

Département Océanographie et Dynamisme des Ecosystèmes – Unité « Littoral »
Laboratoire Environnement Ressources Provence Azur Corse

Tiphaine MILLE
Aourel MAUFFRET
Jérôme BAUDRIER
Nathalie WESSEL
Marc BOUCHOUCHA

Juillet 2018

ETUDE DE LA CONTAMINATION CHIMIQUE CHEZ QUATRE ESPECES DE POISSON EN MEDITERRANEE

Rapport final des actions 2017-2018 du dispositif de suivi CONTAMED



Fiche documentaire

Titre du rapport : Etude de la contamination chimique chez quatre espèces de poisson en Méditerranée.	
Référence interne : RST.ODE / UL / LER-PAC / 18-04 Diffusion : <input checked="" type="checkbox"/> libre (internet) <input type="checkbox"/> restreinte (intranet) – date de levée d’embargo : AAA/MM/JJ <input type="checkbox"/> interdite (confidentielle) – date de levée de confidentialité : AAA/MM/JJ	Date de publication : Juillet 2018 Version : 1.0.0 Référence de l’illustration de couverture Photothèque Ifremer Ifremer/Michelle Brochen Langue(s) : Français
Résumé/ Abstract : <p>Le dispositif de suivi CONTAMED vise à suivre les niveaux de contamination de plusieurs maillons de réseaux trophiques méditerranéens et à approfondir la compréhension des processus de bioaccumulation et de transfert des contaminants métalliques et organiques. CONTAMED se décompose en 3 protocoles ; les actions 2017-2018 correspondent à la réalisation des protocoles 1 et 3.</p> <p>Le protocole 1 est le suivi de la contamination en mercure dans le muscle des 2 espèces communes de rougets le long de la façade méditerranéenne française avec pour objectif supplémentaire cette année de mieux appréhender les variations saisonnières de la contamination en mercure dans le but de définir la période d’échantillonnage optimale et donc de stabiliser le protocole du réseau de surveillance. En 2017, un total de 875 rougets a été capturé par des pêcheurs professionnels dont 284 rougets de roche <i>M. surmuletus</i> et 591 rougets de vase <i>M. barbatus</i>. Le seuil sanitaire du Hg (défini par la commission Européenne) est dépassé pour 6 % des échantillons (n = 51 / 875). L’existence d’un gradient géographique est observée chez les deux espèces depuis la mise en place de ce réseau de surveillance en 2012, il perdure en 2017. Les niveaux de contamination mesurés dans le muscle sont les plus faibles pour les poissons pêchés à Banyuls et les plus élevés dans les échantillons de la Seyne sur mer. L’absence de variation saisonnière des concentrations en mercure, observée à partir de l’ensemble des données acquises au sein de ce suivi, permet au réseau d’être optimisé à un unique échantillonnage dans l’année.</p> <p>L’objectif du protocole 3 est de mieux caractériser la contamination des espèces de poissons vivant sur plateau continental et profonds. En 2017 s’ajoute l’objectif de renseigner les descripteurs DCSMM 4, 8 et 9 puisque les données obtenues seront utilisées pour l’évaluation du BEE en 2024. Par ailleurs, une évaluation intermédiaire est proposée dans ce rapport. Afin de répondre aux objectifs, une étude trophique (analyses des contenus stomacaux et des isotopes stables du carbone et de l’azote) couplée à une analyse des contaminants chimiques (organiques et métalliques) est réalisée. Grâce à la campagne de chalutage MEDITS 2017, 476 poissons ont été pêchés regroupant 81 merlus européens, 152 rougets de vase, 127 roussettes et 116 sébastes chèvre sur 27 stations de prélèvements réparties sur 4 zones d’évaluation définies à partir de 2 environnements (l’Est du golfe du Lion et la Corse orientale) et 2 tranches bathymétriques (le plateau continental entre 75 et</p>	

150 m de profondeur et le rebord du plateau continental près des têtes de canyon où la profondeur est supérieure à 400 m). Les résultats obtenus confirment la faisabilité technique du protocole 3 basé sur les campagnes halieutiques. Les résultats des analyses trophiques relèvent que les 4 espèces étudiées sont de niveau trophique similaire. Chaque espèce possède son propre régime alimentaire avec quelques variations intra-spécifique selon les zones de prélèvement résultant probablement de la disponibilité des proies. Les concentrations en PCB mesurées en Corse sont plus faibles que celles mesurées dans le golfe du Lion, ce qui semble exclure une pression importante de contamination chimique en Corse contrairement au golfe du Lion où la contamination en PCB semble liée aux apports du Rhône. En ce qui concerne les contaminants métalliques, seul le sébaste présente des concentrations plus importantes en Corse que dans le golfe du Lion, reflet de l'oligotrophie plus prononcée des eaux en Corse. A cela s'ajoute un effet de la bathymétrie sur les concentrations en mercure puisque les concentrations semblent plus élevées près des têtes de canyons chez le merlu et la rousette.

Mots-clés/ Key words :

Contaminants chimiques ; Réseaux trophiques ; Méditerranée, Surveillance, DCSMM

Comment citer ce document :

Mille, T., Mauffret, A., Baudrier, J., Wessel, N., Bouchouca, M., 2018. Etude de la contamination chimique chez quatre espèces de poisson en Méditerranée. Rapport final des actions 2017-2018 du dispositif de suivi CONTAMED.

Disponibilité des données de la recherche :

DOI :

Commanditaire du rapport :

Nom / référence du contrat :

- Rapport intermédiaire
 Rapport définitif

Projets dans lesquels ce rapport s'inscrit (programme européen, campagne, etc.) :
 Programme CONTAMED

Auteur(s) / adresse mail	Affiliation / Direction / Service, laboratoire
Mille Tiphaine tiphaine.mille@ifremer.fr	Ifremer /ODE/LER-PAC
Bouchouca marc.bouchouca@ifremer.fr	Marc Ifremer/ODE/LER-PAC

Encadrement(s) :

Destinataire : AERMC

Validé par :

Aourel Mauffret
 Jérôme Baudrier
 Nathalie Wessel

Sommaire

Introduction générale.....	6
Objectifs des actions 2017-2018.....	6
Protocole 1 : Suivi de la contamination en mercure des rougets à l'échelle locale.....	7
Matériels et Méthodes	7
Méthodologie générale	7
Echantillonnage	8
Préparation des échantillons.....	9
Résultats et discussions	10
Effectifs et biométrie	10
Concentration en mercure	11
Variation saisonnière des concentrations en mercure.....	13
Bilan - Perspectives - Recommandations du protocole 1	16
Protocole 3 : Niveaux de contamination en contaminants métalliques et organiques chez quatre espèces démersales dans le Golfe du Lion et en Corse.....	17
Matériels et Méthodes	17
Méthodologie générale	17
Echantillonnage	19
Préparation des échantillons.....	19
Analyses trophiques	20
Analyses de la contamination chimique.....	21
Résultats.....	22
Résultats de l'échantillonnage MEDITS 2017	22
Analyses trophiques	23
Analyses de la contamination.....	34
Bilan - Perspectives - Recommandations du protocole 3	47
Evaluation de la contamination chimique selon les indicateurs du D8C1	50
CONTAMED Protocole 1 : Evaluation de la contamination chimique	50
CONTAMED Protocole 3 : Evaluation de la contamination chimique	52
Références bibliographiques.....	59

Introduction générale

Les impacts liés aux apports anthropiques de contaminants chimiques sont une des préoccupations majeures pour le maintien du bon état des écosystèmes marins en termes de structure et de fonctionnement.

L'étude du devenir et des effets des contaminants chimiques dans le milieu marin, en particulier dans les réseaux trophiques, est l'un des sujets prioritaires identifiés par l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse.

De ce contexte découle le programme CONTAMED, né en 2012 d'une des nombreuses collaborations entre l'Agence de l'Eau RMC et Ifremer, contribuant au déploiement de réseaux de surveillance des eaux marines. Les objectifs du programme CONTAMED portent sur la documentation et la cartographie des niveaux de contamination des contaminants métalliques et organiques de différents maillons de réseaux trophiques méditerranéens afin d'appréhender les phénomènes d'amplification et donc de transferts des contaminants tout au long de la chaîne alimentaire. Le suivi CONTAMED permet ainsi de mieux comprendre le fonctionnement des réseaux trophiques.

Le programme CONTAMED s'articule autour de trois protocoles complémentaires :

- protocole 1 : suivi tous les 2 mois de la contamination en mercure chez les rougets (*Mullus Barbatius* et *Mullus surmuletus*) le long de la façade méditerranéenne (prélèvements faits par des pêcheurs professionnels),
- protocole 2 : suivi tous les 3 ans de la contamination en métaux lourds et PCB dans le muscle de merlus (*Merluccius merluccius*) prélevés dans 3 zones le long de la façade méditerranéenne (prélèvements faits par des pêcheurs professionnels),
- protocole 3 : suivi tous les 3 ans des niveaux de contamination en métaux lourds et contaminants organiques des espèces démersales à l'échelle de la façade méditerranéenne (prélèvements faits dans le cadre de la campagne MEDITS).

Objectifs des actions 2017-2018

En 2017, les protocoles 1 et 3 ont été réalisés. En effet, pour des raisons logistiques (conflit avec la campagne RINBIO 2018), la réalisation du protocole 3 a été anticipée d'une année. Les objectifs du suivi CONTAMED 2017 sont les suivants :

- le protocole 1 vise à étudier la variation saisonnière de la contamination en mercure chez deux espèces de rougets afin de stabiliser le protocole du dispositif de surveillance ;
- les objectifs du protocole 3 sont d'acquérir des données sur les compositions isotopiques et les concentrations en contaminants métalliques et organiques des espèces profondes vivant ou se nourrissant près des canyons. Quatre espèces démersales sont suivies dans le golfe du Lion et en Corse. Ces objectifs sont mutualisés avec ceux de deux descripteurs de la DCSMM :
 - Descripteurs 4 - Réseaux trophiques : le critère 1 intitulé « composition spécifique et leur abondance relative (diversité) dans la guilda trophique » qui vise à connaître les compositions isotopiques des espèces en carbone et en azote et mettre à jour les valeurs moyennes de niveaux trophiques particulièrement pour le calcul du descripteur 4 ;

- Descripteur 8 – Contaminants dans le milieu : critère 1 « concentration des contaminants dans le biote (poissons et céphalopodes) » permettant de connaître les concentrations en éléments traces métalliques et en polluants organiques persistants et de les confronter aux différents seuils existants (seuils sanitaires, EAC, BAC, NQE).

Par ailleurs, bien qu'il ne s'agisse pas d'un objectif initial du réseau CONTAMED, les données obtenues peuvent être utilisées pour répondre aux objectifs du descripteur 9 – Questions sanitaires : critère 1 « niveaux de contamination des tissus comestibles dans les produits de la pêche destinés à la consommation humaine capturés ou ramassés dans le milieu naturel » qui vise à suivre les tendances de concentrations en contaminants chimiques listés dans le règlement CE n°1881/2006, ainsi que le nombre de contaminants pour lesquels les teneurs maximales réglementaires ont été dépassés.

Protocole 1 : Suivi de la contamination en mercure des rougets à l'échelle locale

Matériels et Méthodes

Méthodologie générale

Le suivi des concentrations en contaminants chimiques dans l'environnement peut se faire directement par la mesure des concentrations dans l'eau. Cette approche présente l'avantage de produire une valeur immédiate du niveau de contamination à l'endroit considéré. Néanmoins, elle peut s'avérer complexe car 1) la plupart des contaminants suivis sont des éléments à l'état de trace ou hydrophobes ainsi leurs concentrations dans l'eau sont faibles, proches ou inférieures aux limites de quantification des techniques d'analyses, 2) le suivi dans l'eau n'intègre pas la concentration dans le temps et dans l'espace et est soumis à une variabilité spatiale et temporelle possiblement importantes. Le suivi des contaminations chimiques dans l'environnement est donc souvent réalisé en utilisant des matrices intégratrices ou des espèces bio-indicatrices.

Le mercure est présent à l'échelle globale en raison de sa forte volatilité engendrant son transport sur de longues distances via l'atmosphère ainsi que sa grande persistance dans l'environnement (Cossa, 2012). De plus, ses capacités de bioaccumulation dans les organismes et de bioamplification dans les réseaux trophiques, alors qu'il ne présente aucun rôle biologique connu, font de lui un élément dangereux à la fois pour les organismes vivants et la santé des consommateurs.

En Méditerranée, les espèces de rougets (*Mullus* spp.) sont considérées comme étant de bons bio-indicateurs de la contamination chimique du fait de leur sédentarité et de leur mode de vie benthique particulièrement exposés aux contaminants hydrophobes accumulés dans les sédiments et la faune benthique. Les deux espèces considérées (le rouget de vase *Mullus barbatus* et le rouget de roche *Mullus surmuletus*) ont une aire de répartition qui s'étend sur l'ensemble de la Méditerranée, ce qui permet une large comparaison spatiale des résultats et leurs spécificités biologiques et écologiques ont été largement étudiées (Labropoulou et al., 1997; Lombarte et al., 2000). De plus, leur alimentation est connue ce qui est crucial dans la mesure où ce vecteur est une source importante de contamination (contaminants bioaccumulables) chez les poissons (Hall et al., 1997). Ces deux espèces de rougets ont une alimentation comparable, basée sur des petits crustacés benthiques et des annélides polychètes qu'ils capturent en fouissant à l'aide de leurs barbillons mentonniers. Il n'y a pas de changement de l'alimentation au cours de la vie chez le rouget de roche, alors que chez le rouget de vase, les plus gros individus mangent des proies de taille plus importantes, ce qui augmente leur niveau trophique (Bautista-Vega et al., 2008; Harmelin-Vivien et al., 2009; Labropoulou et al., 1997; Machias and Labropoulou, 2002). Les deux espèces de rouget sont considérées plutôt territoriales et se déplacent assez peu (Morat et al., 2012). Une discrimination spatiale entre petits et gros individus est observée chez les deux espèces où les plus gros individus sont la plupart du temps retrouvés sur des sites plus

profonds que les petits (Lombarte et al., 2000). Par conséquent, grâce à leur caractère benthique, leur alimentation sur l'endofaune du sédiment et leurs faibles déplacements, les niveaux de contamination dans les rougets peuvent donc être considérés comme étant relativement représentatifs des niveaux de contamination dans l'environnement.

Pour terminer, ces espèces ont une valeur commerciale forte. Elles sont ciblées par la petite pêche artisanale depuis des millénaires (Cadiou et al., 2009; Leleu et al., 2014; Tserpes et al., 2002). En Méditerranée française, les prises annuelles de rougets atteignent environ 200 tonnes par an ces dernières années (P. Lespagnol, Système d'Information Halieutique Ifremer, comm. pers.). En conséquence, plusieurs programmes tels que MedPOL utilisent le rouget barbet de vase comme espèce bio-indicatrice. En 2012, le programme CONTAMED a lancé un suivi de la contamination en mercure des deux espèces de rougets sur cinq zones situées le long de la façade méditerranéenne française apportant une vision du niveau de la teneur en mercure à l'échelle locale et se propose de le poursuivre en 2017.

Les résultats obtenus du protocole 1 répondent aux questions suivantes :

- Quels sont les niveaux de concentration en mercure dans les deux espèces de rougets en Méditerranée française en 2017 ?
- Les différences spatiales et spécifiques observées les années précédentes sont-elles toujours observées en 2017 ?
- Existe-t-il une variation saisonnière de la contamination en mercure basée sur l'ensemble des données récoltées depuis 2012 ? Comment optimiser le protocole de suivi ?

Echantillonnage

Des individus des deux espèces de rougets principalement observées en Méditerranée française (*Mullus barbatus* Linnaeus, 1758, et *Mullus surmuletus* Linnaeus, 1758) ont été prélevés tous les deux mois entre janvier 2017 et décembre 2017 par des pêcheurs professionnels utilisant des filets trémails et basés dans 4 ports méditerranéens : deux ports du golfe du Lion (Banyuls sur Mer et Sète), deux ports de la région Provence Alpes Côte d'Azur (La Seyne-sur-Mer et Nice) (Figure 1). Cette année, la Corse n'a pas été échantillonnée par manque de pêcheurs pour réaliser l'échantillonnage. Les sites ont été choisis selon un gradient supposé de contamination en mercure déjà utilisé et confirmé dans les précédentes études réalisées dans le cadre de ce suivi (Cresson et al., 2014a). Les ports de Banyuls et Sète sont considérés comme étant faiblement impactés par des pressions anthropiques puisqu'ils sont situés à distance de grandes agglomérations et/ou de ports. Au contraire, la baie de Toulon, notamment sa petite rade, et le port de Nice sont considérés comme les zones les plus contaminées en mercure en Méditerranée française (Andral et al., 2004; Cossa, 2012; Tessier et al., 2011).

Dans chaque zone, les pêcheurs ont reçu la consigne de collecter au minimum 2 kg de poissons. Si nécessaire, cette quantité de poissons pouvait résulter de plusieurs jours de pêche réalisés pendant le mois. Dans ce cas, les poissons sont stockés congelés jusqu'à atteindre cette quantité.

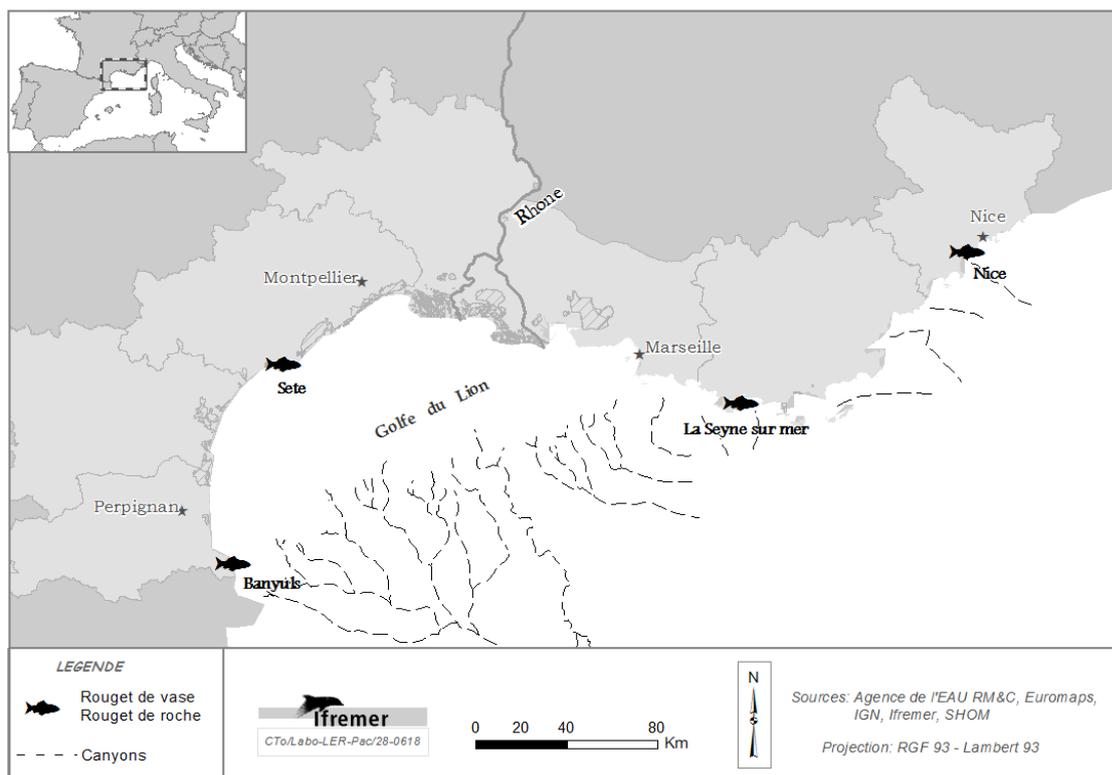


FIGURE 1 : SITES DE PRELEVEMENT DES DEUX ESPECES DE ROUGET BARBET.

Préparation des échantillons

Dissection et mesure des paramètres biométriques

Au laboratoire, les espèces de poissons ont été discriminées selon leur morphologie (Figure 2). Après décongélation, ils ont ensuite été individuellement mesurés (longueur standard entre l'extrémité de la mâchoire et le pédoncule caudal à 0,1 mm près), pesés (0,1 g près). Dans la mesure du possible, le sexe et le stade de maturité ont été déterminés par l'analyse macroscopique des gonades de l'individu. Un échantillon de muscle situé sur le pédoncule caudal (Figure 2) a été prélevé pour l'analyse des concentrations en mercure, conformément aux standards internationaux (Nakhlé et al., 2007). Les échantillons de muscle ont été ensuite congelés, avant lyophilisation et broyage. Enfin, les otolithes ont été extraits et nettoyés à l'eau distillée afin d'estimer l'âge de l'individu.

