concentration quasi-identique en contaminant dans l'eau. Ce niveau de contamination, appelé par la suite iso-contamination et noté  $X^0$ , est propre à chaque campagne. Il peut s'apparenter à son bruit de fond. Ainsi, le premier objectif a été de réaliser la scission de l'ensemble des sites en deux groupes :

- Le groupe 1, formé des stations soumises à une iso-contamination pour lesquelles  $X^{(s)} \approx X^0$ , permettant de mettre en évidence l'effet du capteur.
- Le groupe 2, formés des stations en situation de sous- ou surcontamination ( $X^{(s)} \gg X^0$  ou  $X^{(s)} \ll X^0$ ).

L'information d'appartenance de chaque station à un des deux groupes est réalisée par une technique de régression robuste, qui considère les stations du groupe 2 comme des points

« outliers », car ils s'écartent du modèle. Comme certains points outliers rendaient le modèle instable, il a été estimé nécessaire d'ajouter une méthode d'éradication de points influençant démesurément la construction de la réponse du capteur, les points atypiques de « levier ».

Cette technique de régression robuste optimisée permet donc d'accéder à :

- L'information d'appartenance de chaque station à un des deux groupes ;
- la modélisation de la réponse du capteur en fonction de plusieurs variables explicatives en se cantonnant aux stations du groupe 1. Les variables explicatives choisies sont le poids sec de chair, le poids de coquille, le pourcentage de matière grasse, l'indicateur de milieu (eau côtière / eau de transition) et le nombre d'individus.

Disposant d'une réponse de capteur (les concentrations mesurées dans les moules), on peut alors réaliser une correction des concentrations mesurées par rapport aux caractéristiques trophiques et physico-chimiques propre à chaque station.

Pour les contaminants pour lesquels le nombre de données est suffisant, il est alors possible de calculer la concentration théorique dans l'eau  $X^{(k)}(t)$  à partir de la concentration dans les moules  $C^{(k)}(t)$ . Cependant, comme pour de nombreux capteurs, cette évaluation se fait à une constante près.

La connaissance exacte de la concentration dans l'eau à partir de la concentration dans la moule nécessite une **étape de calibrage**. Dans cette optique, de nouvelles mesures associant des mesures directes des concentrations dans l'eau aux résultats intégrés par le capteur ont été réalisées (Gonzalez *et al.*, 2013). Ces mesures présentent l'avantage de décrire l'évolution conjointe des deux types de mesures à intervalles réguliers tout au long de la durée d'immersion. Ainsi, par la mise en correspondance des deux types de mesures, elles fournissent des informations sur la cinétique d'intégration des contaminants par le biocapteur.

Toutefois, afin de rendre compte de la variabilité temporelle des résultats, ces derniers peuvent également être représentés sous forme d'écart relatif entre le niveau de contamination dans l'eau et le niveau d'iso-contamination associé. Ces écarts, notés  $K^{(s)}(t)$ , sont calculés par le modèle pour chaque station (s) et chaque campagne (t) selon l'équation suivante:

$$K^{(s)}(t) = X^{(s)}(t) - X^0(t) / X^0(t)$$

Aux concentrations qui sont supérieures au bruit de fond de la campagne, c'est-à-dire qui présentent un écart relatif important, ont été attribué une classe de surcontamination, allant de la classe avec la plus faible surcontamination, caractérisée par « 1 », à la classe la plus fortement surcontaminée, caractérisé par « 5 ».

En s'affranchissant ainsi du niveau de contamination  $X^0(t)$  de la campagne à la date t, cet indicateur permet des comparaisons entre les campagnes.

La performance globale du modèle capteur est chiffrée par le coefficient de détermination  $R^2$  et le Rapport Signal / Bruit (RSB). Si le  $R^2$  traduit bien la force de la dépendance entre la valeur de la concentration mesurée et celles des variables explicatives, il ne renseigne pas sur la qualité des mesures réalisées par le capteur qui s'évalue sur le niveau de dispersion des mesures d'une même concentration dans l'eau (le niveau d'iso-contamination  $X_0$ ). Le RSB mesure bien cela indépendamment de toute liaison. Plus le RSB est élevé, mieux le modèle est adapté.

Afin de mesurer la précision des résultats du modèle capteur, les intervalles de confiance ont été calculés (1) pour la réponse du capteur, (2) pour les concentrations dans l'eau et (3) pour les écarts relatifs au bruit de fond.

### IX.3. Résultats et discussion

Ce modèle statistique apporte la possibilité de comparer les campagnes entre elles et de déterminer ainsi des tendances temporelles. Il permet également de s'affranchir de la concentration dans la moule au profit d'une concentration dans l'eau calculée pour les contaminants calibrés.

Au total, un ensemble de 39 stations réparties en Méditerranée française dispose pour au moins 5 des 6 campagnes triannuelles réalisées entre 2000 et 2015 de données pour 7 métaux (cadmium, chrome, mercure, cuivre, nickel, zinc et plomb) et pour 3 contaminants organiques (fluoranthène, PCB 153 et pp'DDE).

Les niveaux élevés des coefficients de détermination  $R^2$  et des rapports signal / bruit (RSB) obtenus pour un bon nombre de contaminants, surtout pour les métaux (à l'exception du chrome), confirme le bon ajustement du modèle (Tableau 16). Cela va bien dans le sens de la réalité d'un effet capteur.

**Tableau 16.** Coefficient de détermination  $R^2$  et RSB (rapport signal / bruit) du modèle capteur moule pour les contaminants retenus, qui ont été mesurés dans l'ensemble des campagnes triannuelles entre 2000 et 2015.

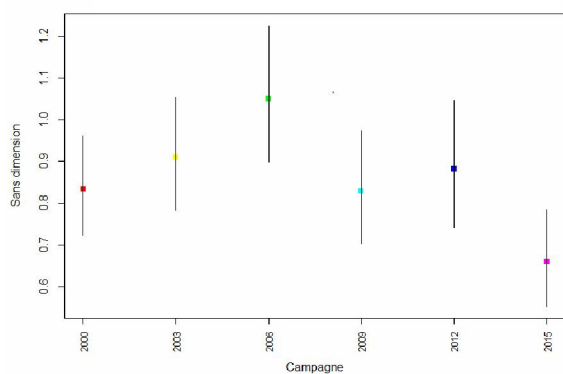
Contaminant	Coefficient de corrélation $R^2$	RSB (Rapport Signal / Bruit)
Nickel	0,40	19
PCB 153	0,56	2
Zinc	0,74	63
Plomb	0,34	22
Chrome	0,07	10
Cuivre	0,39	28
pp'DDE	0,77	6
Mercure	0,80	54
Cadmium	0,85	67
Fluoranthène	0,26	3

La figure 19 représente les niveaux d'iso-contamination (ou bruits de fond) des campagnes pour chaque contaminant retenu. On note la variabilité du bruit de fond entre les campagnes pour un contaminant donné, qui, une fois quantifiée, permet une meilleure évaluation des tendances temporelles.

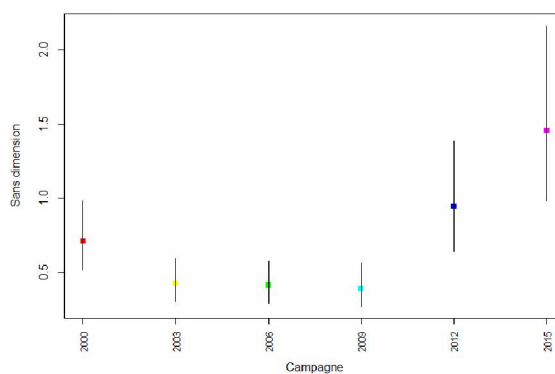
En 2015, le bruit de fond est assez élevé pour le chrome total, le cuivre et le PCB 153 par rapport aux campagnes antérieures. En revanche, un bruit de fond faible est constaté pour le cadmium et le mercure en 2015. Certaines campagnes présentent également un écart-type important du bruit de fond par rapport aux autres campagnes, comme par exemple le fluoranthène et le DDE en 2015.



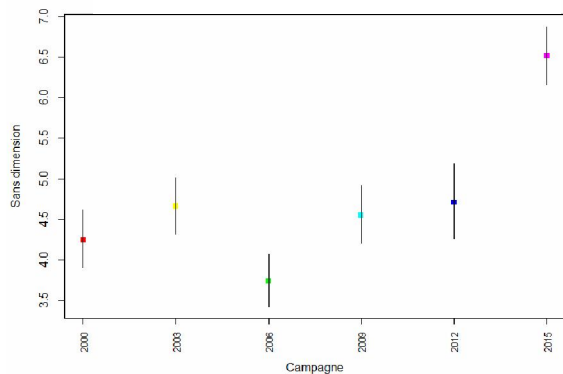
(1) Niveau d'iso-contamination du cadmium



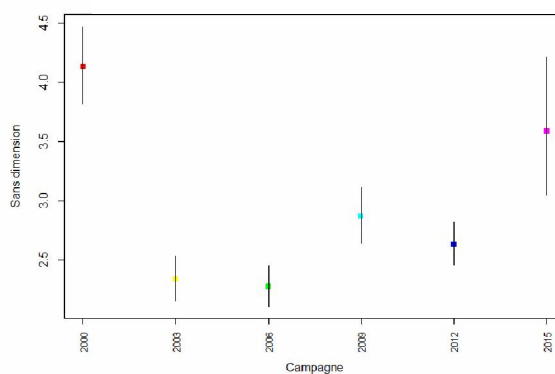
(2) Niveau d'iso-contamination du chrome total



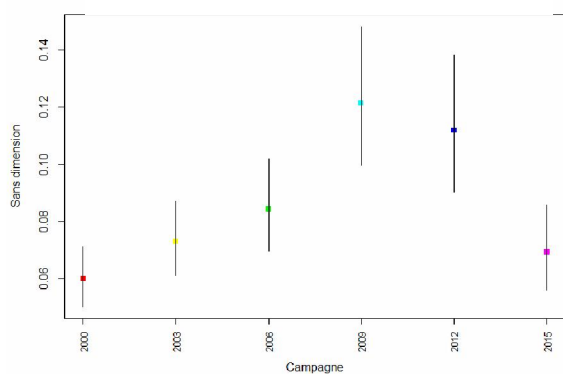
(3) Niveau d'iso-contamination du cuivre



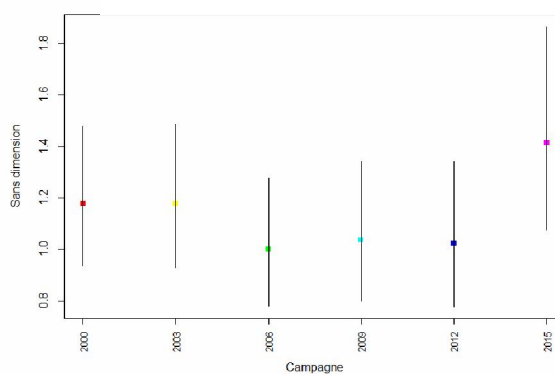
(4) Niveau d'iso-contamination du fluoranthène



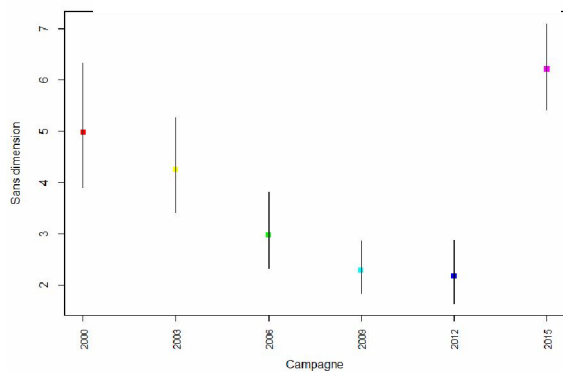
(5) Niveau d'iso-contamination du mercure



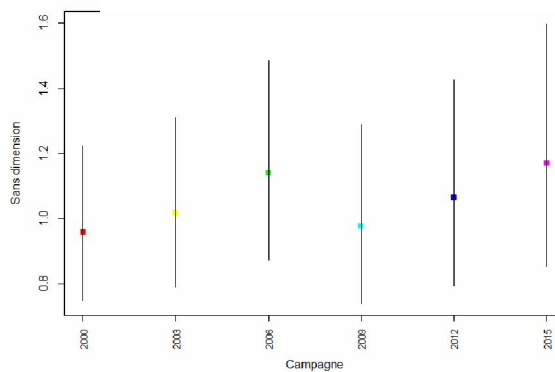
(6) Niveau d'iso-contamination du nickel

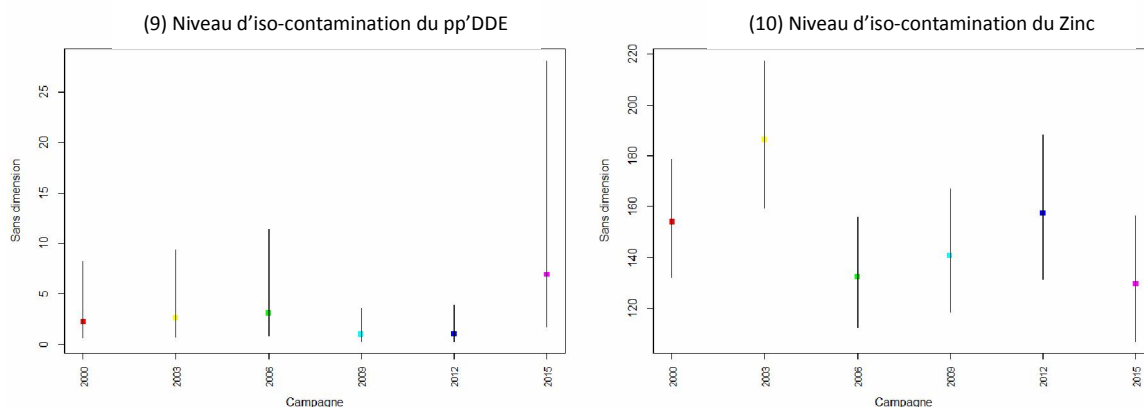


(7) Niveau d'iso-contamination du PCB 153



(8) Niveau d'iso-contamination du plomb





**Figure 19.** Niveaux d'iso-contamination (ou bruit de fond) de chaque campagne pour les contaminants retenus : (1) cadmium, (2) chrome total, (3) cuivre, (4) fluoranthène, (5) mercure, (6) nickel, (7) PCB 153, (8) plomb, (9) pp'DDE, (10) zinc.

Connaissant les bruits de fond des campagnes, il est intéressant de voir quelles stations présentent une surcontamination, c'est-à-dire quelles stations montrent un écart relatif positif des concentrations par rapport au bruit de fond.

Les tableaux 17 à 26 présentent les écarts relatifs des concentrations d'un contaminant donné par rapport au niveau d'iso-contamination de chaque campagne, qui est représenté par la valeur « 0 » (en dessous du ou égale au bruit de fond). Les concentrations qui sont supérieures au bruit de fond de la campagne ont été partagées en 5 classes de surcontamination, allant de la classe avec la plus faible surcontamination, caractérisée par « 1 », à la classe la plus fortement surcontaminée (« 5 »).

Le traitement identifie une majorité de stations où les concentrations sont proches des bruits de fond des campagnes et restent stables dans le temps. En revanche, certaines stations se caractérisent (1) par des événements de surcontamination unique entre 2000 et 2015, ou (2) par une surcontamination chronique.

Le deuxième cas s'applique à plusieurs stations dans les eaux de transition languedociennes, qui présentent une surcontamination chronique depuis 2000.

C'est le cas de l'étang de Bages fortement contaminé en cadmium et en nickel depuis 2000, et dans une moindre mesure en pp'DDE. En revanche, le sud de l'étang montre une amélioration pour le nickel, en passant de la classe la plus surcontaminée en 2000 au bruit de fond en 2015.

L'étang de la Peyrade présente également des concentrations nettement supérieures aux bruits de fond des campagnes pour certains métaux (cadmium, zinc, plomb) et le fluoranthène, le PCB 153 et le pp'DDE, le produit la dégradation ultime des DDT. Pour ces contaminants, l'étang de la Peyrade présente toujours une très forte ou une forte surcontamination par rapport aux bruits de fond des campagnes, à l'exception du zinc, pour lequel les concentrations se rapprochent du bruit de fond à partir de 2009.

L'étang de Vic s'écarte également de plus en plus du niveau d'iso-contamination depuis 2009 pour le cadmium, depuis 2012 pour le PCB 153 et depuis 2015 pour le pp'DDE. En revanche, la contamination en mercure a diminué, en passant d'une forte surcontamination de classe 5 en 2000, 2003 et 2006, à un bruit de fond depuis 2009.

Pour une station donnée, l'évolution temporelle entre 2000 et 2015 montre également des événements uniques de surcontamination de classe 4 ou 5 pour une seule campagne, sans antécédents ou suite de surcontamination pour les autres campagnes.

Ces cas de surcontamination unique sont constatés pour les stations suivantes :

- L'étang de Thau (sud) : surcontamination de classe 4 en pp'DDE en 2015 ;
- Saintes-Maries : surcontamination de classe 4 en PCB 153 en 2012 et en nickel en 2015 ;
- l'embouchure du Rhône : surcontamination de classe 5 en chrome total en 2003 ;
- Bandol : surcontamination de classe 5 en nickel en 2015 ;
- Ile Plane, grande rade de Toulon et Carqueiranne : surcontamination de classe 4 en fluoranthène en 2003 ;
- Porquerolles : surcontamination de classe 4 en chrome total en 2015 ;
- Fréjus ouest : surcontamination de classe 4 en cadmium en 2006 ;
- Cannes ouest : surcontamination de classe 4 en PCB 153 en 2006 ;
- Porto (Corse) : surcontamination de classe 4 en nickel en 2003.

Il est à noter que ces résultats ne peuvent pas être comparés avec les concentrations brutes. Les classes de surcontamination se basent sur des probabilités et dépendent de la variabilité des concentrations au sein de chaque campagne, ainsi que de la biométrie, de la condition physique de la moule à travers son indice de condition et de la variabilité trophique du milieu.

La prise en compte de ces paramètres, spécifiques à chaque campagne, permet de s'affranchir des concentrations brutes et d'analyser les tendances temporelles des contaminations par station.

Considérant que l'évaluation de la qualité chimique des masses d'eau côtières dictée par la Directive Cadre sur l'Eau se base sur la confrontation des résultats à des normes de qualité environnementale (NQE), exprimées pour la plupart en concentration dans l'eau, le modèle pourrait permettre de répondre aux exigences pour les contaminants calibrés. L'objectif poursuivi est donc d'étendre le modèle à l'ensemble des molécules de la DCE bio-accumulées par la moule.

L'introduction des données des campagnes à venir permettra d'élargir la liste des contaminants pris en compte par le modèle et de stabiliser ce dernier pour les contaminants actuellement traités.

En 2015, le nombre de stations RINBIO a été considérablement réduit de 40%, en passant de 118 stations en 2012 (96 en mer, 22 en eaux de transition) à 70 stations en 2015 (50 en mer, 20 en eaux de transition). Ce plan d'échantillonnage réduit a permis de recenser des tendances similaires de la contamination chimique sur la Méditerranée française par rapport à celles constatées en 2012.

Afin de réduire d'avantage les coûts, certaines stations qui sont toujours caractérisées par des bruits de fond pour les contaminants analysés, pourraient donc être retirées.

L'étude des tendances temporelles par station permet d'identifier les stations qui présentent constamment des bruits de fond depuis 2000 pour l'ensemble des contaminants retenus. Ceci est le cas d'Argèles, de Fleury et de Cannes ouest pour les 7 métaux.



Pour les organiques, les stations de Bandol, Saint-Tropez, ainsi que les stations mers en Corse (Pino, Tavignano, Fium Orbo, Porto Vecchio, Propriano, Porto et l'île Rousse) ne présentent aucune surcontamination.

L'étang de Diana est la seule station qui se caractérise depuis 2000 par des bruits de fond pour l'ensemble des 7 métaux et des 3 organiques retenus, mise à part une faible surcontamination de classe 1 pour le nickel en 2006.

Toutes les stations de la campagne 2015 présentent des contaminations supérieures aux bruits de fond des campagnes pour au moins 1 des 10 contaminants retenus.

De plus, le modèle capteur moule montre que 70 stations semblent être un effectif d'échantillon de taille suffisante pour un traitement statistique robuste et fiable.

Le plan d'échantillonnage réduit de 2015 représente donc un bon compromis entre les coûts de mise en œuvre du réseau, la représentativité spatiale des résultats et le suivi des tendances de la contamination chimique sur le pourtour méditerranéen français.