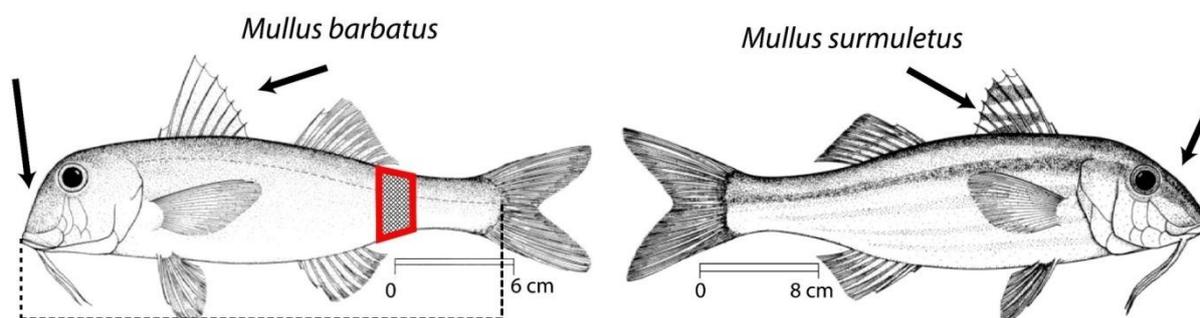


FIGURE 2 : ILLUSTRATIONS DES DEUX ESPECES DE ROUGETS, LE ROUGET DE VASE *MULLUS BARBATUS* A DROITE, ET LE ROUGET DE ROCHE *M. SURMULETUS* A GAUCHE. LA DISCRIMINATION DES ESPECES SE BASE SUR DEUX CRITERES PRINCIPAUX (ILLUSTRES PAR LES FLECHES) LA FORME BUSQUEE DU MUSEAU CHEZ *M. BARBATUS* (ALORS QU'IL EST PEU CONVEXE CHEZ *M. SURMULETUS*) ET LA COLORATION BRUNE ET JAUNE SUR LA PREMIERE NAGEOIRE DORSALE DE *M. SURMULETUS* (ALORS QU'ELLE EST INCOLORE CHEZ *M. BARBATUS*). SONT EGALEMENT REPRESENTEES SUR CETTE FIGURE LA MENSURATION DE LA LONGUEUR STANDARD AINSI QUE LA ZONE DE PRELEVEMENT DE MUSCLE POUR L'ANALYSE DU MERCURE (CREDIT PHOTO : IMAGES FAO, WWW.FISHBASE.COM).

Mesure de la contamination en mercure

La détermination de la concentration en mercure total a été effectuée par une méthode de spectrométrie par absorption atomique avec une amalgamation par un piège d'or (AMA-254, Altec Ltd., Prague, République Tchèque) selon la méthode décrite par Cossa *et al.* (2012). Ces analyses ont été réalisées au Laboratoire Environnement Ressources Provence Azur Corse (Centre Ifremer de la Seyne sur Mer). La procédure se compose des séquences suivantes : (1) la combustion à haute température de l'échantillon (550°C) qui le réduit en cendre et volatilise le mercure qu'il contient, (2) l'amalgamation du mercure sur un piège d'or et (3) la mesure par spectrophotométrie d'absorption atomique du mercure collecté après le chauffage du piège à 800°C. Les concentrations sont ensuite rapportées à la masse sèche d'échantillon utilisé pour l'analyse. Cette technique permet la détermination du mercure total et pas spécifiquement du méthylmercure qui est la forme toxique et bio-amplifiable du mercure. Cependant, en raison de la grande affinité du méthylmercure pour les protéines, on considère que la détermination de la concentration en mercure totale est un bon indicateur de la concentration en méthylmercure. Plusieurs travaux ont en effet montré que le méthylmercure représentait entre 80 et 100 % du mercure total chez les poissons et notamment chez les rougets (Chouvelon *et al.*, 2018; Storelli *et al.*, 2005; Tolga Gonul and Kucuksezgin, 2007). Une analyse de la concentration en mercure a été réalisée pour chaque individu. La précision des analyses est vérifiée par l'analyse répétée (d'un standard de référence (1 analyse du standard tous les 10 échantillons, DORM-4, National Research Council of Canada), choisi par rapport aux concentrations attendues de mercure dans les échantillons. Les valeurs mesurées se sont avérées conformes aux recommandations (valeur de référence : $0,410 \pm 0,055 \mu\text{g.g}^{-1}$; valeur mesurée : $0,414 \pm 0,011 \mu\text{g.g}^{-1}$).

Résultats et discussions

Effectifs et biométrie

Un total de 875 rougets a été capturé en 2017 dont 284 rougets de roche *M. surmuletus* et 591 rougets de vase *M. barbatus* (Tableau 1). Sur tous les sites échantillonnés, *M. barbatus* est l'espèce principalement pêchée exceptée à la Seyne sur mer où *M. surmuletus* domine ; résultat déjà observé lors des échantillonnages des années précédentes (Cresson *et al.*, 2014a; Witkowski *et al.*, 2017).

TABLEAU 1 : NOMBRE DE ROUGET ECHANTILLONNES EN 2017 SELON L'ESPECE, LE SITE ET LE SEXE.

Espèce	Site	Femelle	Mâle	Immature	Indéterminé	Total
Rouget de roche <i>M. barbatus</i>	Banyuls	94	15	53	1	163
	Nice	146	17	58	25	246
	Sète	143	1	24	6	174
	Seyne	6	1	0	1	8
Rouget de vase <i>M. surmuletus</i>	Banyuls	41	19	29	8	97
	Nice	12	10	3	0	25
	Sète	32	13	2	1	48
	Seyne	73	15	20	6	114

Malgré des problèmes liés à la taille des gonades hors de la période de reproduction et à l'état de conservation de certains poissons, le sexe et le stade de maturité ont pu être déterminés chez plus de 90% des individus échantillonnés. Concernant la taille des individus, des différences significatives dans les distributions des longueurs standards des poissons ont été observées entre les sites de prélèvements grâce à la réalisation d'un test de Kruskal-Wallis chez chacune des deux espèces étudiées (*Mullus barbatus* $\chi^2 = 212,24$ p-value < 0,001 et *Mullus surmuletus* $\chi^2 = 40,29$ p-value < 0,001) (Figure 3). Chez les deux espèces étudiées, les longueurs standards des individus pêchés étaient en moyenne plus petites à Banyuls et à Nice que celles des poissons échantillonnés à la Seyne sur mer et à Sète.

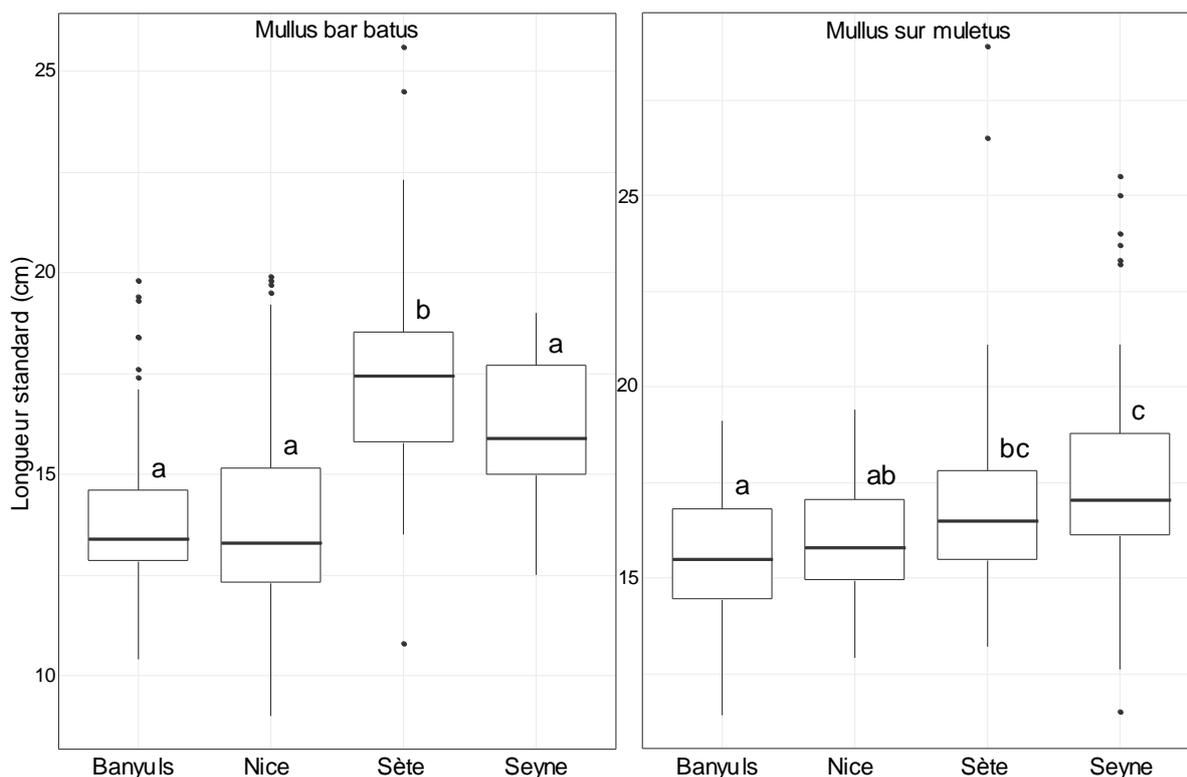


FIGURE 3 : DISTRIBUTIONS DES LONGUEURS STANDARDS DES POISSONS (BOITE A MOUSTACHE) SELON LES SITES ET ESPECES ETUDIEES. LES LETTRES INDICENT LES RESULTATS DU TEST POST-HOC DE KRUSKAL-WALLIS REALISES CHEZ CHACUNE DES DEUX ESPECES. DES LORS QUE LES SITES POSSEDENT LA MEME LETTRE, C'EST QUE LA DISTRIBUTION DES LONGUEURS STANDARDS DES POISSONS SUR CES SITES NE DIFFERE PAS SIGNIFICATIVEMENT.

Concentration en mercure

Pour l'ensemble des rougets analysés, plus de 90 % des concentrations en mercure mesurées dans le muscle sont inférieures au seuil sanitaire, fixé à $2,13 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids sec correspondant à la conversion du seuil EC $0,5 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids frais en poids sec avec un pourcentage d'humidité moyen dans le muscle égal à 76,5 %, calculé à partir de tous les échantillons depuis 2015. Précisément, 6 % soit 51 rougets de vase présentait des concentrations supérieures au seuil sanitaire (majoritairement pêchés à Sète) et 3,87 % soit 11 rougets de roche (majoritairement pêchés à la Seyne sur mer).

Les concentrations en mercure sont comprises entre $0,009 \pm 0,002 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\text{ps}$ et $11,746 \pm 2,349 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\text{ps}$ et sont similaires avec les données disponibles dans la littérature (Harmelin-Vivien et al., 2009). Les concentrations sont en moyenne significativement plus élevées ($\chi^2 = 23,02$ p-value < 0,001) chez le rouget de roche *Mullus barbatus* ($0,619 \pm 1,054 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\text{ps}$) que celles du rouget de vase *Mullus surmuletus* ($0,545 \pm 0,605 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\text{ps}$). Ce résultat est similaire à celui des échantillonnages de 2014-2015 et peut paraître étonnant, puisque les deux espèces de rougets étudiés ont une alimentation comparable basée sur des polychètes et une grande variété de petits crustacés (amphipodes, crevettes, crabes, cumacés, euphausiacés, mysidacés et isopodes). (Hall et al., 1997). Néanmoins, il existe un changement alimentaire chez le rouget de vase. En grandissant, le rouget de vase consomme davantage de polychètes et crevettes au détriment des petits crustacés (Bautista-Vega et al., 2008) engendrant des niveaux de contamination plus importants (Harmelin-Vivien et al., 2009). A l'inverse, l'alimentation du rouget de roche reste similaire au cours de la vie. Les rougets de vase pêchés en 2017 étaient en moyenne de tailles plus importantes que les rougets de roche (respectivement $16,77 \pm 2,42$ cm et $14,93 \pm 2,64$ cm), soutenant ainsi cette hypothèse.

De ce fait, la variabilité spatiale des niveaux de contamination en mercure de chacune des espèces a été traitée séparément. En plus de l'effet site, certains paramètres biologiques tels que la longueur et le sexe du poisson sont connus pour avoir des effets sur les niveaux de concentrations en mercure.

C'est pourquoi, ils ont aussi été pris en compte dans cette étude spatiale. Ainsi, une ANCOVA a été réalisée modélisant linéairement la concentration en mercure (log transformée) en fonction de la longueur standard des poissons comme co-variable (variable continue) ainsi que le sexe et le site de prélèvement comme facteurs. Par la suite, un test par permutation a été réalisé pour tester la significativité de chacun des effets. Dans le cas où l'effet s'avérait significatif, un test post-hoc de Tukey a été réalisé (Tableau 2).

TABLEAU 2 : EFFET DE LA LONGUEUR, DU SEXE ET DU SITE DE PRELEVEMENT SUR LES NIVEAUX DE CONTAMINATION EN MERCURE GRACE A UNE ANCOVA REALISEE CHEZ CHACUNE DES ESPECES ETUDIEES.

Espèce	Variable	F	Df	p.value
Rouget de vase	Longueur	56,85	1	<0,001***
	Sexe	24,20	2	<0,001*** Femelle>Mâle>Immature
	Site	30,72	3	<0,001*** Banyuls = Nice < Sète = Seyne
	Longueur X Site	7,30	3	<0,001***
Rouget de roche	Longueur	4,18	1	0,042*
	Sexe	0,02	2	0,978
	Site	11,10	3	<0,001*** Banyuls = Nice = Sète < Seyne
	Longueur X Site	4,53	3	0,004**

À l'échelle intra-spécifique, les concentrations en mercure dans le muscle des poissons prélevés en 2017 étaient en moyenne significativement plus élevées à Sète et la Seyne sur Mer chez le rouget barbet de vase et à la Seyne sur mer chez le rouget barbet de roche (Figure 4). Ces résultats confirment l'existence du gradient géographique des concentrations en mercure observé les années précédentes (Banyuls < Nice < Sète < la Seyne). De plus, les concentrations mesurées dans les poissons sont cohérentes et attendues avec les niveaux de contaminations en mercure mesurés dans les autres matrices tels que les sédiments, posidonies, moules et poissons. Banyuls se caractérise par des concentrations faibles en mercure, aussi bien dans le sédiment (Cossa, 2012) que dans les moules (Andral et al., 2004). Il y a peu de grandes villes, d'industries ou de grands ports dans ces zones. Il n'est donc pas surprenant que les rougets prélevés dans cette zone montrent des niveaux de mercure assez faibles. Le port de Nice est un des lieux où les concentrations en mercure dans les sédiments sont les plus élevées en Méditerranée française (Cossa, 2012). Des valeurs assez élevées sont également observées dans les moules (Andral et al., 2004). Néanmoins, les poissons ont été prélevés à une certaine distance du port de Nice expliquant que les concentrations mesurées soient plus faibles. En ce qui concerne Sète, les pressions anthropiques sont similaires à celle de Banyuls. Cependant depuis janvier 2015, les concentrations des individus pêchés à Sète se distinguent par une contamination beaucoup plus élevée que les années précédentes, avec des individus autant contaminés qu'à la Seyne-sur-Mer pour le rouget de vase. Ces résultats peuvent s'expliquer par un changement de pêcheur et un décalage de la zone de pêche vers Frontignan. En moyenne, les concentrations étaient les plus élevées à la Seyne-sur-Mer pour les deux espèces de rouget. Le port de Toulon est un des « hot spot » de contamination mercurielle en Méditerranée. Des concentrations élevées en mercure sont mesurées pour l'ensemble des matrices échantillonnées dans le port de Toulon, que ce soit le sédiment, la posidonie ou les moules (Andral et al., 2004; Cossa, 2012; Tessier et al., 2011). Les résultats obtenus dans ce travail confirment qu'il est donc possible d'utiliser les rougets de roche et de vase comme des bio-indicateurs semi-quantitatifs des niveaux de contamination en mercure. A l'échelle locale, leur comportement territorial et leurs faibles déplacements (Morat et al., 2012) induisent en effet un reflet local de la contamination chimique.

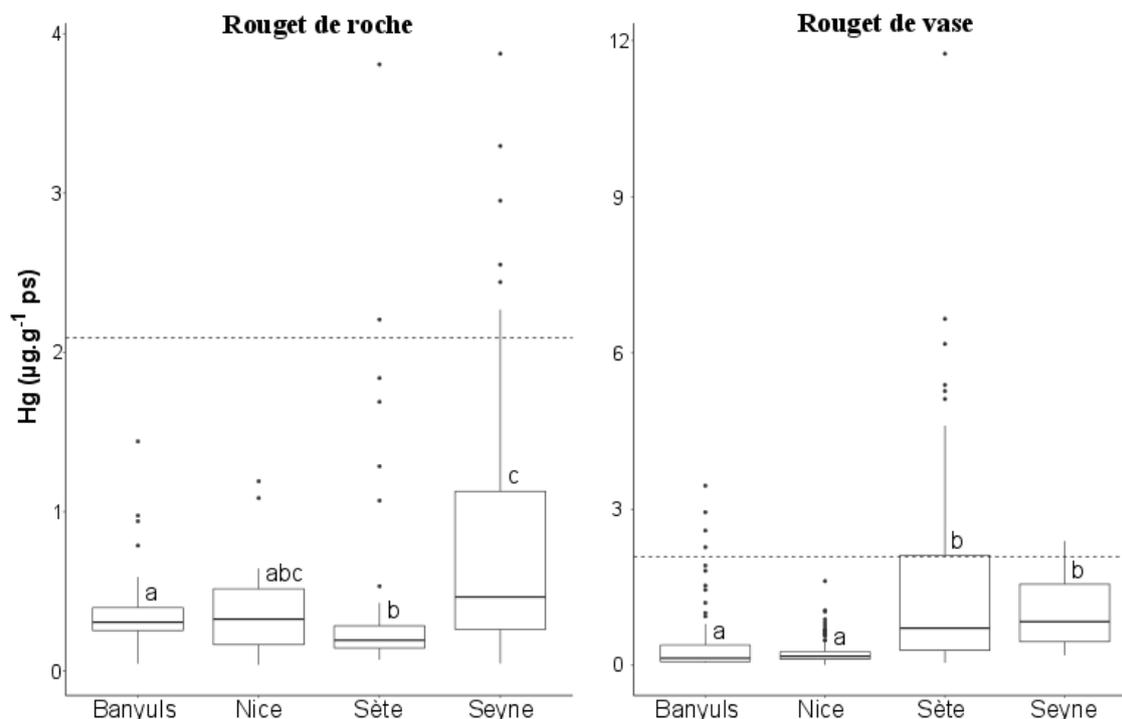


FIGURE 4 : DISTRIBUTIONS DES CONCENTRATIONS EN MERCURE DANS LE MUSCLE DORSAL DES POISSONS (BOITE A MOUSTACHE) SELON LES SITES ET ESPECES ETUDIES. LES LETTRES CORRESPONDENT AU RESULTAT DE L'ANCOVA, DES LORS QUE LES SITES POSSEDENT LA MEME LETTRE, C'EST QUE LA CONTAMINATION EN MERCURE SUR CES SITES NE DIFFERE PAS SIGNIFICATIVEMENT.

La bioaccumulation du mercure avec l'âge des organismes, souvent illustrée par la relation linéaire entre la concentration en mercure (log transformé) et la longueur du poisson (proxy de l'âge du poisson), est un processus connu chez les espèces étudiées et une nouvelle fois observé dans ce travail. Cependant, il convient de noter que la bioaccumulation du mercure s'avère différente selon les sites de prélèvement (interaction Longueur X Site significative chez les deux espèces). Le rouget de vase *Mullus barbatus* présentent des régressions positives et significatives seulement à Banyuls et Nice (respectivement coefficient = 0,35 $r^2 = 35,03\%$ p-value < 0,001 et coefficient = 0,09 $r^2 = 8,27\%$ p-value < 0,001). Chez le rouget de vase *Mullus barbatus*, seul les poissons provenant de Sète présente une relation significative entre la concentration en mercure et la longueur du poisson (coefficient = 0,17 $r^2 = 30,57\%$, p-value < 0,001) pour le rouget de roche *Mullus surmuletus*. Aucun effet du sexe sur les niveaux de contamination des poissons n'a été détecté chez le rouget de vase contrairement au rouget de roche où les concentrations moyennes sont significativement plus élevées chez les femelles ($0,79 \pm 1,23 \mu\text{g.g}^{-1}\text{ps}$) que chez les mâles ($0,51 \pm 0,54 \mu\text{g.g}^{-1}\text{ps}$) et les individus immatures ($0,21 \pm 0,30 \mu\text{g.g}^{-1}\text{ps}$).

Variation saisonnière des concentrations en mercure

Dans le but d'optimiser l'échantillonnage annuel de ce réseau de surveillance, composé de 2012 à aujourd'hui de 6 périodes d'échantillonnage par an (tous les deux mois), la variation saisonnière du niveau de contamination en mercure dans le muscle a été étudiée chez le rouget de roche à la Seyne sur mer (424 échantillons échelonnés sur 16/24 périodes), et à Banyuls (607 échantillons échelonnés sur 18/24 périodes) et chez le rouget de vase à Nice (944 échantillons échelonnés sur 17/24 périodes). Pour ce faire, chaque site d'échantillonnage a été analysé séparément. Les niveaux de contamination ont été comparés selon l'année, la longueur des individus et le mois de prélèvement. Ainsi, une ANCOVA a été réalisée modélisant linéairement la concentration en mercure (log transformée) en

fonction de la longueur standard des poissons comme co-variable (variable continue), l'année de prélèvement et le mois de prélèvement comme facteurs ainsi que toutes les interactions double et triple entre ces 3 variables. Par la suite, un test par permutation a été réalisé pour tester la significativité de chacun des effets. Dans le cas où l'effet s'avérait significatif, un test post-hoc de Tukey a été réalisé (Tableau 3).