**Tableau 17.** Ecarts relatifs des concentrations en cadmium par rapport au niveau d'isocontamination (bruit de fond) de chaque campagne triennale entre 2000 et 2015. « 0 » : < ou = bruit de fond ; « 1 » : classe 1 de surcontamination, très légèrement > bruit de fond, « 2 » : classe 2 de surcontamination, légèrement > bruit de fond ; « 3 » : classe 3 de surcontamination, moyennement > bruit de fond ; 4 = classe 4 de surcontamination, fortement > bruit de fond ; « 5 » : classe 5 de surcontamination, très fortement > bruit de fond. NA : station non échantillonnée ou manque de données.

CONTAMINATION EN CADMIUM						
Ecarts relatifs (surcontamination de classe "1" à "5") par rapport au bruit de fond ("0") de chaque campagne						
Stations	2000	2003	2006	2009	2012	2015
Argelès	0	0	0	0	0	0
Fleury	0	0	0	0	0	0
Frontignan	0	0	1	0	0	0
Saintes Maries	0	0	0	0	0	1
Embouchure du Rhône	0	0	0	NA	0	0
Ponteau	0	0	0	0	0	0
Carry	0	0	0	0	0	0
Cortiou	0	NA	0	0	0	0
Ile Plane	NA	0	0	0	0	1
La Ciotat	0	0	0	0	0	0
Bandol	0	0	0	0	0	0
Cap Sicié	0	0	0	1	0	0
Ile des Embiez	NA	0	1	0	0	0
Toulon petite rade	0	0	0	0	0	0
Toulon grande rade	0	0	0	0	0	0
Carqueiranne	NA	0	0	0	1	0
Porquerolles	NA	0	0	0	0	0
Cavalaire	0	0	0	0	1	0
Pampelone	0	0	0	0	0	0
Saint Tropez	0	0	0	0	0	0
Fréjus (ouest)	0	0	5	0	0	0
Fréjus (est)	0	0	0	0	0	0
Cannes (ouest)	0	0	0	0	0	0
Menton	0	0	0	0	0	0
Pino	0	2	0	0	0	0
Tavnignano	0	1	0	0	0	0
Fium Orbo	0	0	0	0	0	0
Porto Vecchio	0	0	0	0	0	0
Propriano	0	0	0	0	1	0
Porto	1	1	0	0	0	0
Ile Rousse	2	2	0	0	0	1
Etang de la Palme (05A)	0	0	0	0	0	0
Etang de Bages (sud)	5	NA	5	5	5	5
Etang de Bages (nord)	5	5	0	5	5	5
Etang de Thau (sud)	0	0	0	0	0	1
Etang de Thau (nord)	0	0	0	0	0	0
Etang de la Peyrade	NA	0	4	4	2	5
Etang de Vic	0	NA	0	1	4	5
Etang de Diana	0	0	0	0	0	0

**Tableau 18.** Ecarts relatifs des concentrations en chrome total par rapport au niveau d'isocontamination (bruit de fond) de chaque campagne triennale entre 2000 et 2015. « 0 » : < ou = bruit de fond ; « 1 » : classe 1 de surcontamination, très légèrement > bruit de fond, « 2 » : classe 2 de surcontamination, légèrement > bruit de fond ; « 3 » : classe 3 de surcontamination, moyennement > bruit de fond ; 4 = classe 4 de surcontamination, fortement > bruit de fond ; « 5 » : classe 5 de surcontamination, très fortement > bruit de fond. NA : station non échantillonnée ou manque de données.

CONTAMINATION EN CHROME TOTAL						
Ecarts relatifs (surcontamination de classe "1" à "5") par rapport au bruit de fond ("0") de chaque campagne						
Stations	2000	2003	2006	2009	2012	2015
Argelès	0	0	0	0	0	0
Fleury	0	0	0	0	0	0
Frontignan	0	3	0	1	0	0
Saintes Maries	0	0	0	0	0	0
Embouchure du Rhône	0	5	0	NA	0	0
Ponteau	0	0	0	0	0	1
Carry	0	0	0	0	0	0
Cortiou	0	NA	0	0	0	0
Ile Plane	NA	1	0	0	0	1
La Ciotat	0	0	0	0	0	1
Bandol	0	0	4	0	0	4
Cap Sicié	0	0	0	0	0	0
Ile des Embiez	NA	0	0	0	0	3
Toulon petite rade	0	0	0	0	0	0
Toulon grande rade	0	3	0	1	0	0
Carqueiranne	NA	0	0	0	0	0
Porquerolles	NA	0	0	0	0	4
Cavalaire	0	0	0	0	0	0
Pampelone	0	0	0	0	0	0
Saint Tropez	0	0	0	0	0	0
Fréjus (ouest)	0	0	1	0	0	4
Fréjus (est)	0	0	0	0	0	0
Cannes (ouest)	0	0	0	0	0	0
Menton	0	0	2	0	0	0
Pino	5	5	1	3	0	4
Tavnano	0	0	0	3	0	4
Fium Orbo	0	0	0	1	0	0
Porto Vecchio	0	0	0	0	0	1
Propriano	0	0	0	0	0	0
Porto	0	0	0	0	0	0
Ile Rousse	0	0	0	0	0	0
Etang de la Palme (05A)	0	0	1	0	0	0
Etang de Bages (sud)	1	NA	4	0	0	0
Etang de Bages (nord)	0	0	0	0	1	3
Etang de Thau (sud)	0	0	0	0	0	0
Etang de Thau (nord)	0	0	0	1	0	0
Etang de la Peyrade	NA	0	0	1	1	0
Etang de Vic	0	NA	1	1	0	0
Etang de Diana	0	0	0	0	0	0

**Tableau 19.** Ecarts relatifs des concentrations en mercure par rapport au niveau d'isocontamination (bruit de fond) de chaque campagne triennale entre 2000 et 2015. « 0 » : < ou = bruit de fond ; « 1 » : classe 1 de surcontamination, très légèrement > bruit de fond, « 2 » : classe 2 de surcontamination, légèrement > bruit de fond ; « 3 » : classe 3 de surcontamination, moyennement > bruit de fond ; 4 = classe 4 de surcontamination, fortement > bruit de fond ; « 5 » : classe 5 de surcontamination, très fortement > bruit de fond. NA : station non échantillonnée ou manque de données.

CONTAMINATION EN MERCURE						
Ecarts relatifs (surcontamination de classe "1" à "5") par rapport au bruit de fond ("0") de chaque campagne						
Stations	2000	2003	2006	2009	2012	2015
Argelès	0	0	0	0	0	0
Fleury	0	0	0	0	0	0
Frontignan	0	0	0	0	0	0
Saintes Maries	0	0	0	0	0	0
Embouchure du Rhône	0	0	0	NA	0	0
Ponteau	5	5	1	0	5	4
Carry	1	0	0	0	0	2
Cortiou	0	NA	0	0	0	0
Ile Plane	NA	0	0	0	0	1
La Ciotat	1	0	0	0	0	0
Bandol	0	0	0	0	0	1
Cap Sicié	0	1	0	0	0	0
Ile des Embiez	NA	0	0	0	0	1
Toulon petite rade	5	5	5	5	5	5
Toulon grande rade	5	5	3	2	4	2
Carqueiranne	NA	0	0	0	0	0
Porquerolles	NA	0	0	0	0	0
Cavalaire	0	0	0	0	0	0
Pampelone	0	0	0	0	0	0
Saint Tropez	0	0	0	0	0	0
Fréjus (ouest)	0	0	0	0	0	0
Fréjus (est)	0	0	1	0	0	0
Cannes (ouest)	0	0	0	0	0	0
Menton	0	0	0	0	0	0
Pino	0	0	0	0	0	0
Tavignano	0	0	0	0	0	0
Fium Orbo	0	0	0	0	0	0
Porto Vecchio	0	0	0	1	0	0
Propriano	0	0	0	0	0	0
Porto	0	0	0	0	0	0
Ile Rousse	0	0	0	0	0	0
Etang de la Palme (05A)	5	4	0	0	1	4
Etang de Bages (sud)	2	NA	0	0	0	3
Etang de Bages (nord)	0	0	0	0	0	0
Etang de Thau (sud)	0	0	0	0	0	0
Etang de Thau (nord)	1	0	0	0	0	0
Etang de la Peyrade	NA	0	0	0	0	0
Etang de Vic	5	NA	5	0	0	0
Etang de Diana	0	0	0	0	0	0

**Tableau 20.** Ecarts relatifs des concentrations en cuivre par rapport au niveau d'isocontamination (bruit de fond) de chaque campagne triennale entre 2000 et 2015. « 0 » : < ou = bruit de fond ; « 1 » : classe 1 de surcontamination, très légèrement > bruit de fond, « 2 » : classe 2 de surcontamination, légèrement > bruit de fond ; « 3 » : classe 3 de surcontamination, moyennement > bruit de fond ; 4 = classe 4 de surcontamination, fortement > bruit de fond ; « 5 » : classe 5 de surcontamination, très fortement > bruit de fond. NA : station non échantillonnée ou manque de données.

CONTAMINATION EN CUIVRE						
Ecarts relatifs (surcontamination de classe "1" à "5") par rapport au bruit de fond ("0") de chaque campagne						
Stations	2000	2003	2006	2009	2012	2015
Argelès	0	0	0	0	0	0
Fleury	0	0	0	0	0	0
Frontignan	0	0	0	0	0	0
Saintes Maries	0	0	1	0	0	0
Embouchure du Rhône	0	0	0	NA	0	0
Ponteau	0	0	0	0	0	0
Carry	0	0	0	0	0	0
Cortiou	0	NA	0	0	0	0
Ile Plane	NA	0	0	0	0	0
La Ciotat	0	0	0	0	0	0
Bandol	0	0	0	0	0	2
Cap Sicié	0	0	0	0	0	0
Ile des Embiez	NA	0	0	0	0	0
Toulon petite rade	3	0	0	0	0	0
Toulon grande rade	0	0	0	0	0	0
Carqueiranne	NA	0	0	0	0	1
Porquerolles	NA	0	0	0	0	0
Cavalaire	0	0	0	0	0	0
Pampelone	0	0	3	0	0	0
Saint Tropez	0	1	0	0	0	1
Fréjus (ouest)	0	1	4	0	0	0
Fréjus (est)	0	0	0	0	0	3
Cannes (ouest)	0	0	0	0	0	0
Menton	0	0	0	0	0	0
Pino	0	0	0	0	0	0
Tavignano	0	0	0	0	0	0
Fium Orbo	0	0	0	0	0	0
Porto Vecchio	0	0	0	0	0	0
Propriano	0	0	0	0	0	0
Porto	0	0	0	0	0	0
Ile Rousse	0	0	0	0	0	0
Etang de la Palme (05A)	0	0	3	0	0	0
Etang de Bages (sud)	3	NA	1	0	0	0
Etang de Bages (nord)	3	0	0	1	1	0
Etang de Thau (sud)	0	0	0	0	0	0
Etang de Thau (nord)	0	0	0	0	0	0
Etang de la Peyrade	NA	0	0	0	0	0
Etang de Vic	0	NA	0	1	0	0
Etang de Diana	0	0	0	0	0	0

**Tableau 21.** Ecarts relatifs des concentrations en nickel par rapport au niveau d'isocontamination (bruit de fond) de chaque campagne triennale entre 2000 et 2015. « 0 » : < ou = bruit de fond ; « 1 » : classe 1 de surcontamination, très légèrement > bruit de fond, « 2 » : classe 2 de surcontamination, légèrement > bruit de fond ; « 3 » : classe 3 de surcontamination, moyennement > bruit de fond ; 4 = classe 4 de surcontamination, fortement > bruit de fond ; « 5 » : classe 5 de surcontamination, très fortement > bruit de fond. NA : station non échantillonnée ou manque de données.

CONTAMINATION EN NICKEL						
Ecarts relatifs (surcontamination de classe "1" à "5") par rapport au bruit de fond ("0") de chaque campagne						
Stations	2000	2003	2006	2009	2012	2015
Argelès	0	0	0	0	0	0
Fleury	0	0	0	0	0	0
Frontignan	0	1	0	0	0	0
Saintes Maries	0	0	0	0	0	4
Embouchure du Rhône	0	0	0	NA	1	0
Ponteau	0	0	0	0	0	1
Carry	0	0	0	0	0	0
Cortiou	0	NA	0	0	0	0
Ile Plane	NA	0	0	0	0	1
La Ciotat	0	0	0	0	0	0
Bandol	0	0	0	0	0	5
Cap Sicié	0	0	0	0	0	0
Ile des Embiez	NA	0	0	0	0	1
Toulon petite rade	0	0	0	0	0	0
Toulon grande rade	0	0	0	0	0	0
Carqueiranne	NA	0	0	1	0	0
Porquerolles	NA	0	0	0	0	4
Cavalaire	0	0	1	1	0	0
Pampelone	0	0	0	0	0	0
Saint Tropez	0	0	0	0	0	0
Fréjus (ouest)	0	0	4	0	0	5
Fréjus (est)	0	0	0	0	0	0
Cannes (ouest)	0	0	0	0	0	0
Menton	0	1	1	0	0	0
Pino	5	4	0	1	0	5
Tavnano	1	0	0	0	0	4
Fium Orbo	0	0	0	0	0	0
Porto Vecchio	0	1	0	0	0	0
Propriano	0	0	0	0	0	0
Porto	0	4	0	0	0	0
Ile Rousse	0	0	0	0	0	0
Etang de la Palme (05A)	0	3	0	0	0	0
Etang de Bages (sud)	5	NA	4	1	0	0
Etang de Bages (nord)	5	4	0	4	2	4
Etang de Thau (sud)	0	0	0	0	0	0
Etang de Thau (nord)	0	0	0	0	0	0
Etang de la Peyrade	NA	0	0	0	0	0
Etang de Vic	0	NA	3	0	0	0
Etang de Diana	0	0	1	0	0	0

**Tableau 22.** Ecarts relatifs des concentrations en zinc par rapport au niveau d'isocontamination (bruit de fond) de chaque campagne triennale entre 2000 et 2015. « 0 » : < ou = bruit de fond ; « 1 » : classe 1 de surcontamination, très légèrement > bruit de fond, « 2 » : classe 2 de surcontamination, légèrement > bruit de fond ; « 3 » : classe 3 de surcontamination, moyennement > bruit de fond ; 4 = classe 4 de surcontamination, fortement > bruit de fond ; « 5 » : classe 5 de surcontamination, très fortement > bruit de fond. NA : station non échantillonnée ou manque de données.

CONTAMINATION EN ZINC						
Ecarts relatifs (surcontamination de classe "1" à "5") par rapport au bruit de fond ("0") de chaque campagne						
Stations	2000	2003	2006	2009	2012	2015
Argelès	0	0	0	0	0	0
Fleury	0	0	0	0	0	0
Frontignan	0	0	0	0	0	0
Saintes Maries	0	0	0	0	0	0
Embouchure du Rhône	0	0	0	NA	0	0
Ponteau	0	0	0	0	0	0
Carry	0	0	0	0	0	1
Cortiou	0	NA	0	0	0	1
Ile Plane	NA	0	0	0	0	0
La Ciotat	0	0	0	0	0	0
Bandol	0	0	0	0	0	0
Cap Sicié	0	0	0	0	0	0
Ile des Embiez	NA	0	0	0	0	0
Toulon petite rade	0	0	0	0	0	0
Toulon grande rade	0	0	0	0	0	0
Carqueiranne	NA	0	0	0	0	0
Porquerolles	NA	0	0	0	0	0
Cavalaire	0	0	0	0	0	0
Pampelone	0	0	0	0	0	0
Saint Tropez	0	0	2	0	0	0
Fréjus (ouest)	1	0	0	0	0	0
Fréjus (est)	0	0	0	0	0	0
Cannes (ouest)	0	0	0	0	0	0
Menton	0	0	0	0	0	0
Pino	0	0	0	0	0	0
Tavignano	0	0	0	0	0	0
Fium Orbo	0	0	0	0	0	1
Porto Vecchio	0	0	0	0	1	0
Propriano	0	0	0	0	1	0
Porto	0	0	0	0	0	0
Ile Rousse	0	0	0	0	0	0
Etang de la Palme (05A)	0	0	0	0	0	1
Etang de Bages (sud)	0	NA	0	0	0	0
Etang de Bages (nord)	2	2	0	0	1	0
Etang de Thau (sud)	0	1	0	0	0	0
Etang de Thau (nord)	0	1	0	1	0	1
Etang de la Peyrade	NA	0	3	1	1	0
Etang de Vic	0	NA	0	0	0	0
Etang de Diana	0	0	0	0	0	0

**Tableau 23.** Ecarts relatifs des concentrations en plomb par rapport au niveau d'isocontamination (bruit de fond) de chaque campagne triennale entre 2000 et 2015. « 0 » : < ou = bruit de fond ; « 1 » : classe 1 de surcontamination, très légèrement > bruit de fond, « 2 » : classe 2 de surcontamination, légèrement > bruit de fond ; « 3 » : classe 3 de surcontamination, moyennement > bruit de fond ; 4 = classe 4 de surcontamination, fortement > bruit de fond ; « 5 » : classe 5 de surcontamination, très fortement > bruit de fond. NA : station non échantillonnée ou manque de données.

CONTAMINATION EN PLOMB						
Ecarts relatifs (surcontamination de classe "1" à "5") par rapport au bruit de fond ("0") de chaque campagne						
Stations	2000	2003	2006	2009	2012	2015
Argelès	0	0	0	0	0	0
Fleury	0	0	0	0	0	0
Frontignan	0	0	0	0	0	0
Saintes Maries	0	0	0	0	0	0
Embouchure du Rhône	0	0	0	NA	0	0
Ponteau	0	1	0	0	0	0
Carry	0	1	0	1	0	0
Cortiou	1	NA	0	0	0	0
Ile Plane	NA	0	0	0	0	0
La Ciotat	0	0	0	0	0	0
Bandol	0	0	0	0	0	0
Cap Sicié	0	0	0	0	0	0
Ile des Embiez	NA	0	0	0	0	0
Toulon petite rade	5	5	4	5	5	4
Toulon grande rade	1	0	1	2	1	0
Carqueiranne	NA	0	0	0	0	0
Porquerolles	NA	0	0	0	0	0
Cavalaire	0	0	0	0	0	0
Pampelone	0	0	0	0	0	0
Saint Tropez	0	0	0	0	0	0
Fréjus (ouest)	0	0	0	0	0	0
Fréjus (est)	0	0	0	0	0	0
Cannes (ouest)	0	0	0	0	0	0
Menton	0	0	0	0	0	0
Pino	0	0	0	0	0	0
Tavignano	0	0	0	0	0	0
Fium Orbo	0	0	0	0	0	0
Porto Vecchio	0	0	0	0	0	0
Propriano	0	0	0	0	0	0
Porto	0	0	0	0	0	0
Ile Rousse	0	0	0	0	0	0
Etang de la Palme (05A)	0	0	0	0	0	0
Etang de Bages (sud)	0	NA	0	0	0	0
Etang de Bages (nord)	0	0	2	0	0	0
Etang de Thau (sud)	0	0	0	0	0	0
Etang de Thau (nord)	0	0	0	0	0	1
Etang de la Peyrade	NA	5	5	5	5	5
Etang de Vic	0	NA	0	0	0	1
Etang de Diana	0	0	0	0	0	0



**Tableau 24.** Ecarts relatifs des concentrations en fluoranthène par rapport au niveau d'isocontamination (bruit de fond) de chaque campagne triennale entre 2000 et 2015. « 0 » : < ou = bruit de fond ; « 1 » : classe 1 de surcontamination, très légèrement > bruit de fond, « 2 » : classe 2 de surcontamination, légèrement > bruit de fond ; « 3 » : classe 3 de surcontamination, moyennement > bruit de fond ; 4 = classe 4 de surcontamination, fortement > bruit de fond ; « 5 » : classe 5 de surcontamination, très fortement > bruit de fond. NA : station non échantillonnée ou manque de données.