TABLEAU 3 : EFFET DE L'ANNEE, DU MOIS ET DE LA LONGUEUR DES POISSONS SUR LES NIVEAUX DE CONTAMINATION EN MERCURE GRACE A UNE ANCOVA REALISEE CHEZ CHACUNE DES ESPECES ET SITE ETUDIES.

Espèce	Variable	F	Df	p-value
Rouget de roche Échantillonnage à Banyuls	Longueur	60,85	1	< 0,001 ***
	Saison	9,89	3	< 0,001 ***
	Année	7,32	5	< 0,001 ***
	Longueur X Saison	3,13	3	0,025 *
	Longueur X Année	0,50	5	0,776
	Saison X Année	2,97	15	< 0,001 ***
	Longueur X Saison X Année	4,34	7	< 0,001 ***
Rouget de roche Échantillonnage à la Seyne sur mer	Longueur	0,55	1	0,460
	Saison	2,47	3	0,061
	Année	1,72	5	0,129
	Longueur X Saison	3,46	3	0,016 *
	Longueur X Année	1,48	5	0,194
	Saison X Année	2,35	17	0,002**
Rouget de vase Échantillonnage à Nice	Longueur	4,59	1	0,032 *
	Saison	1,87	3	0,134
	Année	5,14	4	< 0,001 ***
	Sexe	8,14	2	< 0,001 ***
	Longueur X Saison	1,26	3	0,289
	Longueur X Année	2,49	4	0,043 *
	Saison X Année	1,30	15	0,197
	Longueur X Saison X Année	0,64	8	0,747

Pour les trois échantillonnages étudiés, les niveaux de contamination en mercure varient selon l'année et le mois de prélèvement et la taille des individus. Malgré la significativité de l'effet combiné Mois X Année indiquant que les concentrations en mercure ont varié significativement au cours de mois particuliers lors des 6 années d'échantillonnage, aucune variation saisonnière réelle (i.e. récurrente d'année en année) de la concentration en mercure n'est observée (Figure 5). Contrairement aux contaminants organiques tels que les PCB qui sont lipophiles et stockés principalement dans les gonades, le mercure possède une forte affinité pour les protéines. Il est donc retrouvé principalement dans les muscles et n'est donc pas éliminé massivement lors de périodes de ponte. De plus, le rouget est une espèce qui continue de s'alimenter durant la période de reproduction, car il ne connaît pas d'épuisement des lipides musculaires (Lloret et al., 2007). Ainsi l'absence de variation saisonnière claire des teneurs en mercure dans ce travail peut être justifiée par ce comportement.

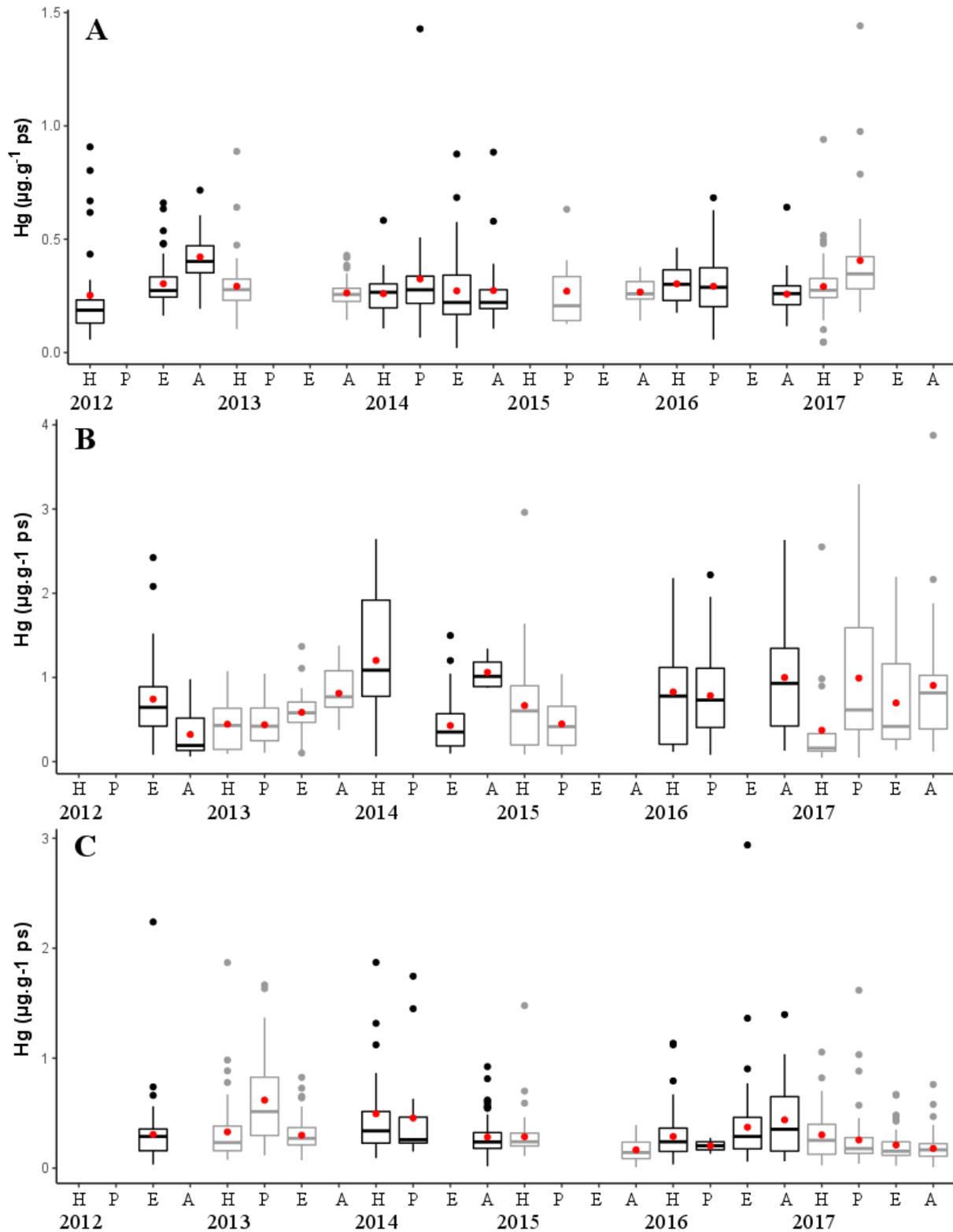


FIGURE 5 : VARIATION SAISONNIERE DES CONCENTRATIONS EN MERCURE DANS LE MUSCLE CHEZ LE ROUGET BARBET DE ROCHE ECHANTILLONNE A BANYULS (A) ET A LA SEYNE SUR MER (B) ET CHEZ LE ROUGET BARBET DE VASE ECHANTILLONNE A NICE (C). H : HIVER ; P : PRINTEMPS ; E : ETE ; A : AUTOMNE. LA DISTRIBUTION DES CONCENTRATIONS EN MERCURE DE CHAQUE SAISON POUR CHACUNE DES SIX ANNEES EST REPRESENTEE SOUS FORME D'UNE BOITE A MOUSTACHE ACCOMPAGNEE DE LA MOYENNE (POINT ROUGE).

Bilan - Perspectives - Recommandations du protocole 1

- ✓ En 2017, les résultats des niveaux de contaminations en mercure mesurés dans le muscle chez le rouget de vase (*Mullus barbatus*) et le rouget de roche (*Mullus surmuletus*) corroborent ceux obtenus les années précédentes. 6 % des échantillons soit 51 poissons présentent des concentrations supérieures au seuil sanitaire fixé par la Commission Européenne.
- ✓ L'utilisation du rouget comme bio-indicateur de la contamination locale en mercure dans le milieu est possible. En effet, le gradient géographique des teneurs en mercure mesurées dans le muscle chez les deux espèces de rouget reflète les niveaux de pressions anthropiques. L'existence d'un gradient géographique est observée depuis la mise en place de ce dispositif de surveillance soit depuis 2012. L'absence de variation saisonnière des concentrations en mercure dans les poissons, suggère à ce dispositif de surveillance d'être optimisé à un seul et unique échantillonnage de 2 kg de poissons par an, à condition qu'il soit prélevé durant la même période pour chaque site. En effet, la forte variabilité interindividuelle des résultats montre à quel point la concentration en mercure est régie par de nombreux facteurs biotiques (taille des individus, métabolisme, alimentation, etc.) et abiotiques (température) agissant en synergie. Dans le cadre d'un réseau de suivi dont l'objectif serait de détecter les valeurs élevées, l'idéal serait de pêcher cet échantillon durant l'hiver ou l'automne (de septembre à décembre) car c'est lors de ces deux saisons que l'on pêche le plus grand nombre d'individus de plus grande taille et donc les poissons les plus contaminés.

Protocole 3 : Niveaux de contamination en contaminants métalliques et organiques chez quatre espèces démersales dans le Golfe du Lion et en Corse

Matériels et Méthodes

Méthodologie générale

Les contaminants organiques étudiés ici sont des composés de synthèse, issus de l'industrie chimique et dont l'origine est exclusivement anthropique. Ils font partie de la liste des Polluants Organiques Persistants (POP) définie par le Programme des Nations Unies pour l'Environnement lors de la convention de Stockholm en 2001 du fait de leurs propriétés de persistance dans l'environnement et de bioaccumulation, de leur potentialité de transports sur de longues distances ainsi que pour les risques qu'ils font peser sur l'environnement et la santé humaine. La liste de composés pris en compte par l'UNEP à cette occasion inclut principalement des pesticides (DDT, dieldrine), des hydrocarbures (hexachlorobenzène), des dioxines (PCDD, PCDF) ainsi que les polychlorobiphényles (PCB).

Les PCB et les dioxines sont des composés aromatiques dont la structure chimique est composée de deux cycles phénols sur lesquels sont substitués des atomes de chlore (Figure 6). Du fait de leurs propriétés chimiques, ces composés ont une grande persistance dans l'environnement. Ils sont aussi très liposolubles et sont donc retrouvés en plus grande concentration dans les tissus « gras » des organismes (*ie.* le foie, les gonades, les viscères etc.). Ils ont par ailleurs la capacité de se bioamplifier le long du réseau trophique, ce qui peut être à l'origine des valeurs élevées généralement mesurées dans les espèces de haut niveau trophique.

L'utilisation des PCB a été généralisée au XX^{ème} siècle grâce à leurs propriétés de résistance et de stabilité à la chaleur, aux acides et aux bases, ce qui a notamment justifié leur utilisation dans les applications électriques. Cependant, au vu des effets néfastes sur les organismes (Kannan et al., 2000), leurs usages ont été interdits dans les années 1980. Les dioxines sont des produits involontairement lors des procédés industriels, tels que le traitement métallurgique, le blanchiment de la pâte à papier et la fabrication de certains herbicides et pesticides, et à une échelle beaucoup plus petite ils peuvent également résulter de processus naturels comme les éruptions volcaniques et les feux de forêt. L'incinération des déchets, en particulier si la combustion est incomplète, est parmi les plus grands contributeurs à la libération des PCDD et des PCDF dans l'environnement. En Méditerranée, les PCB et dioxines en Méditerranée sont principalement apportés par le Rhône. En effet, le fleuve y apporte 87 kg de PCB par an, soit 1,5 fois plus que la quantité totale de PCB émis dans l'atmosphère dans la France entière, pour laquelle des flux de 58 kg par an sont estimés (Tronczynski et al., 2012). Les concentrations en PCDD sont environ 30 fois plus faibles que celles en PCB (Tronczynski et al., 2012).

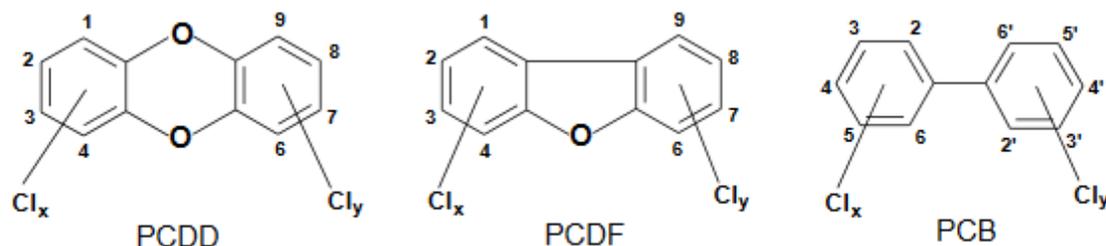


FIGURE 6 : STRUCTURE GENERALE DES PCDDs, PCDFs ET PCBs. LE NOMBRE ET LA POSITION DES SUBSTITUTIONS D'ATOME DE CHLORE DESIGNENT LES 75 ET 135 CONGENERES DE PCDD ET PCDF RESPECTIVEMENT ($x = 1-4, y = 0-4$) ET LES 209 CONGENERES DE PCB ($x = 1-5, y = 0-5$) (D'APRES BAARS ET AL., 2004).

Les métaux traces sont naturellement présents dans la croûte terrestre, mais leur utilisation par l'Homme depuis très longtemps et ainsi les activités anthropiques participent largement à leur dispersion et diffusion croissantes dans l'environnement. Certains d'entre eux (appelés alors oligoéléments) sont impliqués dans des processus métaboliques, et agissent comme co-facteurs dans les réactions enzymatiques. Cependant, ils peuvent également avoir des effets néfastes lorsque leurs concentrations dépassent certains seuils. C'est par exemple le cas du cuivre, qui joue un rôle dans l'activation de certains processus enzymatiques et qui fait par exemple partie intégrante de l'hémocyanine (pigment respiratoire chez certains animaux), mais qui est dans le même temps utilisé comme biocide, de par son action limitant le développement embryonnaire des bivalves ou du phytoplancton (Davis and Gatlin, 1996). Au contraire, certains métaux n'ont aucun rôle biologique connu, et sont donc considérés comme des polluants potentiels dès lors qu'ils sont présents dans le milieu (pouvant induire des effets néfastes sur les organismes vivants). C'est le cas du mercure qui sans l'intervention de l'Homme est émis naturellement par volatilisation depuis le sol ou lors d'éruptions volcaniques. Le mercure est aussi largement émis par les activités anthropiques, par exemple lors de processus de combustion de matières fossiles ou lors de l'incinération de déchets. Ces rejets se font sous forme gazeuse, ce qui permet le transport atmosphérique du mercure durant de longues périodes mais surtout sur de grandes distances. D'autres métaux tels que le plomb et le cadmium peuvent être extraits de la croûte terrestre pour des activités industrielles, puis apportés à l'environnement marin par les apports fluviaux, les activités industrielles ou agricoles (Oursel et al., 2014) ce qui représente une forte menace pour l'environnement, ainsi que les organismes vivant y compris l'Homme de par la consommation de produits contaminés. Par ailleurs, expliquer les concentrations observées dans les tissus des organismes est complexe dans la mesure où elle reflète aussi bien une exposition environnementale (par le milieu abiotique tel que l'eau, le sédiment avec lesquels les organismes sont en contact) qu'une contamination par l'alimentation, et représentent également à un instant t le résultat net de processus métaboliques possibles de régulation (stockage, excrétion, etc.) des contaminants dans les tissus suite à l'exposition des organismes à ces contaminants. Pour la bonne compréhension du fonctionnement biologique du système et pour la définition du niveau des substances chimiques n'affectant pas le bon fonctionnement des écosystèmes marins, il est donc nécessaire de déterminer les teneurs en contaminants organiques et métalliques ainsi que les différents paramètres biologiques (régime alimentaire, croissance...) et abiotiques (habitats) à l'origine de la variabilité des concentrations pouvant être mesurées chez des organismes dits « sentinelles ».

Dans le cadre de CONTAMED Protocole 3, les contaminants suivis sont à la fois organiques (PCB, PCB dioxin-like, dioxines et furanes) et métalliques (Hg, Pb, Cd etc.). Ce travail se compose tout d'abord d'une détermination des teneurs en contaminants organiques et métalliques chez quatre espèces de poissons d'intérêt commercial peuplant les eaux marines côtières et les têtes de canyons du Golfe du Lion et l'Est de la Corse. A cela s'ajoute la détermination de la position trophique de ces espèces par l'analyse de leurs compositions en isotopes stables du carbone et de l'azote. Cette technique permet d'établir des liens trophiques entre les organismes, dans la mesure où la signature isotopique d'un prédateur est liée à celle de son alimentation. Il n'y a pas de dégradation de ces isotopes stables au cours du temps (par opposition aux isotopes radioactifs), et l'évolution théorique de la signature entre une proie et son prédateur est connue. Il est donc possible de replacer un organisme au sein de son réseau trophique à l'aide de cette méthode. De plus, cette technique permet de fournir une vision temporellement intégrée de l'écologie alimentaire des individus (*i.e.* niveau trophique moyen dans le temps, zone d'alimentation, etc.). Néanmoins, l'analyse du contenu stomacal reste toujours le moyen le plus direct pour identifier les proies trouvées dans le bol alimentaire, ainsi qu'une indication de la quantité de nourriture ingérée dans un état naturel. L'identification des proies consommées à partir des rapports d'isotopes stables grâce à l'utilisation des modèles dits « de mélange », nécessite la connaissance des rapports isotopiques de toutes les proies potentielles, du fractionnement isotopique

entre proies et consommateurs, et nécessite aussi des signatures isotopiques de proies bien distinctes (Fry, 2007; Post, 2002). Par conséquent l'utilisation couplée de ces deux méthodes est complémentaire pour réaliser une étude trophique. De plus, le couplage analyse trophique/contaminants est aussi très pertinent pour répondre aux objectifs fixés ici, puisque les niveaux de contaminations chimiques dans les organismes sont également le reflet d'une intégration. Ainsi, l'objectif de ce volet du programme CONTAMED est de combiner les analyses trophiques et l'analyse des contaminants à la fois métalliques et organiques des espèces profondes vivant ou se nourrissant près des canyons afin de mieux caractériser les niveaux de contaminations des organismes. A cela s'ajoute l'objectif d'acquérir des données pour les descripteurs 4, 8 voire 9 de la DCSMM permettant d'élaborer une stratégie de surveillance du milieu marin notamment pour les biocénoses des fonds côtiers et la richesse écologique des têtes de canyons sous-marins en Méditerranée occidentale, en vue de l'atteinte ou du maintien du Bon État Écologique d'ici 2020.

Les résultats obtenus dans ce travail permettront donc d'apporter des éléments de réponse aux questions suivantes :

- Quels sont les niveaux de concentration en contaminants métalliques et organiques chez les espèces de poisson étudiées ?
- Existe-t-il une influence des paramètres biotiques tels que l'espèce, le régime alimentaire et les paramètres d'états biologiques (taille du poisson, niveau trophique) sur la contamination ?
- Existe-t-il une différence spatiale (Golfe du Lion *versus* Est de la Corse) et/ou la bathymétrie (zone côtière *versus* zone profonde) sur la contamination observée, pouvant suggérer une influence de paramètres environnementaux ?

Echantillonnage

Les échantillons ont été prélevés lors de la campagne de chalutage MEDITS 2017 dans les deux zones d'évaluation du réseau CONTAMED soient l'Est du golfe du Lion et le plateau continental à l'Est de la Corse. A ces deux zones d'évaluation s'ajoutent deux tranches bathymétriques : l'une correspond au plateau continental (entre 75 et 150 m) et l'autre correspond au rebord du plateau continental près des têtes de canyon (>400m). De ce fait, quatre zones d'évaluation ont été définies dans ce suivi : GC (plateau continental dans le golfe du Lion) GL (> 400m dans le golfe du Lion), CC (plateau continental en Corse), CL (> 400m en Corse). Quatre espèces de poissons ont été ciblées : le merlu européen (*Merluccius merluccius*), le rouget barbet de vase (*Mullus barbatus*), le sébaste chèvre (*Helicolenus dactylopterus*) et la petite roussette (*Scyliorhinus canicula*). Le choix de ces espèces revient au fait que ce sont des espèces ubiquistes, à forte biomasse et abondance, d'un intérêt commercial important, mais aussi que ces espèces étaient déjà suivies les années précédentes. Pour des comparaisons optimales, l'idéal aurait été de pêcher 80 individus par espèce et par zone d'évaluation, en recouvrant au maximum la gamme de taille de l'espèce. Cependant, les 4 espèces ne sont pas présentes dans les deux tranches bathymétriques. Les rougets sont peu présents au-delà de 400 m de profondeur et les sébastes en dessous de 150 m. Les prélèvements étant opportunistes, l'ensemble des échantillons souhaités n'a pas toujours pu être récupéré (voir ci-après). Une fois pêchés, les poissons ont été congelés à bord en attendant d'être disséqués au laboratoire.

Préparation des échantillons

De retour au laboratoire, les poissons ont été décongelés au fur et à mesure avant d'être disséqués afin de récupérer les différents organes cibles pour les différentes analyses réalisées dans le suivi. Dans un premier temps, plusieurs mesures biométriques ont été réalisées. Chaque organisme a été pesé au 0,1 mg près. Afin de limiter le biais dû à l'alimentation sur la masse, la masse totale et la masse éviscérée ont été mesurées. Puis, la longueur totale, la longueur standard et la longueur à la fourche (si possible) ont été mesurées au 0,1 mm près. Enfin, l'analyse macroscopique des gonades a permis dans la mesure du possible de déterminer le sexe de l'individu et le stade de maturité. Dans un second

temps, afin d'étudier le régime alimentaire de l'individu, le tube digestif a été prélevé, pesé et conservé dans une solution formolée à 4 % tamponnée au pH 7 en vue de l'analyse taxonomique des proies du contenu stomacal. De plus, un échantillon de muscle dorsal (~2g poids frais) a été prélevé en vue de l'analyse isotopique du carbone et de l'azote. Dans un troisième temps, un échantillon de muscle a été prélevé dans la partie caudale de l'individu (~2g poids frais) pour estimer la concentration en mercure. L'ensemble des muscles restants ont servi aux analyses des métaux traces autres que le mercure (~5g poids frais) et des contaminants organiques (~20g poids frais). En ce qui concerne les plus petits individus, les prélèvements de muscles ont dû être regroupés pour les 2 dernières analyses en raison de la quantité importante de matière nécessaire. Dans ce cas, des individus de taille, de masse et de sexe comparables ont été regroupés, afin de conserver un sens biologique aux résultats obtenus.

L'ensemble des échantillons a été stocké congelé avant lyophilisation et broyage. Le conditionnement et le stockage sont identiques indépendamment de l'analyse effectuée excepté pour l'analyse des contaminants organiques où les échantillons de muscles ont été conditionnés dans de l'aluminium calciné. Pour terminer, les otolithes ont également été prélevés pour tous les téléostéens (poissons osseux). Ils ont été nettoyés à l'eau distillée et conservés dans un eppendorf pour d'éventuelles analyses ultérieures. Ces pièces calcaires de l'oreille interne permettent, entre autre, d'estimer l'âge des individus par le comptage des anneaux saisonniers résultant de la formation de cette pièce calcifiée. En effet, l'otolithe se forme tout au long de la vie du poisson par dépôts successifs de carbonate de calcium engendrant des structures d'accroissement (anneau) dont la rythmicité est journalière à annuelle.

Analyses trophiques

Détermination des rapports isotopiques du carbone et de l'azote

En vue de l'analyse des rapports isotopiques, environ 0,8 mg de poudre du muscle dorsal échantillonné ont été placés dans des microcapsules en étain. La mesure des ratios isotopiques a été réalisée au sein de la plateforme de spectrométrie isotopique du Laboratoire des Sciences de l'Environnement Marin de l'UMR 6539 LEMAR / Technopôle Brest-Iroise. L'analyse isotopique a été effectuée sur un spectromètre de masse de rapports isotopiques en flux continu (Delta V+ with a conflo IV interface, Thermo Scientific, Bremen, Germany) couplé à un analyseur élémentaire (Flash EA 2000, Thermo Scientific, Milan Italy). Cette analyse commence par une étape de combustion à haute température de la poudre de l'échantillon de manière à produire du CO₂, du N₂, et de l'H₂O. L'eau est piégée et seuls le CO₂ et le N₂ passent dans le spectromètre de masse isotopique. Ces molécules sont séparées (C, N et O) et les atomes ionisés au sein d'un champ magnétique qui les dévie en fonction de leur masse. En fin d'analyse, des collecteurs spécifiques sont disposés de manière à récupérer et à compter chaque ion et à transmettre les résultats à une interface informatique.

Les résultats sont par la suite exprimés selon la notation habituelle δ , relative à un standard international de référence. Pour le carbone, il s'agit de Vienna – PeeDee Belemnite) et pour l'azote du N₂ atmosphérique.

La valeur du ratio isotopique « δ » est calculée suivant la formule suivante :

$$\delta X = \left(\frac{R_{\text{échantillon}}}{R_{\text{standard}}} \right) - 1 \times 1000$$

avec X = ¹³C ou ¹⁵N et R le ratio isotopique ¹³C / ¹²C ou ¹⁵N / ¹⁴N.

La précision expérimentale est calculée par l'analyse isotopique répétée d'un standard d'acétanilide (Thermo Scientific) et est égale à $\pm 0,1$ ‰ pour le $\delta^{13}\text{C}$ et de $\pm 0,06$ ‰ pour $\delta^{15}\text{N}$.

Analyse du contenu stomacal

Une fois l'estomac isolé du tube digestif, il est ouvert et son contenu analysé. Dès lors que la digestion de chacune des proies n'était pas trop avancée, elle est identifiée au plus bas niveau taxonomique possible, pesée (poids frais) et mesurée. Dans le cas où le contenu stomacal ne présentait aucune proie ou si celle-ci était trop digérée pour pouvoir être identifiée, l'estomac a été considéré comme vide, ce qui a permis de calculer un pourcentage de vacuité ($\%V_n$) par espèce exprimé de la façon suivante :

$$\%V_n = \frac{N_{\text{Estomac Vide}}}{N_{\text{Estomac Total}}}$$

Où $N_{\text{Estomac Vide}}$ est le nombre d'estomac vide et $N_{\text{Estomac Total}}$ est le nombre d'estomac analysé chez l'espèce n .

Cette analyse a été réalisée au sein du Laboratoire des Sciences de l'Environnement Marin de UMR 6539 LEMAR / Technopôle Brest-Iroise.

Analyses de la contamination chimique

Concentrations en contaminants métalliques

La détermination des concentrations en 15 contaminants métalliques a été réalisée au Laboratoire Biogéochimie des Contaminants Métalliques (Centre Ifremer de Nantes). La teneur en mercure (Hg) est réalisée par une méthode de spectrométrie par absorption atomique avec une amalgamation par un piège d'or (AMA-254, Altec Ltd.) selon la méthode décrite précédemment (cf. paragraphe Protocole 1, Matériels et Méthodes, Mesure de la contamination en mercure). A cela s'ajoute la mesure des concentrations en métaux réglementaires : plomb (Pb) et cadmium (Cd) et la mesure des concentrations en aluminium (Al), arsenic (As), chrome (Cr), cobalt (Co), cuivre (Cu), Fer (Fe), manganèse (Mn), nickel (Ni), sélénium (Se), titane (Ti), vanadium (V), zinc (Zn). Ces analyses reposent sur une quantification des éléments ciblés par spectrométrie de masse couplée à un plasma induit (ICP-MS, X series – Thermo Fisher Scientific) après une étape de solubilisation des échantillons par voie humide et milieu acide assistée par micro-ondes (MARS-5, CEM Corp.). Des matériaux de référence certifiés sont systématiquement intercalés au cours des différentes séries d'analyses. Ces contrôles permettent d'une part de s'assurer du bon fonctionnement des appareillages et d'autre part du bon déroulement des essais. Les limites de détection (LD) de l'appareil ainsi que les limites de quantification (LQ) de la méthode analytique utilisée sont données dans le tableau suivant :

Les concentrations obtenues pour chacun des échantillons étaient exprimées en $\mu\text{g.g}^{-1}$ ps et ont été converties en $\mu\text{g.g}^{-1}$ pf à partir du pourcentage humidité de l'échantillon, calculé comme la différence entre les poids de l'échantillon avant et après sa lyophilisation.

	Al	As	Cd	Cr	Co	Cu	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	Se	Ti	V	Zn
LD ($\mu\text{g.g}^{-1}$ ps)	4,7	0,03	0,004	0,04	0,01	0,03	0,5	Non calculé	0,01	0,01	0,02	0,04	0,5	0,01	0,4
LQ ($\mu\text{g.g}^{-1}$ ps)	16	0,09	0,01	0,12	0,02	0,11	1,5	0,015	0,03	0,03	0,08	0,14	1,8	0,04	1,2

Concentrations en contaminants organiques

La méthode de dosage des PCB et des dioxines se divise en trois étapes : l'extraction, la purification et le dosage des concentrations par chromatographie gazeuse couplée à de la spectrométrie de masse en tandem. Cette analyse a été réalisée par le Laboratoire d'Etude des Résidus et Contaminants dans les Aliments (LABERCA) de Nantes. Avant l'extraction, les marqueurs (17 congénères $^{13}\text{C}_{12}$ PCDD/Fs et 18 congénères $^{13}\text{C}_{12}$ PCBs) sont ajoutés à l'échantillon (muscle lyophilisé et broyé). L'extraction

correspond à l'extraction de la fraction lipidique par PLE (Pressurized liquid Extraction) sur un « system SpeedExtractor » (Buchii) à l'aide d'un mélange toluène/acétone (70/30 ; v/v) sous une pression et une température élevée (P = 100 bar, T = 120°C respectivement). Les solvants sont alors évaporés afin de déterminer la quantité de matière grasse extraite. L'extrait est enfin repris dans 25 mL d'hexane avant d'être purifié. La purification qui se déroule en trois étapes (sur trois colonnes différentes en silice, Florisil et charbon/Célite respectivement) a pour but de dégrader les lipides et fractionner l'extrait afin d'injecter séparément les dioxines, les PCB non ortho et enfin les PCB mono et di-ortho pour les quantifier. Après cette étape, on ajoute un étalon de quantification pour chaque famille de composés ($^{13}\text{C}_{12}$ -1,2,3,4-TCDD pour les dioxines et le $^{13}\text{C}_{12}$ PCB#111 pour les PCBs) comme préconisé dans le règlement (CE) 589/2014 du 02 Juin 2014 portant fixation des méthodes de prélèvements et d'analyses d'échantillons utilisées pour le contrôle officiel des teneurs en dioxines et en PCB de type dioxine de certaines denrées alimentaires. La détermination de ces contaminants est réalisée par chromatographie en phase gazeuse (Chromatographe HP6890, Colonne DB-5MS 30m de longueur, 0,25 mm de diamètre, 0,25 μm d'épaisseur de phase) couplée à un spectromètre de masse à haute résolution (Jeol JMS-700D et Jeol JMS-800D). Des courbes de calibration sont obtenues à l'aide de 7 solutions de calibration pour les dioxines et 5 pour les PCB. Par ailleurs des contrôles qualités sont régulièrement analysés afin de valider tous les résultats analytiques. Deux matrices servent de contrôles qualité : l'une est une huile de poisson avec une prédominance de furannes et de PCB, la seconde est un échantillon de beurre avec un profil de contamination plus marqué par les dioxines. Pour toutes les molécules recherchées les concentrations de substance sont rapportées au poids frais. Pour le calcul des quantités toxiques équivalentes, les facteurs de toxicité équivalente de 2005 (TEF OMS2005 ; Van den Berg et al., 2005) sont pris en compte pour les dioxines (7 PCDD et 10 PCDF) ainsi pour les PCB de type dioxine (12 congénères). Toutes les données ont été acquises sous système d'assurance qualité ISO 17025 par une méthode accréditée. Les concentrations obtenues pour chacun des échantillons étaient exprimées en poids sec et ont été converties en poids humide à partir du pourcentage humidité de l'échantillon, calculé comme la différence entre les poids de l'échantillon avant et après sa lyophilisation.

Résultats

Résultats de l'échantillonnage MEDITS 2017

476 poissons ont été pêchés regroupant 81 merlus européens, 152 rougets de vase, 127 roussettes et 116 sébastes chèvre sur 27 stations de prélèvements (Figure 7) durant la campagne MEDITS 2017. Ce résultat confirme la faisabilité technique du programme CONTAMED, en particulier de son protocole 3 basé sur les campagnes MEDITS. Comme attendu, le rouget barbet de vase et le sébaste chèvre n'ont pas pu être capturés à certaines profondeurs, respectivement aux stations référencées « large » et « côtière », puisqu'elles ne correspondaient pas à leur lieu de vie. Néanmoins, une très bonne couverture spatiale du golfe du Lion et de l'Est de la Corse a été réalisée.

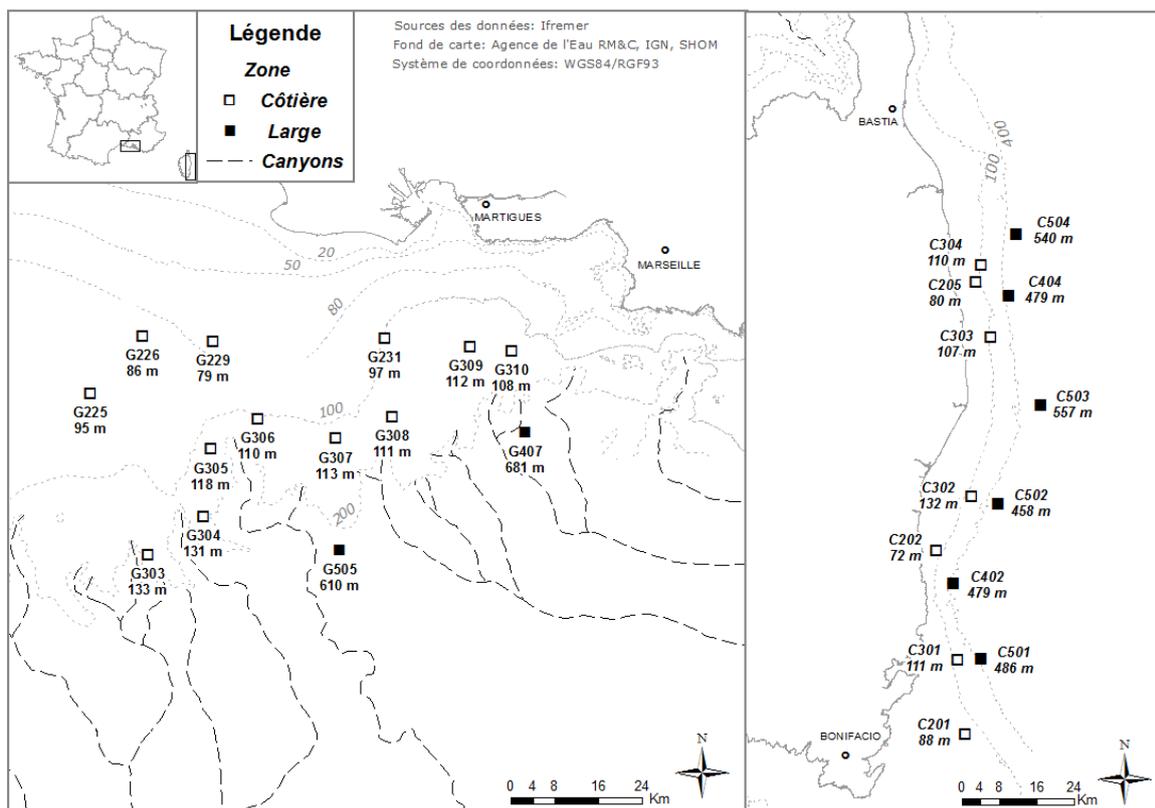


FIGURE 7 : STATIONS ECHANTILLONNEES LORS DE LA CAMPAGNE MEDITS 2017.

Analyses trophiques

Isotopie

Un total de 465 échantillons a été analysé (Tableau 4).

Les valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ obtenues dans ce travail sont en moyenne plus élevées chez le rouget ($-18,17 \pm 0,60 \text{ ‰}$) et la roussette ($-18,25 \pm 0,27 \text{ ‰}$) que chez le merlu ($-18,71 \pm 0,54 \text{ ‰}$) et le sébaste ($-18,81 \pm 0,43 \text{ ‰}$). Ces résultats sont en accord avec la littérature (Harmelin-Vivien et al., 2009; Mialet et al., 2017), La différence d'environ 1 ‰ (voire moins) des signatures entre les espèces montre la prédominance de la source benthique comme seule source de base du réseau trophique auquel appartiennent les quatre espèces étudiées (Figure 8). La comparaison des valeurs obtenues avec celles de signatures d'organismes positionnés près de la base du réseau trophique, tels que le zooplancton pour représenter la voie pélagique (Espinasse et al., 2014; Pinnegar and Polunin, 2000) et les bivalves (Mialet et al., 2017) pour représenter la voie benthique, permet de retrouver cette source. Les sources n'ont pas été échantillonnées dans cette étude, cependant l'utilisation de données issues de la littérature indique que les espèces étudiées sont inféodées principalement à la voie benthique, surtout le rouget et la roussette. Dans une moindre mesure, le merlu et le sébaste paraissent en effet s'alimenter également sur la voie pélagique. Dans la mesure où les apports terrigènes ont des $\delta^{13}\text{C}$ plus faibles que la production phytoplanctonique, la différence entre ces deux groupes d'espèces peut être expliquée par cette hypothèse.

En ce qui concerne les valeurs de $\delta^{15}\text{N}$, le rouget présente des signatures moyennes plus élevées que celles du merlu et du sébaste (respectivement $9,61 \pm 1,00 \text{ ‰}$, $9,09 \pm 0,91 \text{ ‰}$, $9,02 \pm 0,48 \text{ ‰}$). Les valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ les plus faibles ont été mesurées chez la roussette ($8,29 \pm 0,62 \text{ ‰}$). La gamme de variation entre les espèces est faible ($\sim 1 \text{ ‰}$). Cette valeur est largement inférieure à $3,4 \text{ ‰}$, ce qui correspond à la valeur théorique de différence entre deux niveaux trophiques, De ce fait, les quatre espèces étudiées ont sensiblement le même niveau trophique.

Des ANCOVAs ont été réalisées afin d'expliquer la variabilité des signatures isotopiques en carbone ou en azote selon la longueur des poissons et les zones de prélèvement. Les hypothèses de normalité des données et homoscedasticité des variances ont été vérifiées graphiquement sur les résidus du modèle (Tableau 5, Tableau 6). A l'échelle intra-spécifique, aucune différence significative n'a été trouvée entre les zones de prélèvements sur les signatures isotopiques en carbone et en azote, que ce soit un effet de la localisation (Corse *versus* golfe du Lion) et/ou de la bathymétrie (Côtier *versus* Large testé chez le merlu et la roussette uniquement). Seul le rouget présente des signatures isotopiques en azote moyennes significativement plus élevées dans le golfe du Lion ; le sébaste présente des signatures isotopiques en carbone et en azote moyennes significativement plus élevées en Corse. L'oligotrophie des eaux corses pourrait expliquer la signature en azote plus élevée chez le rouget du golfe du Lion. En effet, la communauté phytoplanctonique en Corse est principalement composée de cellules phytoplanctoniques de taille inférieure à 10 μm (pico et nanoplancton), et ces classes de tailles présentent des valeurs isotopiques plus faibles que celles de la communauté phytoplanctonique du golfe du Lion (microplancton). Chez toutes les espèces, les relations linéaires entre les signatures isotopiques (en carbone ou en azote) et la longueur du poisson sont positives et significatives (Figure 9, Figure 10). Elles peuvent être expliquées par un changement ontogénétique de l'alimentation et du métabolisme des espèces au cours de la vie des individus, Les merlus juvéniles ont une alimentation composée principalement de crustacés suprabenthiques (euphausiacés et mysidacés) et de petits poissons benthiques tels que les gobies. A l'inverse, les adultes se nourrissent principalement de poissons, particulièrement de sardine et d'anchois (Ferraton et al., 2007). En grandissant, le rouget de vase consomme davantage de polychètes et de crevettes au détriment des petits crustacés (Bautista-Vega et al., 2008). La roussette présente un shift alimentaire marqué par une diminution de la diversité en proie et donc une sélectivité plus importante de proies de taille plus importante chez les individus matures principalement due à une plus grande habilité à la chasse (Kousteni et al., 2017). Le régime alimentaire du sébaste est dominé par des crustacés notamment des isopodes et des mysidacés chez les juvéniles et de plus grosses proies (élargissement de la bouche) tels que les décapodes chez les adultes (Consoli et al., 2010; Gastoni et al., 2011). Il convient de noter qu'aucune de ces relations ne diffèrent (pente de la droite) selon les zones de prélèvement (interaction « Longueur X Zone » non significative) ce qui implique que le fonctionnement trophique est le même selon les zones, excepté chez le rouget pour les signatures isotopiques du carbone et chez le merlu. Concernant ce dernier, l'échantillonnage obtenu en Corse au large, soit 6 gros poissons, est sûrement à l'origine des effets observés dans ce travail. Il est donc nécessaire de confirmer ce résultat avec un échantillonnage plus représentatif de la zone.

TABLEAU 4 : MOYENNES ET ECART-TYPES MESURES POUR LES LONGUEURS TOTALES ET LES RAPPORTS ISOTOPIQUES EN CARBONE ET AZOTE CHEZ LES TROIS ESPECES DE POISSONS ETUDIES AINSI QUE SELON LES ZONES DE PRELEVEMENT. CC : CORSE COTIER ; CL : CORSE LARGE ; GC : GOLFE DU LION COTIER ; GL : GOLFE DU LION LARGE.