CONTAMINATION EN FLUORANTHENE						
Ecarts relatifs (surcontamination de classe "1" à "5") par rapport au bruit de fond ("0") de chaque campagne						
Stations	2000	2003	2006	2009	2012	2015
Argelès	0	0	0	0	0	0
Fleury	0	0	3	0	0	0
Frontignan	0	0	0	0	1	0
Saintes Maries	0	0	1	0	0	0
Embouchure du Rhône	0	0	0	NA	0	0
Ponteau	0	0	1	0	0	0
Carry	0	0	0	0	0	0
Cortiou	0	NA	0	0	0	0
Ile Plane	NA	4	0	0	0	0
La Ciotat	0	0	0	0	0	0
Bandol	0	0	0	0	0	0
Cap Sicié	0	2	0	0	0	0
Ile des Embiez	NA	0	0	0	0	0
Toulon petite rade	4	4	3	5	4	2
Toulon grande rade	0	4	0	0	0	0
Carqueiranne	NA	4	0	0	0	0
Porquerolles	NA	0	0	0	0	0
Cavalaire	0	0	0	0	0	0
Pampelone	0	4	3	0	0	0
Saint Tropez	0	0	0	0	0	0
Fréjus (ouest)	0	0	0	0	0	0
Fréjus (est)	0	0	1	0	0	0
Cannes (ouest)	0	0	0	3	1	0
Menton	3	0	3	0	0	0
Pino	0	0	0	0	0	0
Tavnano	0	0	0	0	0	0
Fium Orbo	3	0	0	0	0	0
Porto Vecchio	0	0	0	0	0	0
Propriano	0	0	0	0	0	0
Porto	0	0	0	0	0	0
Ile Rousse	0	0	0	0	0	0
Etang de la Palme (05A)	0	0	0	0	1	0
Etang de Bages (sud)	2	NA	0	0	1	0
Etang de Bages (nord)	0	0	0	0	0	0
Etang de Thau (sud)	0	0	0	0	4	0
Etang de Thau (nord)	1	0	0	4	0	1
Etang de la Peyrade	NA	4	1	5	4	2
Etang de Vic	0	NA	0	1	0	0
Etang de Diana	0	0	0	0	0	0

**Tableau 25.** Ecarts relatifs des concentrations en PCB153 par rapport au niveau d'isocontamination (bruit de fond) de chaque campagne triennale entre 2000 et 2015. « 0 » : < ou = bruit de fond ; « 1 » : classe 1 de surcontamination, très légèrement > bruit de fond, « 2 » : classe 2 de surcontamination, légèrement > bruit de fond ; « 3 » : classe 3 de surcontamination, moyennement > bruit de fond ; 4 = classe 4 de surcontamination, fortement > bruit de fond ; « 5 » : classe 5 de surcontamination, très fortement > bruit de fond. NA : station non échantillonnée ou manque de données.

CONTAMINATION EN PCB153						
Ecarts relatifs (surcontamination de classe "1" à "5") par rapport au bruit de fond ("0") de chaque campagne						
Stations	2000	2003	2006	2009	2012	2015
Argelès	0	0	0	0	0	0
Fleury	0	0	0	0	0	0
Frontignan	0	0	0	0	0	0
Saintes Maries	0	0	0	0	4	0
Embouchure du Rhône	0	0	0	NA	3	3
Ponteau	0	0	2	0	4	0
Carry	0	0	0	0	5	2
Cortiou	5	NA	4	4	5	4
Ile Plane	NA	3	4	0	5	1
La Ciotat	0	0	1	0	0	0
Bandol	0	0	0	0	0	0
Cap Sicié	0	0	0	0	0	1
Ile des Embiez	NA	0	0	0	0	0
Toulon petite rade	5	3	4	4	5	4
Toulon grande rade	3	2	2	4	5	1
Carqueiranne	NA	0	0	0	0	0
Porquerolles	NA	0	1	0	0	0
Cavalaire	0	0	0	0	0	0
Pampelone	0	0	3	0	0	0
Saint Tropez	0	0	0	0	0	0
Fréjus (ouest)	0	0	0	0	0	0
Fréjus (est)	0	0	0	0	0	0
Cannes (ouest)	0	0	4	0	0	0
Menton	3	0	0	0	0	0
Pino	0	0	0	0	0	0
Tavnano	0	0	0	0	0	0
Fium Orbo	0	0	0	0	0	0
Porto Vecchio	0	0	0	0	0	0
Propriano	0	0	0	0	0	0
Porto	0	0	0	0	0	0
Ile Rousse	0	0	0	0	0	0
Etang de la Palme (05A)	0	0	0	0	0	0
Etang de Bages (sud)	0	NA	0	0	0	1
Etang de Bages (nord)	0	0	0	0	0	1
Etang de Thau (sud)	0	0	0	0	0	1
Etang de Thau (nord)	1	0	0	0	5	4
Etang de la Peyrade	NA	3	4	4	5	4
Etang de Vic	0	NA	0	0	4	4
Etang de Diana	0	0	0	0	0	0

**Tableau 26.** Ecarts relatifs des concentrations en pp'DDE par rapport au niveau d'isocontamination (bruit de fond) de chaque campagne triennale entre 2000 et 2015. « 0 » : < ou = bruit de fond ; « 1 » : classe 1 de surcontamination, très légèrement > bruit de fond, « 2 » : classe 2 de surcontamination, légèrement > bruit de fond ; « 3 » : classe 3 de surcontamination, moyennement > bruit de fond ; 4 = classe 4 de surcontamination, fortement > bruit de fond ; « 5 » : classe 5 de surcontamination, très fortement > bruit de fond. NA : station non échantillonnée ou manque de données.

CONTAMINATION EN pp'DDE						
Ecarts relatifs (surcontamination de classe "1" à "5") par rapport au bruit de fond ("0") de chaque campagne						
Stations	2000	2003	2006	2009	2012	2015
Argelès	3	0	0	0	1	0
Fleury	3	0	0	0	1	0
Frontignan	0	0	0	0	1	0
Saintes Maries	0	0	0	0	0	0
Embouchure du Rhône	0	0	0	NA	1	4
Ponteau	0	0	0	0	0	0
Carry	0	0	0	0	0	0
Cortiou	0	NA	0	0	0	0
Ile Plane	NA	1	0	0	0	0
La Ciotat	0	0	1	0	0	0
Bandol	0	0	0	0	0	0
Cap Sicié	0	0	0	0	0	1
Ile des Embiez	NA	0	0	0	0	0
Toulon petite rade	0	0	1	0	2	0
Toulon grande rade	0	0	0	0	0	0
Carqueiranne	NA	0	0	0	0	0
Porquerolles	NA	0	0	0	0	0
Cavalaire	0	0	3	0	0	0
Pampelone	0	0	0	0	0	0
Saint Tropez	0	0	0	0	0	0
Fréjus (ouest)	2	0	4	0	0	0
Fréjus (est)	1	0	0	0	0	0
Cannes (ouest)	0	0	0	0	0	0
Menton	4	0	0	0	1	4
Pino	0	0	0	0	0	0
Tavignano	0	0	0	0	0	0
Fium Orbo	0	0	0	0	0	0
Porto Vecchio	0	0	0	0	0	0
Propriano	0	0	0	0	0	0
Porto	0	0	0	0	0	0
Ile Rousse	0	0	0	0	0	0
Etang de la Palme (05A)	0	0	0	0	0	4
Etang de Bages (sud)	4	NA	0	2	1	4
Etang de Bages (nord)	3	0	0	0	2	4
Etang de Thau (sud)	0	0	0	0	0	4
Etang de Thau (nord)	0	0	0	0	0	0
Etang de la Peyrade	NA	0	0	2	2	4
Etang de Vic	0	NA	0	0	0	2
Etang de Diana	0	0	0	0	0	0



## X. Conclusions

Les travaux réalisés dans le cadre du réseau RINBIO entre 1996 et 2015 et les études associées ont permis d'atteindre les objectifs fixés lors de l'étude de faisabilité du réseau et de développer l'outil station artificielles de moules pour le suivi de la contamination chimique à l'échelle du littoral méditerranéen français.

La logistique, la structure des mouillages, les opérations de pose et de relève, principalement en mer, ont été particulièrement améliorées et permettent d'optimiser les coûts inhérents à un tel réseau, avec des taux de récupération des mouillages exceptionnels (100 % en 2015). Les choix concernant les conditions de mises en œuvre des transplants (sélection du lot de moule, état physiologique des lots, période de pose...) sont indispensables à la validité des résultats et permettent d'opérer selon des protocoles standardisés.

La faiblesse des indices de concentration des échantillons et des teneurs en lipides n'a pas eu de conséquence sur la discrimination des stations contaminées. Il faudra cependant bien définir pour les prochaines campagnes une procédure de stabulation pré-immersion qui permette de garantir un meilleur état physiologique des échantillons.

La corrélation forte et significative entre l'indice de condition et la concentration tissulaire de certains contaminants, permet à l'échelle du réseau, d'ajuster les résultats et de les comparer entre eux lorsque la comparaison des résultats bruts est biaisée par la croissance des échantillons.

Sur la base de cette expérience unique dans le domaine de la surveillance, le programme MYTILOS a permis de dresser pour la première fois une carte de la contamination chimique à l'échelle de la Méditerranée Occidentale (trois façades continentales, îles Baléares, Sicile, Sardaigne, Corse et Maghreb) avec le soutien du programme INTERREG III B / MEDOCC, du PNUE/PAM - MEDPOL et de l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée et Corse. La technique a également été utilisée en Méditerranée orientale dans le cadre des programmes MYTIMED, MYTIAD, MYTIOR et MYTITURC. Depuis, l'ensemble de la Méditerranée a été couvert, ce qui constitue le premier jeu de données disponible dans le champ moyen à l'échelle de toute la Méditerranée obtenu avec la même technique et les mêmes méthodes analytiques.

La campagne 2015 du RINBIO a également atteint les objectifs qui lui étaient fixés, en permettant à l'échelle des masses d'eau retenues au titre du contrôle de surveillance de la Directive Cadre Eau d'évaluer les niveaux des molécules bioaccumulables des annexes IX et X de la DCE.

Le changement de prestataire pour l'analyse des contaminants organiques n'a pas altéré le traitement et l'interprétation des résultats mais a montré qu'il était important à terme d'harmoniser les limites de quantification pour l'ensemble des contaminants à l'échelle de chaque campagne pour faciliter le suivi des tendances.

L'amélioration du nouvel outil statistique (modèle de capteur « moule ») a permis d'intégrer la variabilité interannuelle des conditions abiotiques et biotiques et de quantifier l'influence du milieu sur les concentrations mesurées dans les moules.

Ainsi, les bruits de fond des campagnes RINBIO entre 2000 et 2015 ont pu être calculés et comparés entre les campagnes pour 7 métaux (Cd, Cr, Hg, Cu, Ni, Zn et Pb) et pour 3 contaminants organiques (fluoranthène, PCB 153 et pp'DDE).

Le modèle offre aussi la possibilité de la tendance temporelle pour une station sur un ensemble de 39 stations suivies de façon pérenne pour au moins 5 des 6 campagnes RINBIO entre 2000 et 2015.

La majorité des stations présentent des concentrations des contaminants égales ou proches des bruits de fond des campagnes. Les autres stations montrent soit des événements de surcontamination unique entre 2000 et 2015, ou elles sont caractérisées par une surcontamination plus ou moins chronique, surtout dans les eaux de transition.

Le modèle a également permis de s'affranchir de la concentration dans la moule au profit d'une concentration dans l'eau calculée pour les contaminants calibrés. Considérant que l'évaluation de la qualité chimique des masses d'eau côtières dictée par la Directive Cadre sur l'Eau se base jusqu'à aujourd'hui principalement sur la confrontation des résultats à des normes de qualité environnementale (NQE) exprimées en concentration dans l'eau, le modèle pourrait apporter une réponse aux exigences de la directive (pour les contaminants calibrés).

Ces nouvelles avancées vont permettre après 20 ans d'existence de proposer une nouvelle architecture du réseau permettant d'optimiser son déploiement. Les économies de moyens réalisées devraient permettre de focaliser les efforts sur le calibrage du modèle pour de nouveaux contaminants, dans l'attente de NQE définies pour le biote.

## XI. Références bibliographiques

- Andral B., Sargian P. (2010a). Directive Cadre Eau. District « Rhône et côtiers méditerranéens ». Contrôle de surveillance/opérationnel. Campagne DCE 2009. Rapport de contrat AERMC (RST.DOP/LER-PAC/10-19), 129 p. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00038/14923/>
- Andral B., Sargian P. (2010b). Directive Cadre eau - District « Corse » : Contrôles de surveillance/opérationnel (campagne DCE 2009). Rapport de contrat (RST.DOP/LER-PAC/10-20), 99 p. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00028/13918/>
- Andral B., F. Galgani., C. Tomasino., C. Blottière., A. Scarpato., J. Benedicto., S. Deudero., A. Cento., M. Calvo., S. Benbrahim., M. Boulmahdid and C. Sammari., 2010. Chemical contamination baseline in the Western basin of Mediterranean Sea based on transplanted mussels: the MYTILOS project. *Arch Environ Contam Toxicol*. DOI 10.1007/s00244-010-9599.
- Andral B., Stanisière J. Y., Sauzade D., Damier E., Thébault H., Galgani F., Boissery P., 2004. Monitoring chemical contamination levels in the Mediterranean based on the use of mussel caging. *Marine Pollution Bulletin*. 49. 704-712.
- Andral B., Stanisière J.Y., Thébault H., Boissery P., 2001. Surveillance des niveaux de contamination chimique et radiologique en Méditerranée basée sur l'utilisation de stations artificielles de moules. Conférence au 36ème congrès de la CIESM, Monaco 2001, volume 36 (1), 107-108.
- Andral B., 2001. Surveillance et contrôle de la contamination marine du littoral méditerranéen à l'aide de bio-accumulateurs. Séminaire International projet Interreg IIC. Barcelone, 28-29-30 novembre 2001.
- Andral B., Stanisière J.Y., 2000. Transplants de moules : approche méthodologique pour la surveillance spatio-temporelle de la qualité des milieux littoraux. Le Réseau Intégrateurs Biologiques en Méditerranée. 25<sup>ème</sup> anniversaire du RNO.
- Andral B., Stanisière J. Y., Sauzade D., Henocque Y., Thébault H., 1999. Coastal environment monitoring through mussel caging: a mussel watch à la carte. Colloque franco – japonais, Tokyo, 6 – 7 février 1999.
- Andral B., Stanisière J. Y., Sauzade D., Henocque Y., Thébault H., Boissery P., 1998. Etude des niveaux de contamination chimique en Méditerranée basée sur l'utilisation de stations artificielles de moules. Rapport du 35<sup>ème</sup> congrès de la CIESM, Dubrovnik, 1998, volume 35 (1), 224-225.
- Andral B., Stanisière J. Y., Sauzade D., 1998. Approche de la contamination chimique dans la zone de dilution des apports le long de la façade méditerranéenne française. Colloque CIRMED, Marseille, octobre 1998.
- Bouchoucha M., Andral B. (2010) RINBIO 2010 : Surveillance de la contamination chimique en Méditerranée basée sur les capacités accumulatrices de la moule - détermination d'une réponse universelle de capteur. RST.DOPLER/PAC/10-14, septembre 2010.
- Casas S., 2005. Modélisation de la bioaccumulation de métaux traces (Hg, Cd, Pb, Cu et Zn) chez la moule, *Mytilus galloprovincialis*, en milieu méditerranéen, Thèse de doctorat. Université du Sud-Toulon-Var (France): 314 pp.  
<http://www.ifremer.fr/docelec/notice/2005/notice356.htm>
- Casas S. et Bacher C., 2006. Modelling trace metal (Hg and Pb) bioaccumulation in the Mediterranean mussel, *Mytilus galloprovincialis*, applied to environmental monitoring. *Journal of Sea Research* 56: 168-181.
- Casas S., Gonzalez J.L., Andral B and Cossa D., 2008. Relation between metal concentration in water and metal content of marine mussels (*Mytilus galloprovincialis*): impact of physiology. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 27, No. 7, pp. 1543–1552, 2008.

- Circulaire ministérielle DCE 2007/20, 2007. Document de cadrage pour la constitution et la mise en œuvre du programme de surveillance (contrôle de surveillance, contrôles opérationnels, contrôles d'enquête et contrôles additionnels) pour les eaux littorales (eaux côtières et eaux de transition).
- Circulaire ministérielle DCE 2007/23, 2007. Document définissant les Normes de Qualité Environnementales provisoires (NQEp) des 41 substances impliquées dans l'évaluation de l'état chimique des masses d'eau ainsi que des substances pertinentes du programme national de réduction des substances dangereuses dans l'eau.
- Claïsse D. (2007) -RNO : Surveillance du milieu marin Edition 2006, 51 pp.
- Commission Européenne, 2003. Technical guidance Document (TGD) on risk assessment of chemical substances following European regulations and directives. 2<sup>nd</sup> edition Ispra (Italy): European Chemicals Bureau (ECB); JRC-Ispra (VA). <http://ecb.jrc.it/tgdoc>.
- Cossa D., Claisse D., Hatt J.C., Andral B., Stanisière J.Y., Buestel D., Bougrier S., 1998 De l'usage de la méthode des transplants de moule pour le suivi de la contamination chimique le long des côtes méditerranéennes françaises. Rapport Ifremer DEL/PC, RA 708, mars 1998.
- Galgani F., C. Martínez-Gómez, F.Giovanardi, G. Romanelli, M. Calvo, J. Caixap, A Cento, A Scarpato, S BenBrahim, C Sammari, S Deudero, M Boulahdid & B Andral., 2010. Assessment of polycyclic aromatic hydrocarbon concentrations in mussels (*Mytilus galloprovincialis*) from the North West basin of the Mediterranean sea (the Mytilos project). *Environmental Monitoring and Assessment*. DOI :10.1007/s10661-010-1335-5
- Gonzalez J.L., Bouchoucha M., Chiffolleau J.F., Andral B., 2013. Surveillance de la contamination chimique en Méditerranée. Calibrage du capteur moule. Rapport Ifremer RST.ODE/LER-PAC-13-01. 114p.
- Lysis 2013. Traitement des données RINBIO pour le calibrage du biocapteur "moule". 124p.
- Marchand M. et Tixier C., 2005. Analyse du risque chimique en milieu marin. L'approche méthodologique européenne. Editions de l'Ifremer / 126 pp.
- Sargian P., Andral B., Derolez V. (2013a). Réseaux de surveillance DCE - Campagne 2012 – District « Rhône et côtiers méditerranéens ». Rapport de contrat AERMC (RST.ODE/UL/LER/PAC/13-27), 132 p. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00170/28133/>
- Sargian P., Andral B., Derolez V. (2013b). Réseaux de surveillance DCE – Campagne 2012 – District « Corse ». Rapport de contrat AERMC (RST.ODE/UL/LER/PAC/13-26), 109 p. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00170/28134/>
- Scarpato, A., Romanelli, G., Galgani, F., Giordano, P., Andral, B., Amici, M., Calvo, M., Caixap, J., Campillo, J.A., Benedicto, J., Cento, A., BenBrahim, S., Sammari, S., Deudero, S., Boulahdid, M., Giovannardi, F., 2009. Western Mediterranean coastal waters - Monitoring PCBs and Pesticides accumulation in *Mytilus galloprovincialis* by active mussel watching: the Mytilos project. *J. Environ. Monit.* DOI: 10.1039/b920455e.
- Thébault, H., Andral B. et al.2008. <sup>137</sup>Cs baseline levels in the Mediterranean and Black Sea: A cross-basin survey of the CIESM Mediterranean mussel watch programme. *200 Mar. Pollut. Bull*, Volume 57, Issues 6-12, Pages 801-806.
- Witkowski F. Andral B., Derolez V., Tomasino C. Campagne de surveillance DCE 2015 en Méditerranée française. RST.ODE/UL/LER-PAC/17-05, 79 p.