Espèce	Zone	Effectif	Longueur totale		$\delta^{13}\text{C}$ (‰)		$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	
			Moyenne	Ecart-types	Moyenne	Ecart-types	Moyenne	Ecart-types
Merlu	CC	6	22,75	5,47	-19,00	0,36	7,97	0,5
	CL	6	54,52	13,16	-17,92	0,47	10,03	0,83
	GC	69	24,82	8,13	-18,75	0,51	9,10	0,85
Rouget	CC	59	14,95	2,53	-18,29	0,63	8,59	0,67
	GC	89	16,33	2,58	-18,08	0,56	10,28	0,45
Roussette	CC	58	35,13	7,09	-18,26	0,27	7,97	0,45
	CL	11	39,94	2,28	-18,25	0,17	8,28	0,36
	GC	57	34,40	8,07	-18,24	0,29	8,63	0,64
Sébaste	CL	56	19,74	4,39	-18,52	0,25	9,25	0,37
	GL	54	19,30	4,89	-19,10	0,39	8,79	0,48

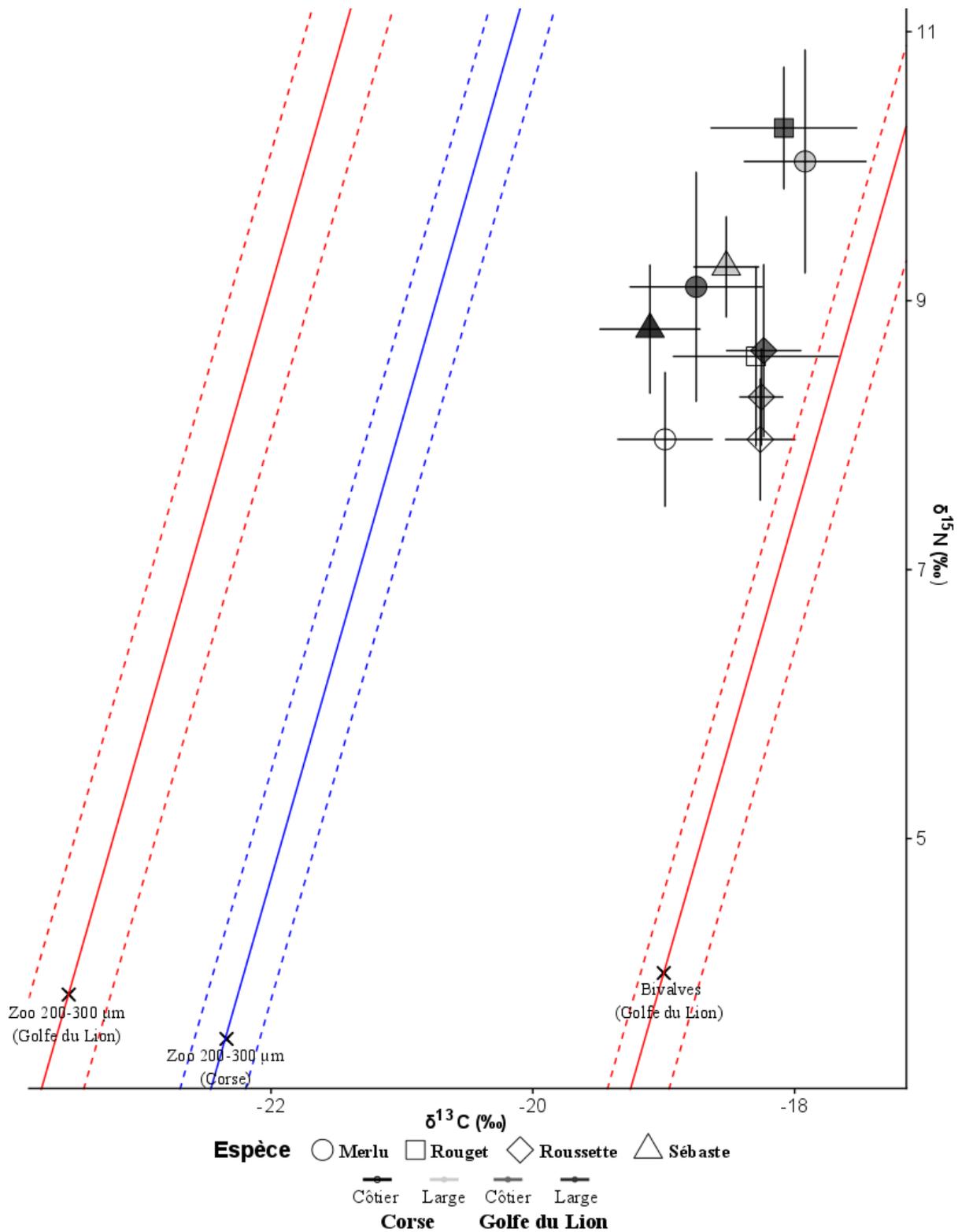


FIGURE 8 : REPRESENTATION GRAPHIQUE DU RESEAU TROPHIQUE A PARTIR DES VALEURS MOYENNES ET ECART-TYPES DES RATIOS ISOTOPIQUES DU CARBONE ($\delta^{13}\text{C}$ ‰) ET DE L'AZOTE ($\delta^{15}\text{N}$ ‰) SELON L'ESPECE DE POISSON ET LA ZONE DE PRELEVEMENT. LES GAMMES DE VARIATION REPRESENTENT LA PROJECTION DE VOIES TROPHIQUES THEORIQUES (EN ROUGE : LA VOIE PELAGIQUE ET LA VOIE BENTHIQUE DANS LE GOLFE DU LION, EN BLEU : LA VOIE PELAGIQUE EN CORSE) A PARTIR DE LIGNES DE BASE POTENTIELLES. LES DONNEES DE CES DERNIERES SONT ISSUES DE LA LITTERATURE SCIENTIFIQUE : LE MESOZOOPLANKTON (ZOOPLANKTON DE TAILLE COMPRISES ENTRE 200 ET 300 μm - ESPINASSE ET AL., 2014; PINNEGAR AND POLUNIN, 2000) ET LES BIVALVES (COQUILLE SAINT JACQUES ET BUCARDE ROUGE - MIALET ET AL., 2017).

TABLEAU 5 : RESULTATS DE L'ANCOVA ET TESTS POST-HOC PERMETTANT DE COMPARER LES VALEURS MOYENNES DES SIGNATURES ISOTOPIQUES EN CARBONE SELON LES ESPECES ET LES ZONES D'ECHANTILLONNAGE ETUDIEES.

Espèce	Variable	F	Df	p-value
Merlu	Longueur	302,56	1	<0,001 ***
	Zone	16,29	2	<0,001 *** Corse côtier > Corse large = Golfe du Lion côtier
	Longueur X Zone	6,31	2	0,003** Corse côtier = Corse large Corse côtier = Golfe du Lion côtier Corse large < Golfe du Lion côtier
Rouget	Longueur	4,22	1	0,042*
	Zone	3,80	1	0,053
	Longueur X Zone	7,44	1	<0,001 *** Corse côtier > Golfe du Lion côtier
Roussette	Longueur	69,52	1	<0,001 ***
	Zone	1,82	2	0,167
	Longueur X Zone	0,04	2	0,962
Sébaste	Longueur	208,43	1	<0,001 ***
	Zone	234,18	1	<0,001 *** Corse large > Golfe du Lion large
	Longueur X Zone	2,37	1	0,127

TABLEAU 6 : RESULTATS DE L'ANCOVA ET TESTS POST-HOC PERMETTANT DE COMPARER LES VALEURS MOYENNES DES SIGNATURES ISOTOPIQUES EN AZOTE SELON LES ESPECES ET LES ZONES DE PRELEVEMENT.

Espèce	Variable	F	Df	p-value
Merlu	Longueur	311,06	1	<0,001 ***
	Zone	48,09	2	<0,001 *** Corse côtier < Golfe du Lion côtier < Corse large
	Longueur X Zone	6,30	2	0,003** Corse côtier = Corse large Corse côtier = Golfe du Lion côtier Corse large < Golfe du Lion côtier
Rouget	Longueur	53,71	1	<0,001 ***
	Zone	403,09	1	<0,001 *** Corse côtier < Golfe du Lion côtier
	Longueur X Zone	3,19	1	0,076
Roussette	Longueur	179,66	1	<0,001 ***
	Zone	58,91	2	<0,001 *** Corse côtier = Corse large < Golfe du Lion côtier
	Longueur X Zone	1,06	2	0,348
Sébaste	Longueur	71,76	1	<0,001 ***
	Zone	46,44	1	<0,001 *** Corse large > Golfe du Lion large
	Longueur X Zone	1,09	1	0,299

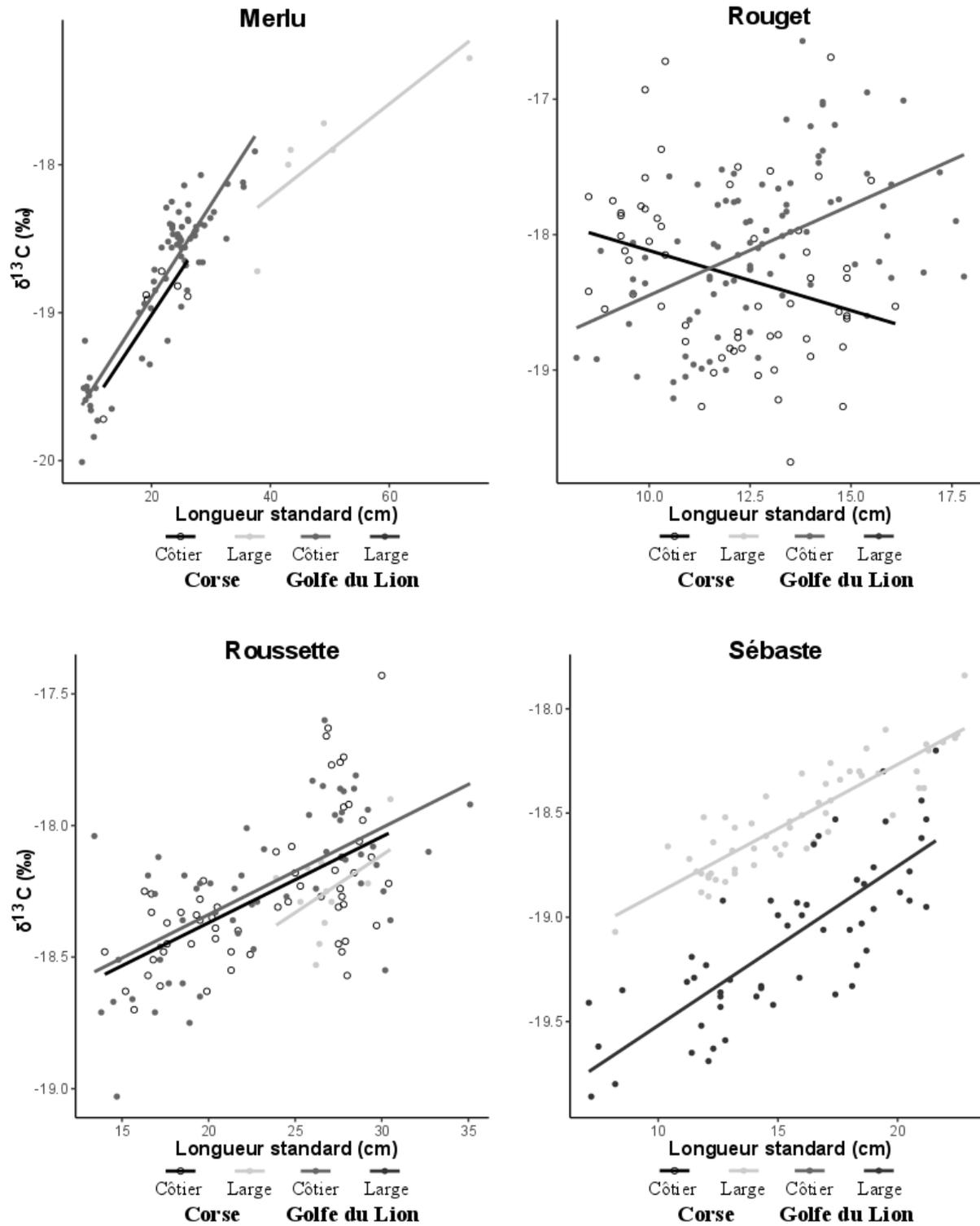


FIGURE 9 : RELATION LINEAIRE ENTRE LES SIGNATURES ISOTOPIQUES EN CARBONE ET LA TAILLE DU POISSON SELON LES ESPECES ETUDIEES ET LES ZONES DE PRELEVEMENT.

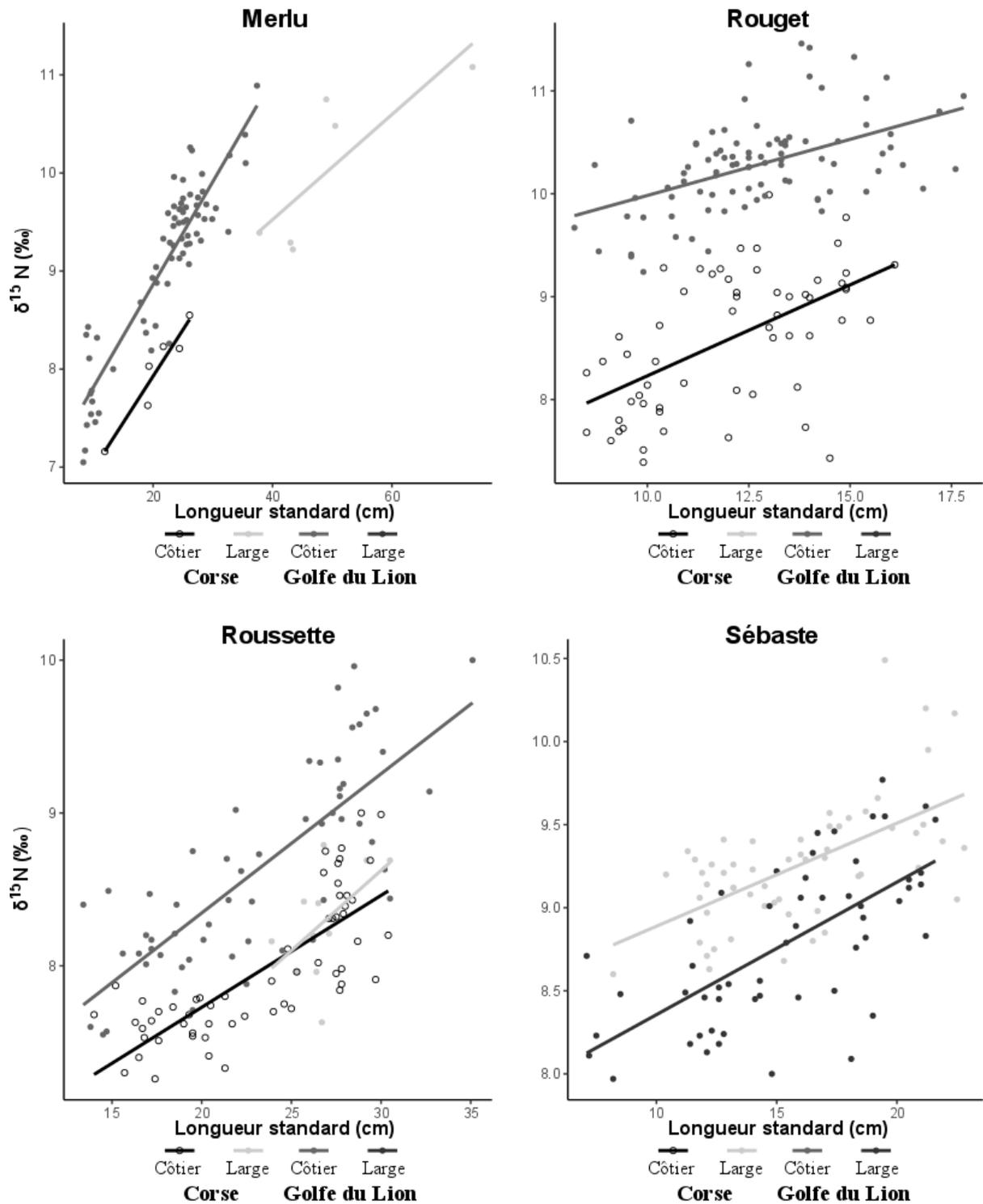


FIGURE 10 : RELATION LINEAIRE ENTRE LES SIGNATURES ISOTOPIQUES EN AZOTE ET LA TAILLE DU POISSON SELON LES ESPECES ETUDIEES ET LES ZONES DE PRELEVEMENT.

Résumé des analyses isotopiques en carbone et azote

- ✓ Appartenance au même réseau trophique des quatre espèces étudiées qui semble être inféodées principalement à la voie benthique surtout le rouget et la roussette. Le merlu et le sébaste quant à eux s'alimentent aussi un peu sur la voie pélagique.
- ✓ Appartenance au même niveau trophique des quatre espèces étudiées.
- ✓ Pas de différences observées selon les zones de prélèvements chez la roussette. Le rouget présente des signatures isotopiques en azote plus élevées dans le golfe du Lion, et le sébaste présente des signatures isotopiques en carbone et en azote plus élevées en Corse.
- ✓ Relations linéaires entre les signatures isotopiques (en carbone ou en azote) et la longueur du poisson significatives, positives et similaires (pente des droites) selon les zones de prélèvement excepté chez le rouget (carbone) et le merlu (carbone et azote).

Contenus stomacaux

Un total de 533 contenus stomacaux a été analysé (Tableau 7). Les pourcentages de vacuité (nombre d'estomac vide) sont plus élevés chez le merlu et le rouget (respectivement 31 % et 48 %) par rapport à la roussette et au sébaste (respectivement 3 % et 10 %). L'indicateur choisi pour la représentation des résultats est le pourcentage de biomasse (Poids d'un item / Poids total), calculé selon les espèces et les zones de prélèvement, permettant de rendre en compte la quantité des différentes proies constituant le bol alimentaire. La source principale de contamination des poissons étant le bol alimentaire, cet indicateur est pertinent afin d'étudier la relation entre les flux trophiques (flux de biomasse) et la contamination des espèces selon les zones de prélèvement. Les résultats montrent que les quatre espèces étudiées, tout en étant prédateur, ont une alimentation différente (Figure 11). Le merlu se nourrit principalement de poissons et de crustacés (mysidacés et décapodes : crevettes et crabes). Ce résultat rejoint ceux décrits dans la littérature scientifique (Bozzano et al., 1997; Ferraton et al., 2007). Le rouget se nourrit exclusivement de proies benthiques (bivalves, polychètes, et crustacés tels que amphipodes, isopodes, décapodes, cumacés etc.), ce qui est aussi confirmé par la littérature scientifique (Bautista-Vega et al., 2008; Labropoulou et al., 1997). La roussette s'alimente à la fois de poissons, de crustacés (décapodes), de polychètes et de céphalopodes ce qui confirme son comportement opportuniste et sa position de requin benthique consommant une large gamme de proies benthiques composée à la fois de poissons, de crustacés et de céphalopodes (Kousteni et al., 2017). Le sébaste est un poisson spécialiste se nourrissant principalement de crustacés benthiques tels que les décapodes (Consoli et al., 2010; Gastoni et al., 2011; Nouar and Maurin, 2000). Ce résultat est confirmé dans ce travail puisque le régime alimentaire du sébaste dans cette étude est principalement composé de crustacés (décapodes) avec des siponcles, des céphalopodes et un peu de poissons. La composition alimentaire décrite dans ce travail confirme les précédentes observations pour cette espèce en Méditerranée.

En ce qui concerne la variabilité spatiale, ce travail permet de montrer que les régimes alimentaires des espèces étudiées, décrit à partir des contenus stomacaux, varient peu selon les zones de prélèvement puisque les catégories de proies sont similaires. Les merlus prélevés en Corse semblent consommer davantage de crustacés que ceux capturés dans le golfe du Lion. Néanmoins, ce résultat nécessite d'être confirmé puisqu'il est basé sur très peu d'individus. Les rougets prélevés en Corse consomment plus de céphalopodes et de bivalves que ceux prélevés dans le golfe du Lion qui s'alimentent davantage de crustacés et de polychètes. La roussette présente des régimes alimentaires très similaires dans les zones côtières de la Corse et du golfe du Lion. En ce qui concerne les individus prélevés au large de la Corse, ils consomment davantage de siponcle que de polychètes et d'ascidies, illustrant sûrement une différence de disponibilité de ces proies entre ces deux habitats (côtier et large). En effet, seules les espèces prélevées au large (roussette et sébaste) consomment des siponcles et les espèces côtières consomment des polychètes (roussette et rouget barbet de vase). Chez le sébaste, les régimes alimentaires décrits sont similaires (catégories de proies identiques) avec une consommation plus élevée de siponcles et ascidies dans le golfe du Lion.

TABLEAU 7 : NOMBRES D'ANALYSES REALISEES DE CONTENUS STOMACAUX (N) ACCOMPAGNE DU NOMBRE DE CONTENUS STOMACAUX VIDES (Nv) SELON LES ESPECES ET LES ZONES DE PRELEVEMENT ETUDIEES.

Espèce	Corse côtier		Corse large		Golfe du Lion côtier		Golfe du Lion large	
	Nv	N	Nv	N	Nv	N	Nv	N
Merlu	1	6	2	6	31	97	1	1
Rouget	2	63	0	0	71	89	0	0
Roussette	1	75	0	11	3	57	0	0
Sébaste	0	0	2	61	0	0	11	68

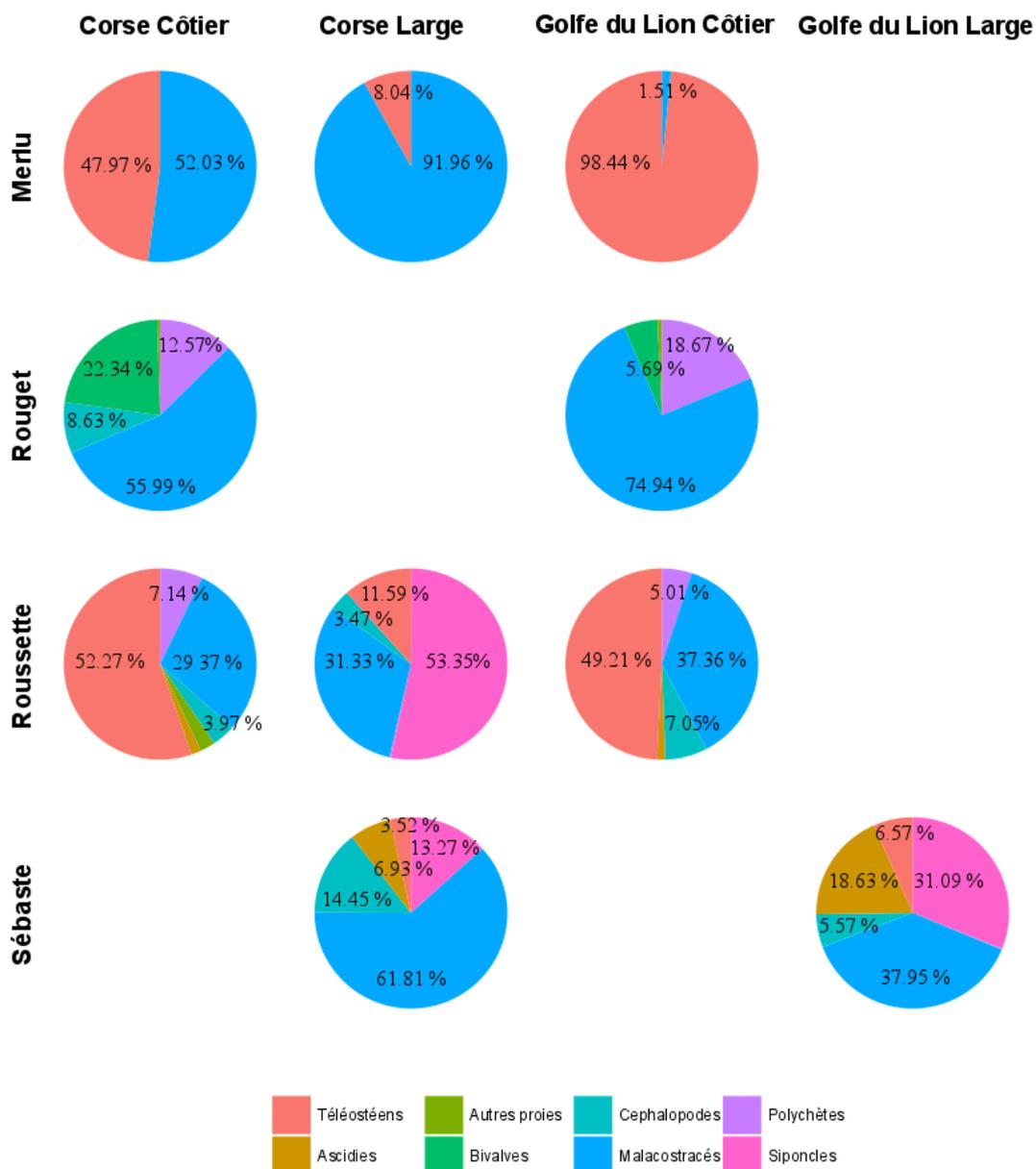


FIGURE 11 : REPRESENTATION GRAPHIQUE DU REGIME ALIMENTAIRE ILLUSTRE A PARTIR DES POURCENTAGES DE BIOMASSE DES PROIES SELON LES ESPECES ET LES ZONES DE PRELEVEMENT ETUDIEES.

Résumé des analyses de contenus stomacaux

- ✓ Important taux de vacuité chez le merlu et le rouget.
- ✓ 4 prédateurs avec des régimes alimentaires différents en termes de biomasses.
- ✓ Régimes alimentaires plutôt similaires entre les zones côtières de la Corse et du golfe du Lion (rouget, roussette, merlu) et entre les zones au large de la Corse et du golfe du Lion (sébaste). La différence de régime alimentaire (différentes catégories de proie), chez la roussette, entre les zones côtières (Corse et golfe du Lion) et la Corse au large peuvent s'expliquer par la différence de disponibilité de ces proies entre ces habitats.

Analyses de la contamination

Contaminants métalliques

Un total de 531 échantillons de muscle incluant 109 merlus, 150 rougets, 142 roussettes et 129 sébastes ont été analysés afin de déterminer les niveaux de contamination en mercure, et un total de 144 échantillons de muscle l'ont également été pour les quatorze autres métaux (36 merlus, 32 rougets, 48 roussettes et 28 sébastes).

1- Mercure

Les concentrations en mercure obtenues dans ce travail sont cohérentes avec celles obtenues lors du précédent programme RETROMED en 2012 (Cresson et al., 2014b). A cela s'ajoute, l'importance relative des valeurs supérieures au seuil utilisé par la DCSMM pour évaluer l'atteinte du BEE pour le descripteur 8 (correspondant aussi au seuil sanitaire) renforçant ainsi la préoccupation liée à ce composé en Méditerranée. Les niveaux moyens de contamination en mercure mesurés dans ce travail permettent de montrer que d'une part, la petite roussette et le sébaste chèvre présentaient, tous habitats confondus, les valeurs moyennes les plus élevées (respectivement $1,84 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ pf et $1,29 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ pf). De plus, ces deux espèces présentent les plus importants pourcentages d'individus dont les concentrations sont supérieures au seuil réglementaire (Figure 12). D'autre part, que le merlu et le rouget barbet de vase possédaient des valeurs moyennes (respectivement $0,31$ et $0,41 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ pf) et des pourcentages d'individus présentant des concentrations au-dessus du seuil, tous habitats confondus, plus faibles. L'analyse spatiale ne révèle aucune différence significative entre les zones de prélèvement chez le rouget (Tableau 8). Pour le merlu et la roussette, les concentrations en mercure sont significativement plus élevées en Corse au large que dans les zones côtières du Golfe du Lion et de la Corse. Pour le sébaste, les concentrations en mercure sont plus élevées en Corse. Au sein de chaque espèce étudiée, il existe une variabilité interindividuelle importante (*i.e.* écart types importants, Figure 12). Elle s'explique notamment par l'effet de la taille des individus. En effet, toutes les espèces étudiées dans ce travail présentent un effet taille significatif, illustré par une augmentation de la contamination des individus avec la longueur du poisson (Figure 13). Cette relation illustre un processus connu chez les poissons marins, la bioaccumulation du mercure avec l'âge dans les muscles de ces poissons. Ainsi, plus le poisson est âgé, plus son temps d'exposition au mercure a été long et par conséquent plus grande est sa teneur en mercure. Une fois incorporé dans les organismes et lié aux groupements thiols des protéines tels que les protéines musculaires, l'excrétion de ce métal en particulier est en effet bien documentée pour être très lente voire quasi nulle dans le temps (Maulvault et al., 2016; Wang and Wong, 2003), ce qui engendre ce processus de bioaccumulation important du mercure avec l'âge. Enfin, il n'y a pas de différence de bioaccumulation du mercure entre les zones de prélèvement dans ce travail.

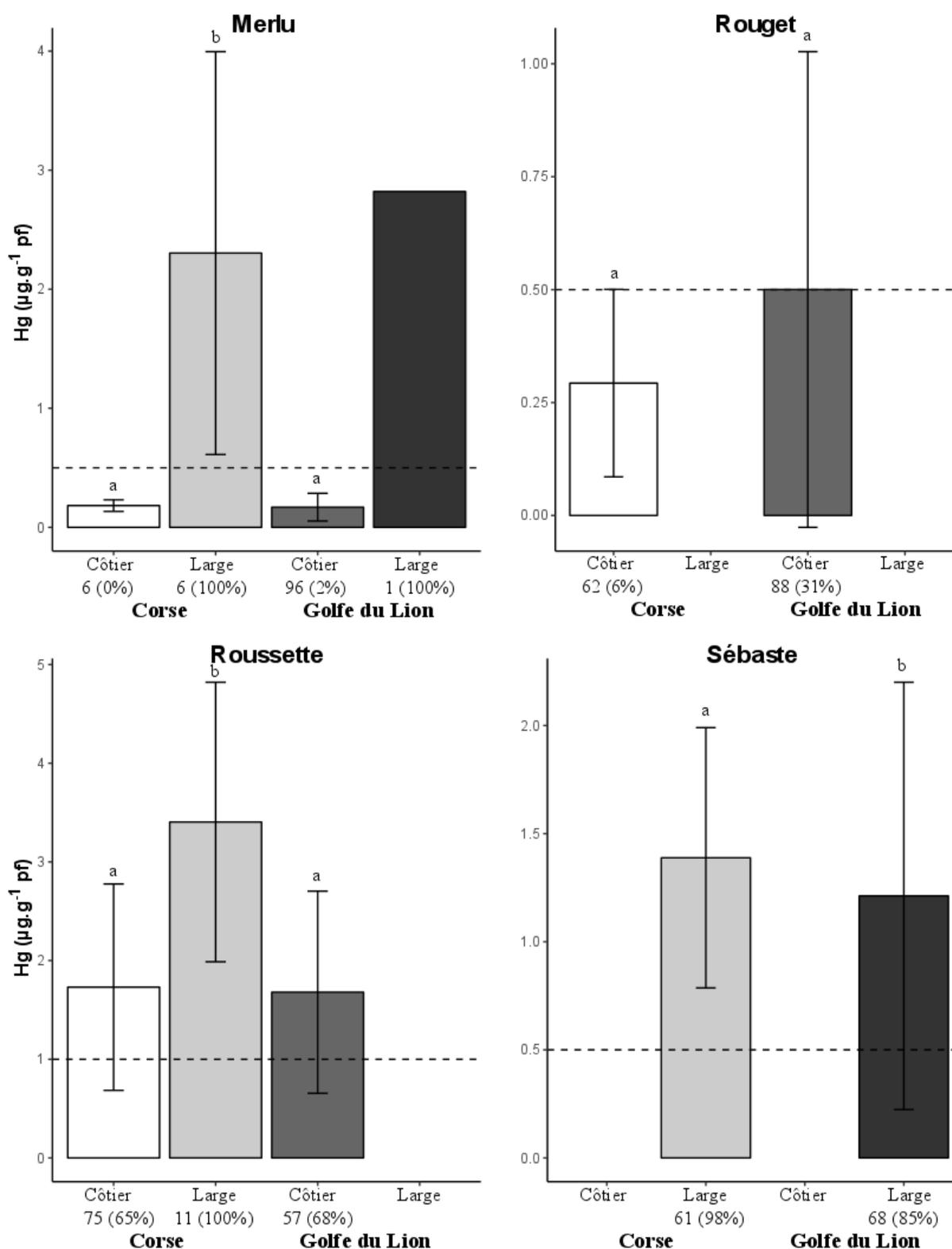


FIGURE 12 : CONCENTRATIONS MOYENNES ET ECARTS-TYPE EN MERCURE PAR ESPECE ET ZONE DE PRELEVEMENT. LES LIGNES POINTILLEES HORIZONTALES REPRESENTENT LES VALEURS SEUILS DU BON ETAT ECOLOGIQUE UTILISEES PAR LA DCSMM POUR LE D8 (SEUILS SANITAIRES : $1 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ PF POUR LES REQUINS ET $0,5 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ PF POUR LES AUTRES ESPECES DE POISSONS). POUR CHAQUE DIAGRAMME, LE NOMBRE D'ÉCHANTILLON ANALYSE EST INDIQUE ET LE POURCENTAGE D'INDIVIDUS AU-DESSUS DU SEUIL EST DONNE ENTRE PARENTHESES. LES LETTRES INDICENT LES RESULTATS DU TEST POST-HOC DE L'ANCOVA REALISES CHEZ CHACUNE DES ESPECES. DES LORS QUE LES ZONES DE PRELEVEMENT POSSEDT LA MEME LETTRE, C'EST QUE LA DISTRIBUTION DES CONCENTRATIONS EN MERCURE DES POISSONS PRELEVES DANS CES ZONES NE DIFFERE PAS SIGNIFICATIVEMENT.

TABLEAU 8 : RESULTATS DE L'ANCOVA ET TESTS POST-HOC PERMETTANT DE COMPARER LES VALEURS MOYENNES EN MERCURE SELON LES ESPECES ET LES ZONES D'ECHANTILLONNAGE ETUDIEES.

Espèce	Variable	F	Df	p-value
Merlu	Longueur	79,18	1	<0,001***
	Zone	10,37	2	<0,001*** Corse large > Corse côtier = Golfe du Lion côtier
	Longueur X Zone	0,35	2	0,708
Rouget de vase	Longueur	54,75	1	<0,001***
	Zone	0,39	1	0,534
	Longueur X Zone	1,17	1	0,282
Rousette	Longueur	258,21	1	<0,001***
	Zone	9,06	2	<0,001*** Corse large > Corse côtier = Golfe du Lion côtier
	Longueur X Zone	0,38	2	0,681
Sébaste chèvre	Longueur	251,44	1	<0,001***
	Zone	13,69	1	<0,001*** Corse large > Golfe du Lion large
	Longueur X Zone	0,57	1	0,454

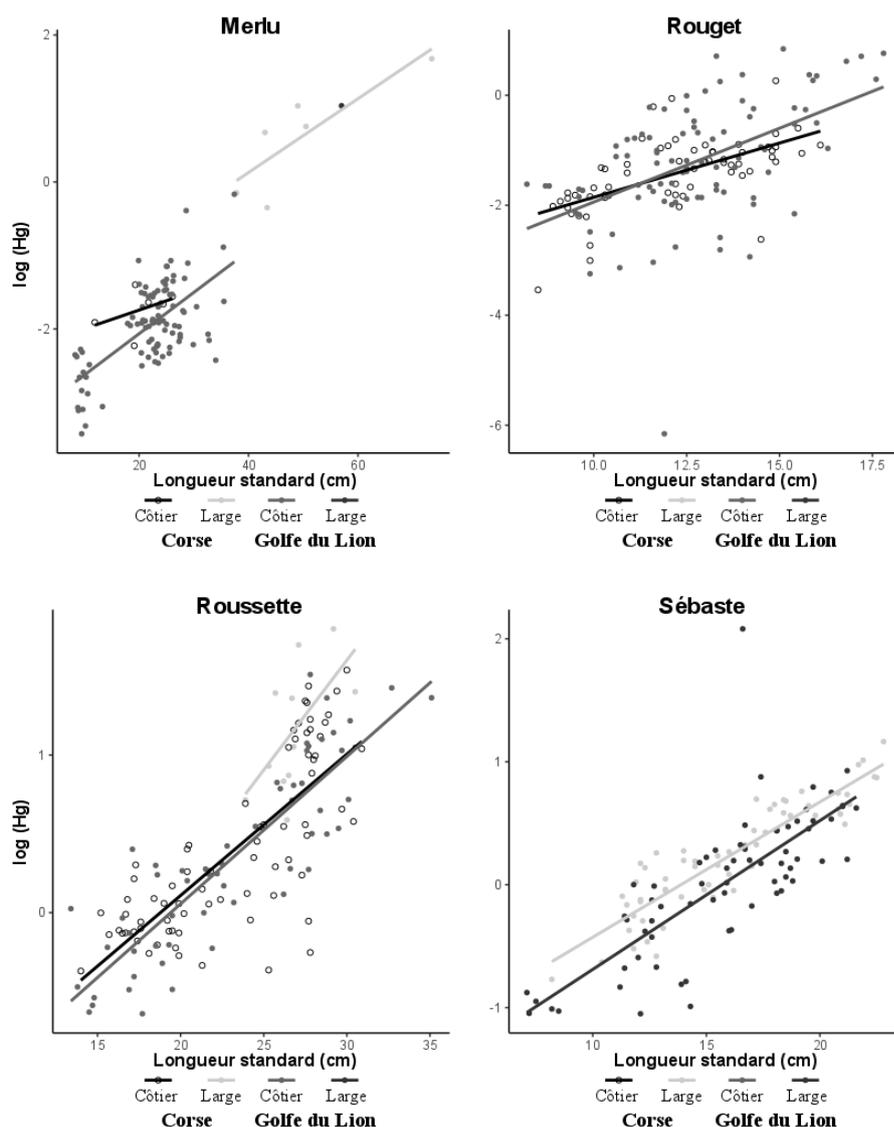


FIGURE 13 : RELATION LINEAIRE ENTRE LA CONCENTRATION EN MERCURE (TRANSFORMEES EN LOG) ET LA TAILLE DU POISSON SELON LES ESPECES ETUDIEES ET LES ZONES DE PRELEVEMENT.

2- Autres métaux

En ce qui concerne les autres métaux réglementés tels que le cadmium et le plomb, les 144 poissons analysés ont des niveaux de contamination dans le muscle en dessous du seuil sanitaire fixé par l'Union Européenne (seuils utilisés par la DCSMM) (Figure 15, Figure 16). Cependant, il convient de noter que moins de 10 % des échantillons possèdent une concentration supérieure aux limites de quantification de la méthode analytique appliquée (respectivement 7 poissons pour le Pb et 29 pour le Cd). Par conséquent, les différences entre les zones de prélèvement ne peuvent être évaluées statistiquement. Seuls 6 éléments (As, Cu, Fe, Mn, Se et Zn) sur les 14 analysés présentent l'ensemble de l'échantillonnage au-dessus de la limite de quantification (Tableau 9). Il n'est pas étonnant que le cuivre, le fer, le manganèse et le zinc fassent partie de ces métaux puisque ce sont des métaux dits essentiels, nécessaires au bon fonctionnement biologique et impliqués dans de nombreux processus physiologiques. La réalisation d'une analyse en composante principale permet de représenter la variabilité des concentrations de ces 6 éléments métalliques selon les quatre espèces étudiées (Figure 14). Cette analyse permet de montrer que la roussette se détache des autres espèces car elle présente des concentrations en moyenne plus élevées pour tous les métaux. Cette séparation entre téléostéens et chondrichthyens est connue dans la littérature

scientifique (Jeffree et al., 2010), De plus, ce résultat confirme la grande capacité d'accumulation des métaux chez cette espèce de requin (Jeffree et al., 2006).

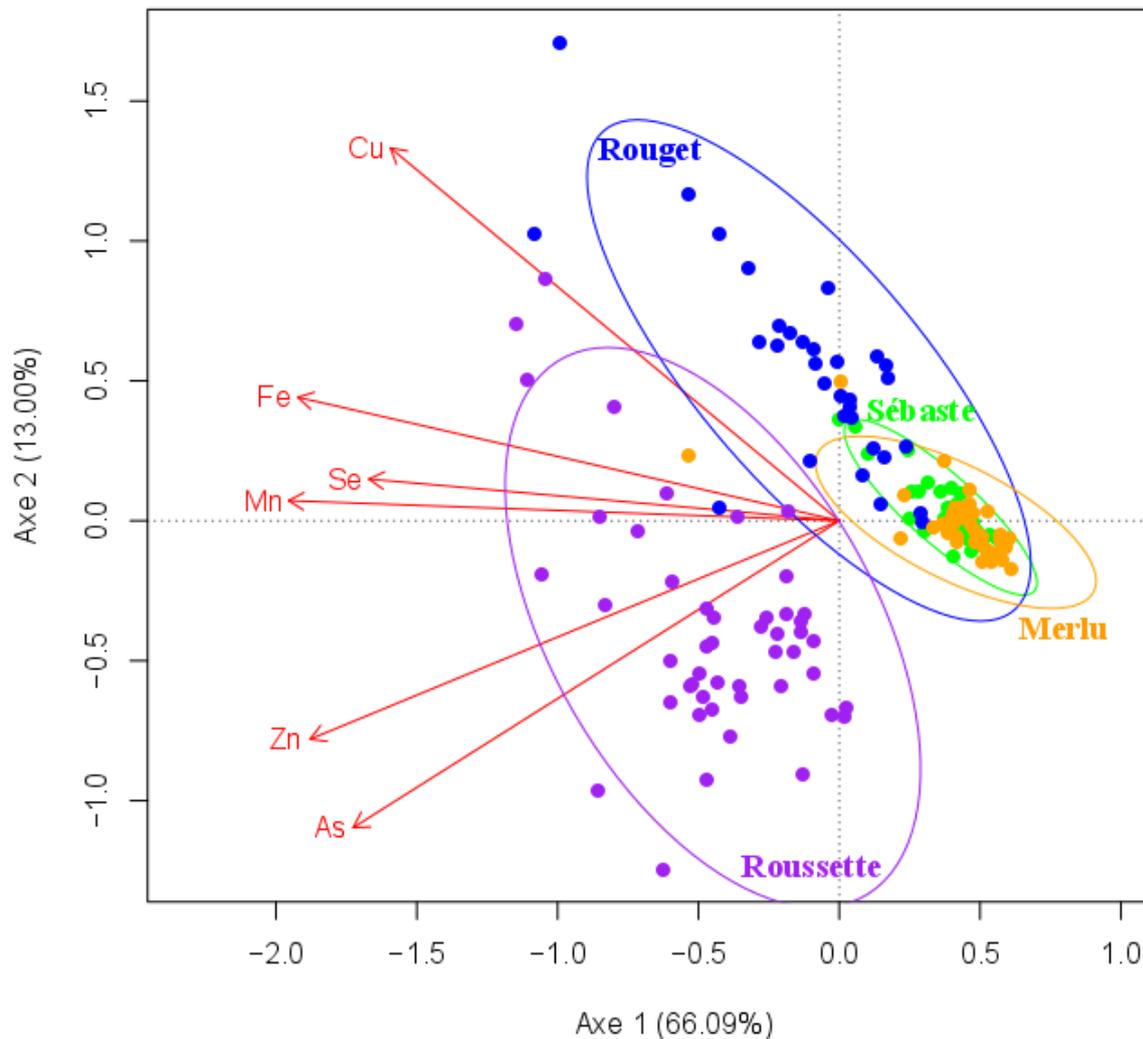


FIGURE 14 : REPRESENTATION GRAPHIQUE DES DEUX PREMIERS AXES DE L'ANALYSE EN COMPOSANTE PRINCIPALE BASEE SUR LES CONCENTRATIONS DES 6 ELEMENTS METALLIQUES ETUDIES (VALEURS AU-DESSUS DE LA LIMITE DE QUANTIFICATION).