# Annexes

## Annexe 1

### Limites de quantification des contaminants analysés dans le cadre de la campagne DCE 2015.

Contaminant	Classe	Code CAS	Unité	Limite de quantification 2015	Limite de quantification 2015 / 2
Acénaphthène	HAP	83-32-9	µg/kg	1	0,5
Acénaphthylène	HAP	208-96-8	µg/kg	1	0,5
Aldrine	Pesticide	309-00-2	µg/kg	2	1
Alpha HCH	Pesticide	319-84-6	µg/kg	1	0,5
Anthracène	HAP	120-12-7	µg/kg	1	0,5
Argent	Métal	7440-22-4	mg/kg	0,05	0,025
Arsenic	Métalloïde	7440-38-2	mg/kg	0,5	0,25
Benzo(a)anthracène	HAP	56-55-3	µg/kg	2,5	1,25
Benzo(a)pyrène	HAP	50-32-8	µg/kg	3	1,5
Benzo(b)fluoranthène	HAP	205-99-2	µg/kg	3	1,5
Benzo(g,h,i)pérylène	HAP	191-24-2	µg/kg	5	2,5
Benzo(k)fluoranthène	HAP	207-08-9	µg/kg	3	1,5
Beta HCH	Pesticide	319-85-7	µg/kg	1	0,5
C10-13Chloroalcanes	Alcanes	85535-84-8	mg/kg	0,5	0,25
Cadmium	Métal	7440-43-9	mg/kg	0,05	0,025
Chlorfenvinphos	Pesticide	470-90-6	µg/kg	1	0,5
Chrome total	Métal	7440-47-3	mg/kg	0,25	0,125
Chrysène	HAP	218-01-9	µg/kg	2,5	1,25
Cuivre	Métal	7440-50-8	mg/kg	2,5	1,25
Delta HCH	Pesticide	319-86-8	µg/kg	1	0,5
Dibenzo(a,h)anthracène	HAP	53-70-3	µg/kg	5	2,5
Dibutylétain	Biocide	1002-53-5	µg Sn/kg	5	2,5
Dieldrine	Pesticide	60-57-1	µg/kg	2	1
Diéthylhexylphtalate (DEHP)	Polymère	117-81-7	µg/kg	10	5
Endosulfan alpha	Pesticide	959-98-8	µg/kg	3	1,5
Endosulfan alpha+beta	Pesticide	115-29-7	µg/kg	3	1,5
Endosulfan beta	Pesticide	33213-65-9	µg/kg	3	1,5
Endosulfan sulfate	Pesticide	1031-07-8	µg/kg	3	1,5
Endrine	Pesticide	72-20-8	µg/kg	2	1
Ethylchlorpyrifos	Pesticide	2921-88-2	µg/kg	2	1
Fluoranthène	HAP	206-44-0	µg/kg	2	1
Fluorène	HAP	86-73-7	µg/kg	1	0,5
Gamma HCH (lindane)	Pesticide	58-89-9	µg/kg	1	0,5
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	HAP	193-39-5	µg/kg	5	2,5
Isodrine	Pesticide	465-73-6	µg/kg	2	1
Mercure	Métal	7439-97-6	mg/kg	0,015	0,0075
Monobutylétain	Biocide	78763-54-9	µg Sn/kg	5	2,5
Naphtalène	HAP	91-20-3	µg/kg	5	2,5
Nickel	Métal	7440-02-0	mg/kg	0,25	0,125
Nonylphénol (mélange technique)	Pesticide	25145-52-3	µg/kg	10	5
op' DDT		789-02-6	µg/kg	5	2,5
PCB 101	PCB	37680-73-2	µg/kg	0,15	0,075
PCB 105	PCB	32589-14-4	µg/kg	0,15	0,075
PCB 118	PCB	31508-00-6	µg/kg	0,15	0,075
PCB 138	PCB	35065-28-2	µg/kg	0,3	0,15
PCB 153	PCB	35065-27-1	µg/kg	0,3	0,15
PCB 156	PCB	38380-08-4	µg/kg	0,3	0,15
PCB 180	PCB	35065-29-3	µg/kg	0,15	0,075
PCB 28	PCB	7012-37-5	µg/kg	0,5	0,25
PCB 52	PCB	35693-99-3	µg/kg	0,1	0,05
Pentachlorophénol	Pesticide	87-86-5	µg/kg	0,5	0,25
Phénanthrène	HAP	85-01-8	µg/kg	1	0,5
Plomb	Métal	7439-92-1	mg/kg	0,05	0,025
pp' DDD		72-54-8	µg/kg	0,25	0,125
pp' DDE		72-55-9	µg/kg	0,25	0,125
pp' DDT		50-29-3	µg/kg	5	2,5
Pyrène	HAP	129-00-0	µg/kg	2	1
Tributylétain (TBT)	Biocide	36643-28-4	µg Sn/kg	5	2,5
Trifluraline	Pesticide	1582-09-8	µg/kg	0,5	0,25
1,2,4-trichlorobenzène		120-82-1	µg/kg	10	5
4-n-octylphénol		1806-26-4	µg/kg	0,5	0,25
4-n-nonylphénol			µg/kg	0,5	0,25
4-ter-octylphénol		140-66-9	µg/kg	0,5	0,25
Zinc	Métal	7440-66-6	mg/kg	25	12,5

## Annexe 2

Résultats bruts de la campagne RINBIO 2015 (stations RINBIO en blanc, station RINBIO-DCE en gris).

Code et nom station	IC (pois sec sans tare/poids moy par pillulier)	PCB (µg/kg sec)								
		PCB101	PCB105	PCB118	PCB138	PCB153	PCB156	PCB 180	PCB 28	PCB 52
01A03 - Banyuls2	0,12	0,82	0,15	0,59	2,08	3,53	0,15	0,08	0,25	0,15
02A0 - Argeles	0,10	1,02	0,16	0,67	2,34	4,18	0,15	0,08	0,25	0,11
07A - Port la nouvelle	0,14	1,87	0,33	1,16	4,19	6,79	0,15	0,19	0,25	0,37
07B - Fleury	0,13	1,21	0,18	0,70	2,65	4,69	0,15	0,28	0,25	0,19
07G - Cap Agde Sud	0,14	2,08	0,32	1,15	4,41	7,56	0,15	0,28	0,25	0,46
10A0 - Frontignan	0,12	0,93	0,08	0,52	2,10	3,97	0,15	0,08	0,25	0,10
10E - Grau du roi - recif limite NE	0,15	2,03	0,21	0,94	4,03	7,55	0,15	0,35	0,25	0,32
15A - Stes maries	0,13	2,29	0,63	2,93	11,17	21,17	0,15	1,68	0,25	1,13
15B - Emb rhône	0,08	6,43	0,58	2,67	10,80	20,42	0,33	1,69	0,25	0,67
16B - Ponteau	0,10	2,10	0,23	1,17	5,14	9,00	0,15	0,44	0,25	0,22
18A - Carry	0,09	2,89	0,59	2,30	8,58	13,28	0,15	0,52	0,25	0,28
Pomègues	0,09	2,86	0,62	2,29	7,81	12,31	0,15	0,70	0,25	0,35
20A0 - Cortiou 2	0,06	1,17	0,08	0,73	5,13	9,51	0,15	0,80	0,25	0,05
20C - ile plane	0,06	0,59	0,08	0,38	2,76	5,04	0,15	0,35	0,25	0,05
Cap canaille	0,05	0,36	0,08	0,21	1,10	1,94	0,15	0,08	0,25	0,05
21A0 - La ciotat 2	0,06	0,08	0,08	0,08	0,42	0,61	0,15	0,08	0,25	0,05
21B - Bandol	0,06	0,15	0,08	0,08	0,49	0,72	0,15	0,08	0,25	0,05
21C - Sicie	0,05	0,45	0,08	0,40	1,83	2,98	0,15	0,08	0,25	0,05
21E - ile embiez	0,06	0,08	0,08	0,37	1,44	2,82	0,15	0,08	0,25	0,05
22C - Toulon pte rade	0,09	9,85	2,53	9,38	21,31	32,66	0,94	1,83	0,52	1,14
22B - Toulon gde rade	0,05	0,57	0,08	0,47	2,15	3,28	0,15	0,08	0,25	0,05
Toulon gde rade coffre	0,05	0,48	0,08	0,46	1,88	2,83	0,15	0,08	0,25	0,05
22E - Carqueiranne	0,05	0,27	0,08	0,19	1,03	1,81	0,15	0,08	0,25	0,05
23F - Porquerolles	0,05	0,08	0,08	0,08	0,15	0,15	0,15	0,08	0,25	0,05
Ile Levant Sud DC	0,04	0,08	0,08	0,08	0,42	0,44	0,15	0,08	0,25	0,05
24B - Cavalaire	0,05	0,08	0,08	0,08	0,15	0,15	0,15	0,08	0,25	0,05
25A - Pampelone	0,05	0,08	0,08	0,08	0,15	0,15	0,15	0,08	0,25	0,05
26A - St tropez	0,05	0,21	0,08	0,08	0,49	0,49	0,15	0,08	0,25	0,05
27A - Frejus ouest	0,06	0,54	0,08	0,39	1,06	1,47	0,15	0,08	0,25	0,05
27B - Frejus est	0,06	0,22	0,08	0,08	0,68	0,87	0,15	0,08	0,25	0,05
28A0 - Cannes ouest	0,05	0,17	0,08	0,08	0,39	0,49	0,15	0,08	0,25	0,05
29E - Antibes sud	0,05	0,30	0,08	0,16	0,90	1,28	0,15	0,08	0,25	0,05
Antibes nord DC	0,06	0,36	0,08	0,23	1,03	1,51	0,15	0,08	0,25	0,05
Rade villefranche DC	0,05	0,16	0,19	0,90	1,97	3,20	0,15	0,08	0,25	0,05
30A - Menton	0,05	0,46	0,08	0,23	1,54	2,54	0,15	0,08	0,25	0,05
31A - Pino	0,05	0,08	0,08	0,08	0,55	0,88	0,15	0,08	0,25	0,05
31D - Rogliano	0,05	0,08	0,08	0,08	0,15	0,64	0,15	0,08	0,25	0,05
Poggio-mezzana	0,05	0,08	0,08	0,08	0,32	0,55	0,15	0,08	0,25	0,05
34C - Tavignano	0,05	0,29	0,08	0,20	1,18	2,05	0,15	0,08	0,25	0,05
34B - Fium orbo	0,06	0,08	0,08	0,08	0,49	1,22	0,15	0,08	0,25	0,05
39A - porto vecchio	0,05	0,08	0,08	0,08	0,41	0,95	0,15	0,08	0,25	0,05
Santa giulia	0,06	0,41	0,08	0,31	1,29	2,39	0,15	0,08	0,25	0,05
Goulet de Bonifacio	0,05	0,51	0,61	2,73	4,97	7,94	0,15	0,08	0,25	0,13
Figari-Bruzzi DC	0,04	0,08	0,08	0,08	0,36	0,73	0,15	0,08	0,25	0,05
43B0 - Propriano	0,05	0,08	0,08	0,08	0,15	0,45	0,15	0,08	0,25	0,05
Cargèse Nord	0,05	0,08	0,08	0,08	0,82	1,58	0,15	0,08	0,25	0,05
46A - Porto	0,05	0,08	0,08	0,08	0,58	1,05	0,15	0,08	0,25	0,05
48B - Ile rousse	0,05	0,08	0,08	0,08	0,84	1,64	0,15	0,08	0,25	0,05
Revellata SM	0,05	0,26	0,08	0,15	1,13	2,14	0,15	0,08	0,25	0,05
50A - St florent	0,05	0,08	0,08	0,08	0,52	1,20	0,15	0,08	0,25	0,05
50E - Canari	0,05	0,19	0,08	0,16	1,04	1,69	0,15	0,08	0,25	0,05
04A - Etg salses	0,08	1,00	0,19	0,92	2,00	4,72	0,15	0,17	0,25	0,13
LEN - Leucate Nord	0,05	0,44	0,08	0,43	1,26	3,21	0,15	0,08	0,25	0,05
LAP 2015	0,07	0,35	0,08	0,53	1,31	2,51	0,15	0,08	0,25	0,05
05A - Etg La Palme	0,06	0,33	0,08	0,45	1,06	2,54	0,15	0,08	0,25	0,05
06A - Etg bages sud	0,06	0,93	0,27	1,28	2,61	6,09	0,15	0,08	0,25	0,10
06B - Etg bages nord	0,07	1,57	0,38	2,04	3,28	7,63	0,15	0,08	0,25	0,12
GRU - Gruissan	0,09	2,62	0,69	3,21	5,78	13,64	0,15	0,64	0,25	0,35
09A - Etang de thau sud	0,07	1,35	0,08	1,42	2,16	9,10	0,15	0,08	0,25	0,15
09B - Etang de thau nord	0,08	5,60	0,78	5,44	11,35	29,37	0,32	1,46	0,25	0,54
11F - Etang de Lapeyrade	0,09	20,76	9,68	29,62	55,24	88,22	4,04	13,00	1,01	2,08
INN - Ingril Nord	0,08	7,76	1,60	6,91	17,44	37,69	0,59	2,77	0,25	0,81
11A - Etang de Vic	0,08	3,60	1,03	4,63	10,89	24,77	0,15	1,39	0,25	0,36
PRE - Prevost est	0,05	3,08	3,30	11,53	32,03	58,17	1,02	6,14	0,61	1,73
MEW - Mejean ouest	0,10	11,79	3,63	14,17	35,91	67,90	2,07	12,44	1,01	2,28
GRC - Grec	0,11	15,83	4,43	15,66	37,98	69,75	1,68	10,35	1,39	2,62
Vacares centre	0,03	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
BER-Berre	0,08	26,55	3,81	13,76	31,46	51,16	0,82	3,09	1,87	6,22
35A - Etang de diana	0,09	0,51	0,08	0,46	1,15	2,52	0,15	0,08	0,25	0,16
37A - Etang de palo	0,09	3,54	1,08	4,11	5,87	10,92	0,15	0,49	0,25	0,73