Du fait que la majorité de ces métaux soient soumis à des mécanismes de régulation, leur bioaccumulation et leur transfert (notamment trophique) sont généralement faibles (*i.e.* très peu de relations significatives entre les teneurs en ces éléments et la taille du poisson ou la signature isotopique en azote), et notamment chez ces espèces de niveau trophique intermédiaire à élevé (Mille et al., 2018). A cela s'ajoute la complexité de relier les concentrations en métaux mesurées dans les tissus biologiques aux contaminations d'origine anthropique. Néanmoins, suite à la réalisation d'analyses de redondance chez chacune des espèces étudiées pour étudier la variabilité spatiale des concentrations observées, il s'avère que seul le sébaste présente une différence significative des concentrations entre les zones de prélèvement ($F = 19,764$ p-value $< 0,001^{***}$). En effet, chez cette espèce les concentrations moyennes des 6 métaux sont plus élevées en Corse par rapport au golfe du Lion, particulièrement en arsenic, élément pour lequel la concentration moyenne est multipliée par un facteur 2 en Corse.

TABLEAU 9 : MOYENNES ET ECART-TYPES (EN $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ PF) POUR LES 6 ELEMENTS METALLIQUES ETUDIES (VALEURS AU-DESSUS DE LA LIMITE DE QUANTIFICATION) SELON LES ESPECES ET LES ZONES DE PRELEVEMENT.

		Mn	Fe	Cu	Zn	As	Se
Merlu	Corse côtier	0,22 ± 0,16	3,36 ± 1,97	0,22 ± 0,08	4,77 ± 0,53	9,50 ± 2,98	0,70 ± 0,04
	Corse large	0,12 ± 0,03	1,83 ± 0,22	0,11 ± 0,02	3,32 ± 0,17	14,74 ± 5,38	0,64 ± 0,04
	Golfe du Lion côtier	0,21 ± 0,10	2,71 ± 1,00	0,19 ± 0,05	5,50 ± 1,65	14,35 ± 4,35	0,78 ± 0,30
Rouget	Corse côtier	0,40 ± 0,15	8,28 ± 1,17	0,63 ± 0,24	8,60 ± 3,09	45,83 ± 11,34	1,44 ± 0,46
	Golfe du Lion côtier	0,27 ± 0,07	5,75 ± 1,37	0,47 ± 0,11	5,97 ± 1,56	41,36 ± 11,76	0,89 ± 0,30
Roussette	Corse côtier	0,41 ± 0,08	8,76 ± 4,21	0,42 ± 0,20	17,00 ± 3,73	109,51 ± 37,39	1,45 ± 0,22
	Corse large	0,47 ± 0,11	9,63 ± 4,37	0,34 ± 0,13	14,53 ± 4,10	104,53 ± 32,17	1,36 ± 0,29
	Golfe du Lion côtier	0,30 ± 0,04	6,28 ± 2,39	0,29 ± 0,08	13,96 ± 2,34	82,90 ± 15,38	0,89 ± 0,14
Sébaste	Corse large	0,20 ± 0,09	4,06 ± 2,77	0,17 ± 0,04	4,80 ± 0,44	14,27 ± 4,19	1,12 ± 0,11
	Golfe du Lion large	0,15 ± 0,04	3,09 ± 1,68	0,15 ± 0,05	4,55 ± 0,55	7,41 ± 2,66	1,01 ± 0,12

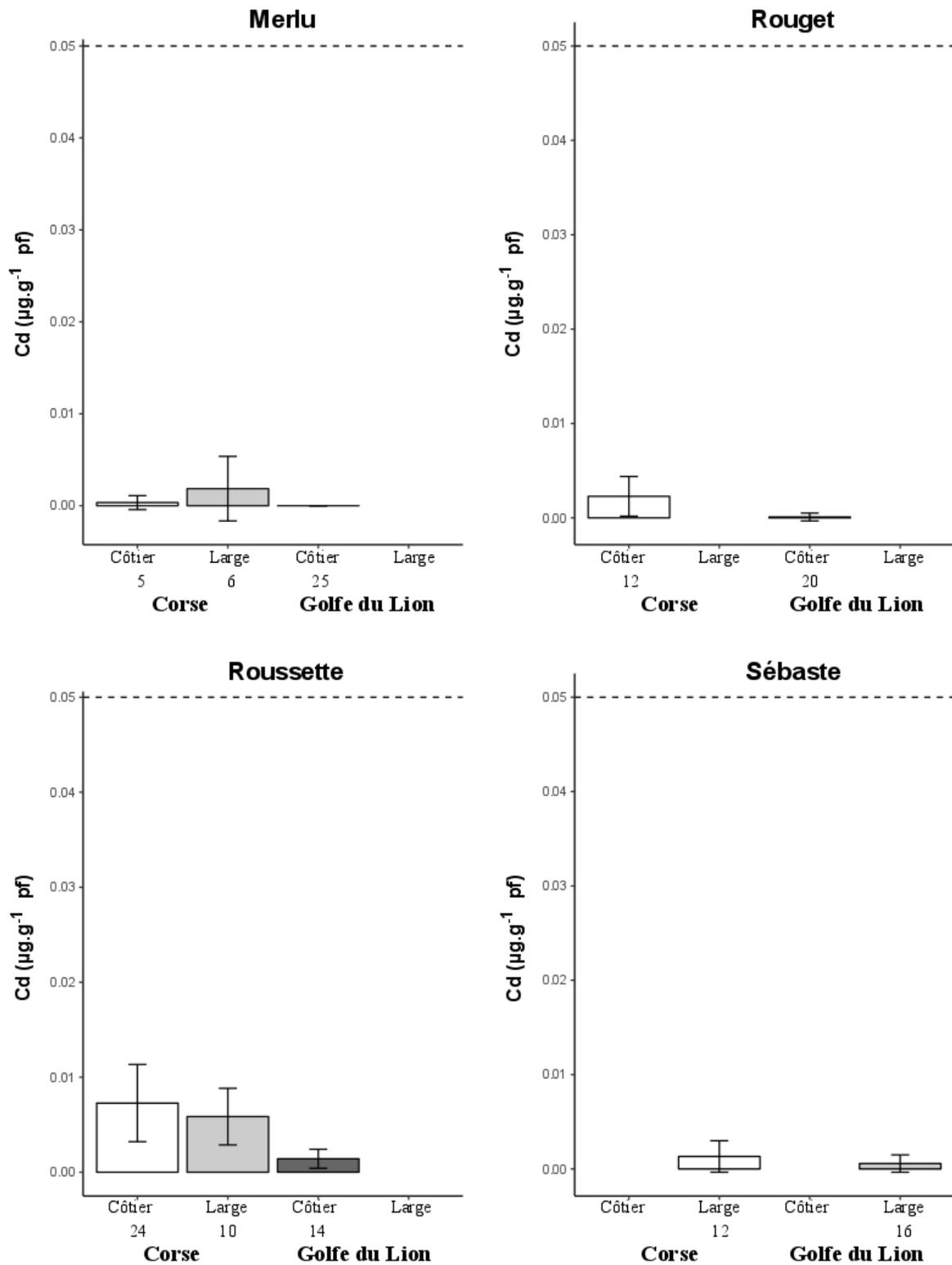


FIGURE 15 : CONCENTRATIONS MOYENNES ET ECARTS TYPES (BARRE D'ERREUR) EN CADMIUM PAR ESPECE ET ZONE DE PRELEVEMENT. LES LIGNES POINTILLEES HORIZONTALES REPRESENTENT LES VALEURS SEUILS DU BON ETAT ECOLOGIQUE UTILISEES PAR LA DCSMM POUR LE D8 (SEUILS SANITAIRES : 0,05 µg.g⁻¹ PF). POUR CHAQUE DIAGRAMME, LE NOMBRE D'ECHANTILLONS ANALYSES EST INDIQUE.

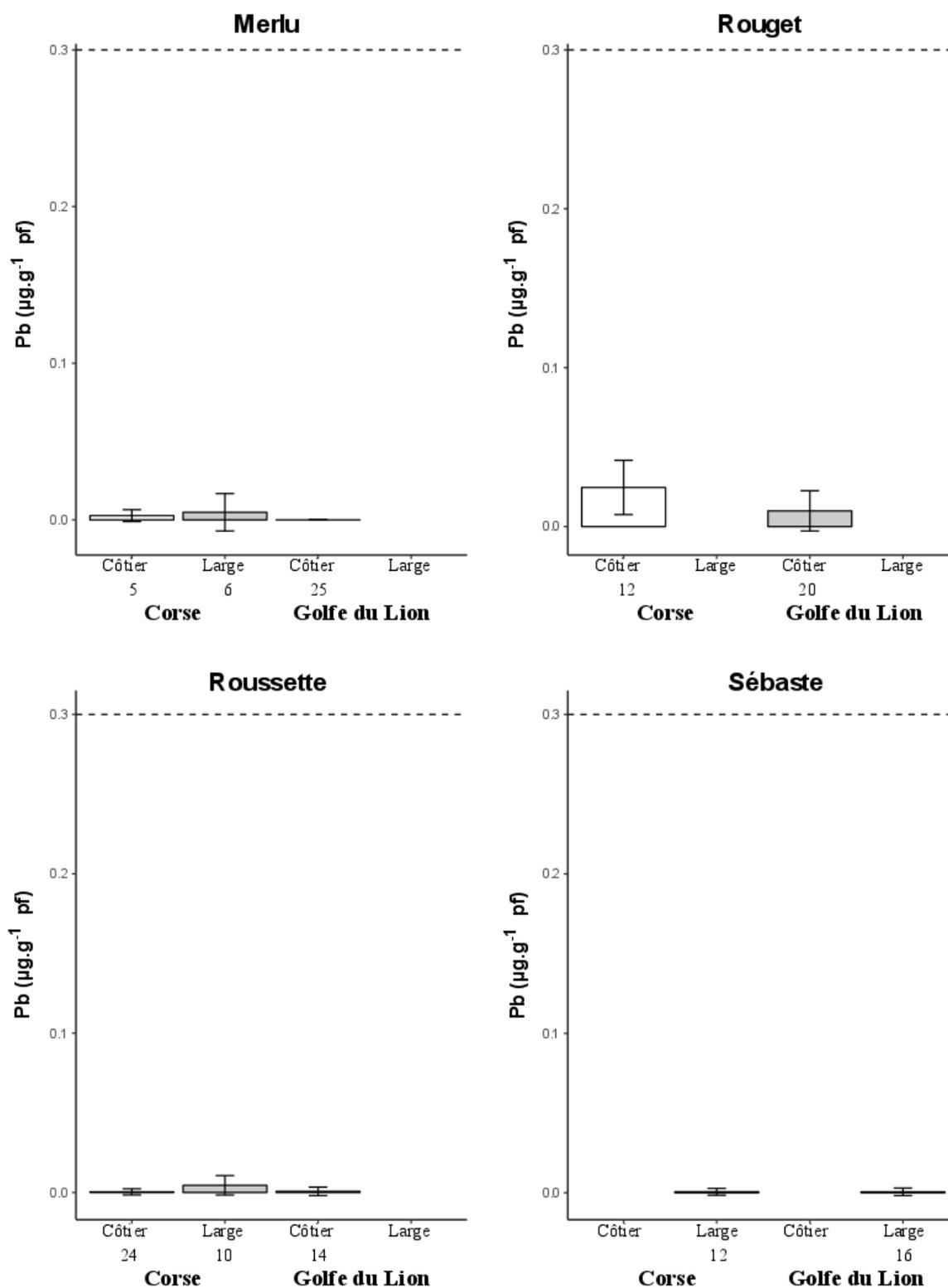


FIGURE 16 : CONCENTRATIONS MOYENNES ET ECARTS TYPES (BARRE D'ERREUR) EN PLOMB PAR ESPECE ET ZONE DE PRELEVEMENT, LES LIGNES POINTILLEES HORIZONTALES REPRESENTENT LES VALEURS SEUILS DU BON ETAT ECOLOGIQUE UTILISEES PAR LA DCSMM POUR LE D8 (SEUILS SANITAIRES : 0,3 µg.g⁻¹ PF). POUR CHAQUE DIAGRAMME, LE NOMBRE D'ECHANTILLONS ANALYSES EST INDIQUE.

Résumé des analyses de contaminants métalliques

- ✓ Niveaux de contamination en mercure dans le muscle plus élevé chez la roussette et le sébaste (majorité de l'échantillonnage au-dessus du seuil sanitaire) que chez le merlu et le rouget.
- ✓ Chez le merlu et la roussette, les niveaux de contamination en mercure sont plus élevés large en Corse alors qu'ils sont similaires dans les milieux côtiers en Corse et dans le Golfe du Lion. Chez le rouget, aucune différence significative entre les zones de prélèvement n'est trouvée contrairement au sébaste pour lequel les concentrations en mercure étaient plus élevées en Corse que dans le Golfe du Lion.
- ✓ Processus de bioaccumulation du mercure (relation entre la concentration en Hg et la taille du poisson) observé chez les 4 espèces étudiées, et identique selon les zones de prélèvement.
- ✓ Niveaux de contamination en cadmium et en plomb inférieurs aux seuils sanitaires.
- ✓ Etude des niveaux de contamination de 6 autres métaux (As, Cu, Fe, Mn, Se et Zn) rendue possible (notamment d'un point de vue statistique) du fait de valeurs obtenues au-dessus des limites de quantification analytiques. La roussette présente ainsi des niveaux de contamination en moyenne plus élevés par rapport aux trois autres espèces. L'analyse spatiale révèle que seul le sébaste présente des niveaux de contamination significativement plus élevés en Corse que dans le Golfe du Lion (au large).

Contaminants organiques

Un total de 90 échantillons de muscle incluant 29 merlus (3 en Corse et 26 dans le golfe du Lion), 22 rougets (10 en Corse et 12 dans le golfe du Lion) et 39 roussettes (25 en Corse et 14 dans le golfe du Lion) a été analysé. Il a été choisi de représenter les résultats des différents congénères selon des sommes de composés aux propriétés similaires, comme recommandé dans la littérature. Pour les PCDF et PCDD, la somme des concentrations de tous les congénères mesurés dans ce travail a été considérée. Pour les PCB, deux descripteurs ont été calculés, le CB 153 classiquement considéré comme un bon proxy de la contamination (Cresson et al., 2016; Harmelin-Vivien et al., 2012) et le S7, indicateur de l'ICES égal à la somme de 7 congénères (S7 = CB 28, CB 52, CB 101, CB 118, CB 138, CB 153, CB 180).

Le pourcentage de matière grasse (MG) est significativement plus élevé chez la roussette ($8,38 \pm 0,98$) que chez le merlu et le rouget (respectivement $3,99 \pm 1,15$ et $4,01 \pm 1,17$) ($F = 136$ p-value $< 0,001^{***}$). De plus, le pourcentage de MG est en moyenne plus élevé chez les rougets et roussettes prélevés en Corse par rapport à ceux prélevés dans le Golfe du Lion. Cet effet n'est pas observé chez le merlu (Figure 17). Ces espèces étant du même niveau trophique (cf, résultats, analyses trophiques, isotopie), et les contaminants mesurés étant fortement lipophiles, il ne serait pas surprenant que la roussette soit l'espèce qui présente les concentrations en PCB les plus élevées. Cependant, aucune différence significative ($F = 1,24$ p-value = $0,295$) des concentrations en PCDDs n'est trouvée entre les espèces étudiées (merlu : $0,46 \pm 0,34$ pg.g⁻¹ pf, rouget : $0,58 \pm 0,62$ pg.g⁻¹ pf, roussette : $0,43 \pm 0,48$ pg.g⁻¹ pf), La contamination en PCDFs est significativement plus importante ($F = 17,51$ p-value $< 0,001^{***}$) chez le rouget ($0,15 \pm 0,05$ pg.g⁻¹ pf) que chez le merlu et la roussette respectivement ($0,10 \pm 0,04$ pg.g⁻¹ pf et $0,09 \pm 0,03$ pg.g⁻¹ pf). En ce qui concerne le CB 153, il convient de noter que c'est le congénère où les concentrations moyennes mesurées sont les plus élevées, ce qui confirme l'utilisation de ce congénère comme représentatif de l'ensemble des autres congénères. De plus, les concentrations sont significativement ($F = 33,21$ p-value $< 0,001^{***}$) plus élevées chez le merlu ($3,96 \pm 3,51$ ng.g⁻¹ pf) que chez le rouget ($1,92 \pm 2,02$ ng.g⁻¹ pf) et la roussette ($1,62 \pm 0,85$ ng.g⁻¹ pf), Tout comme les concentrations en S7 où le merlu présente des concentrations plus élevées ($9,45 \pm 7,94$ ng.g⁻¹ pf) que le rouget ($4,75 \pm 4,87$ ng.g⁻¹ pf) et la roussette ($4,36 \pm 2,19$ ng.g⁻¹ pf).

En ce qui concerne la variation spatiale, toutes les espèces présentent des niveaux de contamination en PCDDs, CB 153 et S7 significativement plus élevés dans le golfe du Lion par rapport à la Corse (Figure 18). Le rouget est aussi la seule espèce à présenter des niveaux de contamination en PCDFs significativement plus élevés dans le Golfe du Lion qu'en Corse. En Méditerranée, le Rhône est une source majeure de PCB (Tronczynski et al., 2012) contrairement à la Corse où l'absence de source majeure de contamination en PCB est cohérente avec les concentrations faibles mesurées dans les poissons étudiés. De plus, cette variation spatiale est retrouvée dans la littérature scientifique. Chez le rouget de vase, les concentrations en S7 sont plus de 110 fois supérieures dans le golfe du Lion près de l'embouchure du Rhône qu'en Corse au Cap Ferro (Porte et al., 2002). Chez le merlu, les niveaux de contamination trouvés dans ce travail sont en accord avec ceux du programme RETROMED (Cresson et al., 2016). Un autre indicateur utilisé est le profil de contamination c'est-à-dire la proportion relative des composés en fonction de leur degré de chloration. Le nombre d'atome de chlore conditionne en effet la stabilité et la persistance des congénères de PCB, il est donc classique que ce profil soit dominé par des congénères à 5, 6 et 7 atomes de chlore. Par ailleurs, des différences de profil peuvent être indicatrices de sources ou de processus de contaminations différents (Dierking et al., 2009). Dans le cadre de ce travail, des profils similaires sont observés chez le merlu et le rouget mais des profils différents entre le golfe du Lion et la Corse (proportion plus élevée de 7 Cl dans le golfe du Lion) contrairement à la roussette qui présente une proportion plus élevée de PCB 7 Cl et moins de 5 Cl par rapport aux deux espèces précédentes mais un profil très similaire selon l'environnement (Figure 19). Les relations entre les différents groupes de contaminants organiques et la signature isotopique de

l'azote (proxy du niveau trophique) ou la taille du poisson (forte corrélation entre ces deux variables) montrent des corrélations significatives principalement dans le golfe du Lion, illustrant ainsi le caractère bioamplifiable ou bioaccumulable des contaminants organiques dès lors qu'il existe une source majeure de contamination en PCB tel que le Rhône dans le golfe du Lion. De plus, cela illustre des processus de contamination différents des espèces étudiées entre le golfe du Lion et la Corse. Cependant, de nombreux travaux illustrent une forte variabilité interindividuelle en contaminants organiques liée à l'influence de différents facteurs biotiques tels que l'âge, la croissance, le sexe, le stade de maturité, les comportements alimentaires, les mécanismes de détoxification (e.g. Bodiguel et al., 2009; Cresson et al., 2016; Harmelin-Vivien et al., 2012), Ainsi, l'échantillonnage effectué dans ce travail permet de discuter principalement des différences interspécifiques et spatiales mais ne permet pas de conclure quant aux variations intraspécifiques.