Code et nom station	Métaux (mg/kg sec)								Arsenic (mg/kg sec)
	Hg	Ni	Cu	Zn	Ag	Cd	Pb	Cr	
01A03 - Banyuls2	0,064	1,6	4,4	117	0,01	0,56	1,42	1,900	29,27
02A0 - Argeles	0,052	1,4	3,8	98	0,01	0,57	1,31	1,600	24,15
07A - Port la nouvelle	0,049	4,7	4,4	74	0,01	0,49	1,12	6,900	23,98
07B - Fleury	0,058	1,1	4,2	107	0,03	0,52	1,41	1,200	25,24
07G - Cap Agde Sud	0,057	1,0	4,0	85	0,02	0,46	0,88	1,200	25,13
10A0 - Frontignan	0,066	1,3	4,3	120	0,02	0,51	0,95	1,500	23,53
10E - Grau du roi - recif limite NE	0,060	1,8	4,5	114	0,03	0,52	0,96	2,400	24,08
15A - Stes maries	0,060	1,9	5,1	115	0,02	0,49	1,16	2,100	21,95
15B - Emb. rhône	0,078	1,5	4,8	126	0,02	0,65	1,28	2,000	30,05
16B - Ponteau	0,126	1,7	4,4	129	0,00	0,70	1,13	2,500	18,93
18A - Carry	0,113	1,6	4,1	163	0,01	0,72	1,29	1,600	11,11
Pomègues	0,105	1,5	4,4	137	0,01	0,78	1,45	1,700	29,63
20A0 - Cortiou 2	0,132	1,5	5,0	218	0,01	1,16	1,59	1,200	25,17
20C - ile plane	0,142	2,3	5,2	187	0,02	1,26	1,70	2,600	26,95
Cap canaille	0,157	2,1	5,4	189	0,01	1,30	1,53	1,100	47,83
21A0 - La ciotat 2	0,142	2,1	4,6	187	0,02	1,09	1,20	2,600	29,25
21B - Bandol	0,143	6,0	6,1	166	0,05	1,11	1,43	8,100	27,54
21C - Sicie	0,126	1,5	4,6	173	0,02	1,07	1,45	1,600	26,12
21E - ile embiez	0,138	2,4	5,0	142	0,01	1,06	1,44	3,500	27,27
22C - Toulon pte rade	0,208	1,4	5,5	124	0,02	0,62	2,86	2,200	18,13
22B - Toulon gde rade	0,181	1,7	5,2	185	0,03	1,13	1,81	1,900	29,93
Toulon gde rade coffre	0,179	1,9	5,8	184	0,04	1,21	2,34	1,400	27,66
22E - Carqueiranne	0,132	1,4	5,6	177	0,03	1,26	1,52	1,300	23,53
23F - Porquerolles	0,155	4,0	5,5	213	0,03	1,31	1,38	5,400	27,01
Ile Levant Sud DC	0,142	2,2	5,1	187	0,02	1,37	1,40	2,700	26,62
24B - Cavalaire	0,128	1,7	4,9	216	0,04	1,23	1,27	1,700	29,10
25A - Pampelone	0,136	1,6	5,3	185	0,01	1,34	1,28	1,200	29,58
26A - St tropez	0,119	1,1	6,0	161	0,01	1,08	1,55	1,100	26,47
27A - Frejus ouest	0,114	4,3	5,2	156	0,02	0,98	1,26	6,800	27,01
27B - Frejus est	0,112	1,8	7,8	187	0,03	1,10	1,67	1,700	29,50
28A0 - Cannes ouest	0,122	1,5	5,1	166	0,02	1,20	1,26	1,300	28,47
29E - Antibes sud	0,131	1,6	4,5	173	0,01	1,08	1,23	1,500	28,99
Antibes nord DC	0,103	2,3	4,4	144	0,01	1,02	1,20	2,900	22,07
Rade villefranche DC	0,145	1,5	4,6	197	0,01	1,16	1,75	1,500	30,13
30A - Menton	0,113	1,6	4,1	133	0,02	0,99	1,09	1,500	25,71
31A - Pino	0,138	4,3	4,5	213	0,01	1,37	1,46	4,300	25,58
31D - Rogliano	0,133	1,8	4,6	196	0,01	1,39	1,26	1,500	13,16
Poggio-mezzana	0,155	2,3	4,9	180	0,02	1,30	1,46	2,900	24,81
34C - Tavignano	0,141	3,4	4,6	168	0,01	1,31	1,18	4,200	26,95
34B - Fium orbo	0,136	1,7	5,1	217	0,00	1,11	1,30	1,600	23,62
39A - porto vecchio	0,130	2,2	4,6	184	0,01	1,24	1,20	2,700	26,36
Santa giulia	0,134	4,8	4,8	176	0,01	1,37	1,22	7,500	25,71
Goulet de Bonifacio	0,133	1,7	5,6	143	0,00	0,85	1,67	2,000	28,19
Figari-Bruzzi DC	0,140	1,9	4,4	197	0,01	1,51	1,31	1,500	31,39
43B0 - Propriano	0,120	2,1	4,3	196	0,01	1,26	1,29	2,300	25,64
Cargese Nord	0,134	1,1	3,6	162	0,02	1,03	1,11	1,000	23,72
46A - Porto	0,127	1,3	3,8	177	0,01	1,16	1,16	1,100	24,63
48B - Ile rousse	0,133	1,6	5,0	207	0,09	1,42	1,20	1,100	21,64
Revellata SM	0,124	2,2	4,5	177	0,03	1,26	1,15	2,600	25,71
50A - St florent	0,125	1,9	4,3	188	0,02	1,27	1,20	1,500	19,26
50E - Canari	0,130	3,9	4,2	187	0,01	1,28	1,29	3,400	22,73
04A - Etg salses	0,076	3,5	7,0	135	0,05	0,84	0,71	4,600	28,68
LEN - Leucate Nord	0,124	5,0	7,6	174	0,03	1,21	1,45	7,200	31,17
LAP 2015	0,239	1,9	6,6	189	0,10	0,80	0,79	3,300	31,15
05A - Etg La Palme	0,187	2,3	8,1	251	0,14	1,11	1,28	2,400	34,04
06A - Etg bages sud	0,168	2,5	5,2	158	0,04	2,14	1,06	2,100	36,29
06B - Etg bages nord	0,092	4,3	7,5	193	0,07	3,05	1,18	3,300	27,08
GRU - Gruissan	0,072	1,5	5,8	177	0,04	0,80	0,82	0,900	48,00
09A - Etang de thau sud	0,080	1,2	6,7	173	0,03	1,01	1,19	1,500	27,41
09B - Etang de thau nord	0,081	1,7	6,9	193	0,06	0,86	1,47	1,600	26,87
11F - Etang de Lapeyrade	0,052	1,5	7,8	145	0,02	1,19	6,85	1,100	13,02
11N - Ingril Nord	0,077	1,7	7,5	146	0,07	0,70	1,32	1,200	22,37
11A - Etang de Vic	0,073	2,4	8,5	169	0,06	1,54	1,42	1,200	25,79
PRE - Prevost est	0,134	1,9	8,0	197	0,14	0,86	1,52	1,800	22,98
MEW - Mejean ouest	0,094	1,8	9,2	136	0,16	0,75	1,73	1,400	11,91
GRC - Grec	0,147	1,5	8,9	140	0,15	0,60	1,28	1,100	11,47
Vacares centre	0,208	4,8	9,0	353	0,02	2,77	2,54	2,500	NA
BER-Berre	0,083	1,7	7,1	159	0,06	1,02	0,85	1,100	22,59
35A - Etang de diana	0,081	1,2	2,8	84	0,01	0,57	0,23	0,900	25,94
37A - Etang de palo	0,309	1,4	3,7	116	0,03	0,48	0,47	0,800	23,87