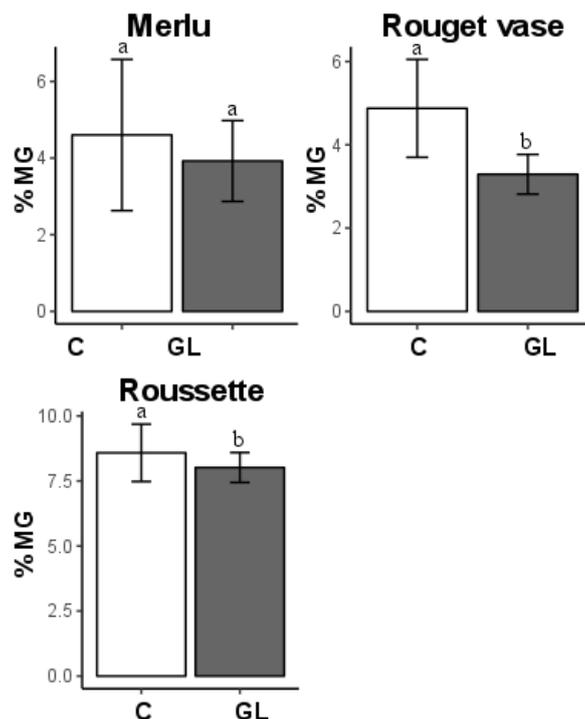


FIGURE 17 : POURCENTAGES MOYENS ET ECARTS-TYPES (BARRE D'ERREUR) DE MATIERE GRASSE (LIPIDES) DANS LE MUSCLE DES POISSONS SELON LES ESPECES ET ZONES DE PRELEVEMENT (C: CORSE ET GL : GOLFE DU LION). LES LETTRES INDIQUENT LES RESULTATS DU TEST POST-HOC DE L'ANOVA REALISE CHEZ CHACUNE DES TROIS ESPECES. DES LORS QUE LES ZONES DE PRELEVEMENT POSSEDENT LA MEME LETTRE, C'EST QUE LA DISTRIBUTION DES POURCENTAGES DE MATIERE GRASSE DES POISSONS PRELEVES DANS CES ZONES NE DIFFERE PAS SIGNIFICATIVEMENT.

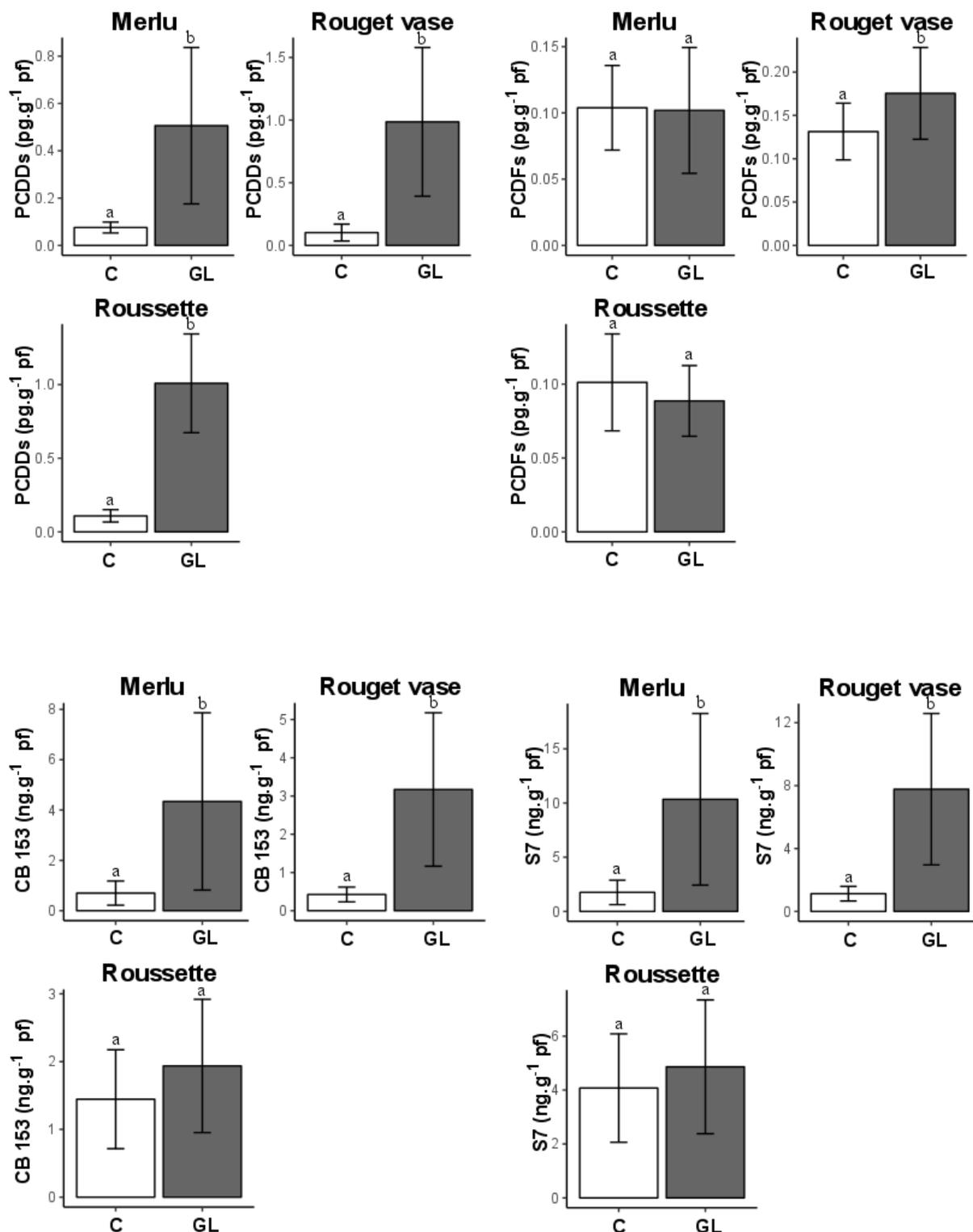


FIGURE 18 : CONCENTRATIONS MOYENNES ET ECARTS TYPES (BARRE D'ERREUR) EN PCDDs (SOMME DES 7 CONGENERES MESURES), EN PCDFs (SOMME DES 10 CONGENERES MESURES), EN CB 153 ET EN S7 (SOMME DES 7 CONGENERES ETUDIES PAR L'ICES) DANS LE MUSCLE DES POISSONS SELON LES ESPECES ET ZONES DE PRELEVEMENT (C : CORSE ET GL : GOLFE DU LION). LES LETTRES INDIQUENT LES RESULTATS DU TEST POST-HOC DE L'ANOVA REALISE CHEZ CHACUNE DES TROIS ESPECES. DES LORS QUE LES ZONES DE PRELEVEMENT POSSEDENT LA MEME LETTRE, C'EST QUE LA DISTRIBUTION DES CONCENTRATIONS EN CONTAMINANTS MESUREES DANS LES POISSONS PRELEVES DANS CES ZONES NE DIFFERE PAS SIGNIFICATIVEMENT.

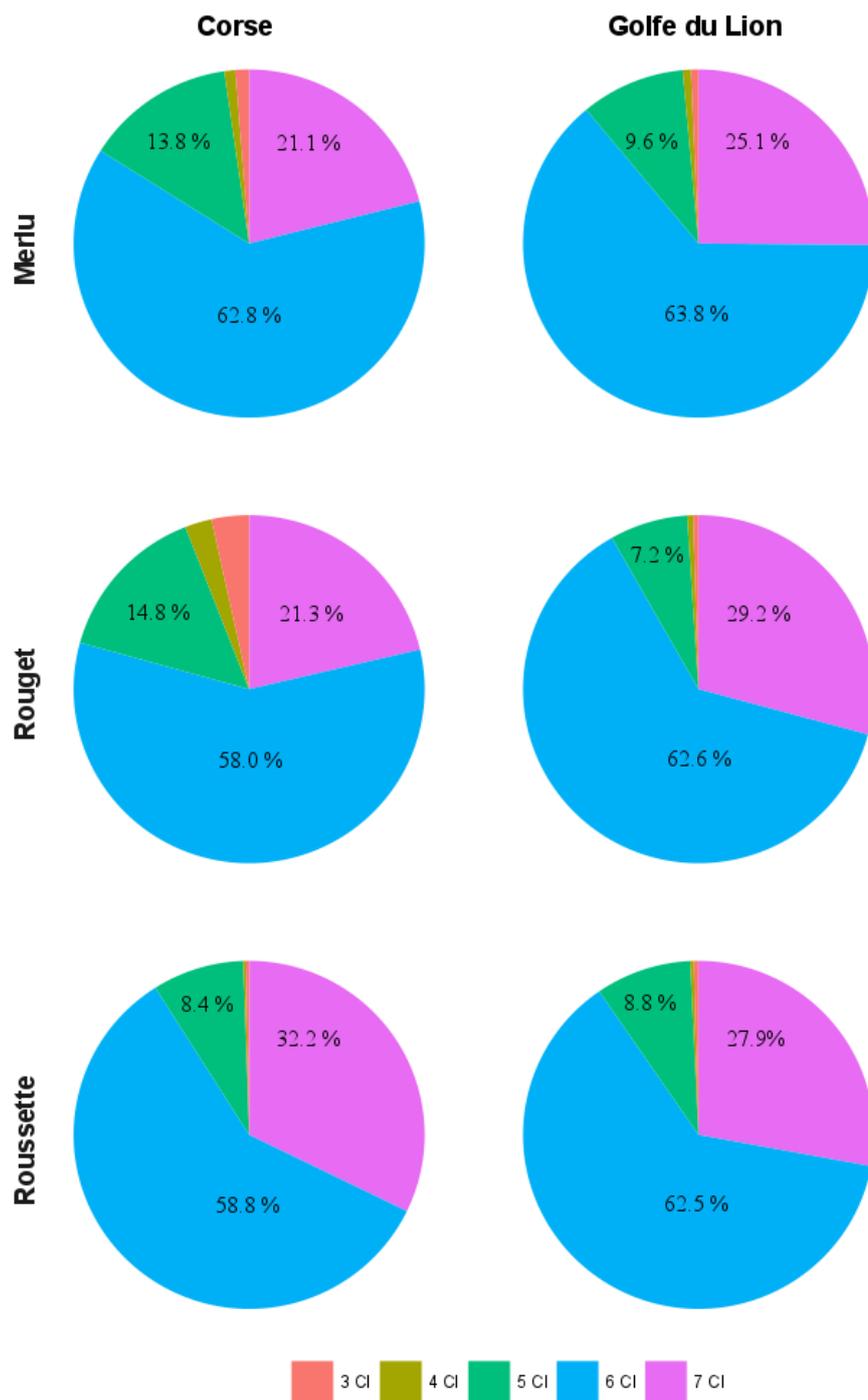


FIGURE 19 : PROPORTIONS RELATIVES DES DIFFERENTES CLASSES DE PCB SELON LES ESPECES ET LES ZONES DE PRELEVEMENT.

Résumé des analyses de contaminants organiques

- ✓ Niveaux de contamination en PCDFs plus élevés chez le rouget et niveaux de contamination en CB 153 et S7 plus importants chez le merlu. Pas de différence de contamination en PCDDs entre les trois espèces étudiées.
- ✓ Niveaux de contamination généralement plus élevés dans le golfe du Lion qu'en Corse, reflet du Rhône comme source majeure en contaminants organiques dans le golfe du Lion.
- ✓ Bioaccumulation/bioamplification significatives des contaminants organiques principalement dans le golfe du Lion, illustrant ainsi des processus de contamination différents entre le golfe du Lion et la Corse.

Bilan - Perspectives - Recommandations du protocole 3

✓ Echantillonnage

L'utilisation de la campagne MEDITS pour réaliser l'échantillonnage permettant de répondre aux objectifs de ce protocole est une réussite puisque 476 poissons ont été pêchés regroupant 81 merlus européens, 152 rougets de vase, 127 roussettes et 116 sébastes chèvre sur 27 stations de prélèvements. Ce résultat confirme la faisabilité technique du programme CONTAMED, en particulier de son protocole 3 basé sur les campagnes MEDITS (suivi mutualisé D4-D8-D9 de l'action d'optimisation des campagnes halieutiques). Comme attendu, le rouget barbet de vase et le sébaste chèvre n'ont pas pu être capturés à certaines profondeurs, respectivement aux stations référencées « large » et « côtières », puisque ces profondeurs ne correspondaient pas à leur milieu de vie. Néanmoins, une très bonne couverture spatiale du golfe du Lion et de l'Est de la Corse a été réalisée.

✓ Espèces étudiées

Un des objectifs de ce protocole était de déterminer la position des quatre espèces sentinelles dans le réseau trophique. Ce travail révèle, grâce aux analyses couplées des contenus stomacaux et des signatures isotopiques en carbone et azote, que les quatre espèces étudiées sont toutes les quatre à un niveau trophique relativement élevé. De plus, ces quatre espèces sont davantage soutenues par la voie benthique, particulièrement la roussette et le rouget barbet de vase dont le régime alimentaire est exclusivement composé de proies benthiques. Cependant, ce travail décrit aussi des différences de régimes alimentaires entre ces espèces. L'alimentation étant la principale source de contamination, les concentrations des différents contaminants sont donc aussi variés et spécifiques à l'espèce (effet de leur métabolisme propre). Par exemple, la roussette est un chondrichthyen (poisson cartilagineux) et présente des niveaux de contamination en métaux plus élevés que les autres espèces qui sont des téléostéens (poissons osseux). De ce fait, le choix de ces quatre espèces est pertinent puisqu'il permet d'être représentatif de la diversité phylogénétique. A cela s'ajoute la diversité des aires de répartition (habitats) de ces quatre espèces. En effet, le rouget de vase vit dans les zones côtières, alors que le sébaste vit dans les eaux marines dites du large (têtes de canyons). Le merlu présente un changement ontogénétique d'habitat puisque les juvéniles sont présents dans les eaux côtières (et non dans les têtes de canyons) contrairement aux adultes qui vivent au large. Seule, la roussette est présente dans tous les milieux. Il apparaît donc nécessaire de continuer à suivre ces quatre espèces, bioindicatrices des différentes masses d'eaux.

✓ Comparaison spatiale

L'objectif principal de ce travail était de documenter la variabilité spatiale des concentrations en contaminants dans les eaux marines côtières et dans les têtes de canyons du golfe du Lion et dans l'Est de la Corse. Ce travail relève des variations spatiales selon les espèces et les contaminants étudiés. En effet, le sébaste présente des concentrations en métaux plus élevées en Corse que dans le golfe du Lion. Cette tendance n'est pas observée chez les 3 autres espèces où les concentrations moyennes sont similaires entre la Corse et le golfe du Lion. En ce qui concerne les contaminants organiques, l'impact du Rhône comme source majeure de PCB permet d'expliquer les concentrations plus élevées mesurées dans le golfe du Lion contrairement à la Corse où l'absence de source majeure de contamination en PCB est cohérente avec les concentrations faibles mesurées dans les poissons étudiés. L'effet de la bathymétrie (zone côtière *versus* large) a pu être étudié chez le merlu et la roussette mais de façon limitée (effectif faible pour certaines zones de prélèvement). Seules les concentrations en mercure se sont avérées plus élevées au niveau des têtes de canyons par rapport aux zones côtières. Du fait de l'échantillonnage limité, cette tendance reste à être confirmée.

Pour conclure, le dernier objectif de ce protocole était de renseigner les descripteurs 4 et 8 (voire 9) de la DCSMM. Cette dernière permet d'élaborer une stratégie de surveillance du milieu marin notamment pour les biocénoses des fonds côtiers et la richesse écologique des têtes de canyons sous-marins en Méditerranée occidentale en vue de l'atteinte ou du maintien du Bon État Écologique d'ici 2020. Grâce à la réalisation de ce protocole, le descripteur 8 utilisera entre autre toutes les données acquises dans ce travail pour réaliser la prochaine évaluation de l'atteinte du Bon Etat Ecologique du descripteur 8 « Contaminants dans le milieu ». Ces données seront bancarisées dans la base de données quadrigé.

Evaluation de la contamination chimique selon les indicateurs du D8C1

Le Bon Etat Ecologique (BEE) pour le descripteur 8 « Contaminants dans le milieu » (D8) de la DCSMM est atteint lorsque le niveau des contaminants dans l'environnement marin ne provoque pas d'effets dus à la pollution. D'après la décision 2017/848/CE, le BEE pour le D8 est défini par quatre critères : concentrations des contaminants (eau, sédiment et biote) (D8C1), effets sur l'écosystème (D8C2), durée et étendue spatiale des événements de pollution aiguë (D8C3) et effets négatifs de la pollution aiguë sur les organismes (D8C4). Le programme CONTAMED permet d'acquérir des données pour le D8C1, via le programme thématique « contaminants » du programme de surveillance de la DCSMM. Plus précisément, le dispositif est intégré dans un des sous-programmes du programme thématique « Contaminants », intitulé « Contaminants dans les organismes marins », pour les poissons côtiers et au large. En complément des résultats précédemment discutés, une évaluation de la contamination chimique a été réalisée selon les méthodes utilisées par le D8C1 (Tableau 10, Figure 20). Bien que les données produites dans le programme CONTAMED ne permettent pas à elles seules de renseigner le D8C1, elles seront néanmoins intégrées dans le calcul.

Pour atteindre le BEE, les indicateurs du D8 (substances) doivent respecter les seuils environnementaux (OSPAR, MED POL, EPA, DCE) ou à défaut les seuils sanitaires (EC) et ne pas augmenter au cours du temps. L'indicateur est de manière générale le triplet lieu de surveillance*taxon*substance. Il est évalué, dans ce travail, à l'échelle des quatre stations de prélèvements (Banyuls, la Seyne sur Mer, Nice et Sète) pour le protocole 1 et à l'échelle des quatre zones de prélèvements (Corse côtier, Corse large, golfe du Lion côtier, golfe du Lion large) pour le protocole 3. Un triplet taxon*substance*station est considéré en BEE lorsque la valeur d'état de l'indicateur (contaminant), calculé comme le percentile 95 des concentrations mesurées, est inférieure au seuil. Dans le cas où l'évaluation de la tendance est possible (minimum 5 ans de données), une droite de régression est réalisée modélisant les concentrations mesurées (transformées en log) en fonction des années. De ce fait, le triplet taxon*substance*station est considéré en BEE lorsque la valeur d'état, calculé comme l'exponentiel de la borne supérieure de l'intervalle de confiance à 90 % de la régression, est inférieure au seuil disponible et que la tendance (pente de la droite de régression) n'augmente pas de manière significative.

CONTAMED Protocole 1 : Evaluation de la contamination chimique

La contamination en mercure chez les deux espèces de rouget de long de la façade méditerranéenne française a été évaluée à partir de la valeur d'état et de la tendance (calculées respectivement comme l'exponentiel de la borne supérieure de l'intervalle de confiance à 90 % et la pente de la régression entre les concentrations mesurées et les années). Les droites de régression sont réalisées selon les 2 espèces de rougets et les 4 stations de prélèvement.

TABLEAU 10 : RESULTATS DE L’EVALUATION DE LA CONTAMINATION CHIMIQUE DU MERCURE CHEZ 2 ESPECES DE ROUGET (PROTOCOLE 1 DU PROGRAMME CONTAMED). EN ROUGE : NON ATTEINTE DU BEE, VALEUR D’ETAT \geq AU SEUIL (EC = 2,13 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ PS, CORRESPONDANT A LA CONVERSION DU SEUIL EC 0,5 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ PF EN PS AVEC UN POURCENTAGE HUMIDITE MOYEN EGAL A 76,5%, CALCULE A PARTIR DE TOUS LES ECHANTILLONS DEPUIS 2015) ET/OU TENDANCE A L’AUGMENTATION SIGNIFICATIVE. EN BLEU : ATTEINTE DU BEE, VALEUR D’ETAT $<$ AU SEUIL (2,13 $\mu\text{g}\cdot\text{g}$ PS) ET TENDANCE A L’AUGMENTATION NON SIGNIFICATIVE.

Espèce	Station	Valeur d'état	Tendance	Atteinte du BEE
Rouget de vase	Banyuls	0,23	t = -1,45 p,value = 0,147	
Rouget de vase	La Seyne sur mer	0,94	t = 0,438 p,value = 0,662	
Rouget de vase	Nice	0,21	t = -6,014 p,value < 0,001***	
Rouget de vase	Sète	1,23	t = 15,51 p,value < 0,001***	
Rouget de roche	Banyuls	0,29	t = 1,033 p,value = 0,302	
Rouget de roche	La Seyne sur mer	0,62	t = 2,425 p,value = 0,016*	
Rouget de roche	Nice	0,39	t = -0,301 p,value = 0,764	
Rouget de roche	Sète	0,31	t = 0,757 p,value = 0,450	

Il convient de rappeler qu'un changement de pêcheur a été effectué en 2015 sur la station de Sète ayant pour conséquence un décalage de la zone de pêche. Ce décalage semble la cause de l'augmentation des concentrations mesurées sur cette station (Witkowski et al., 2017) (Tableau 10).

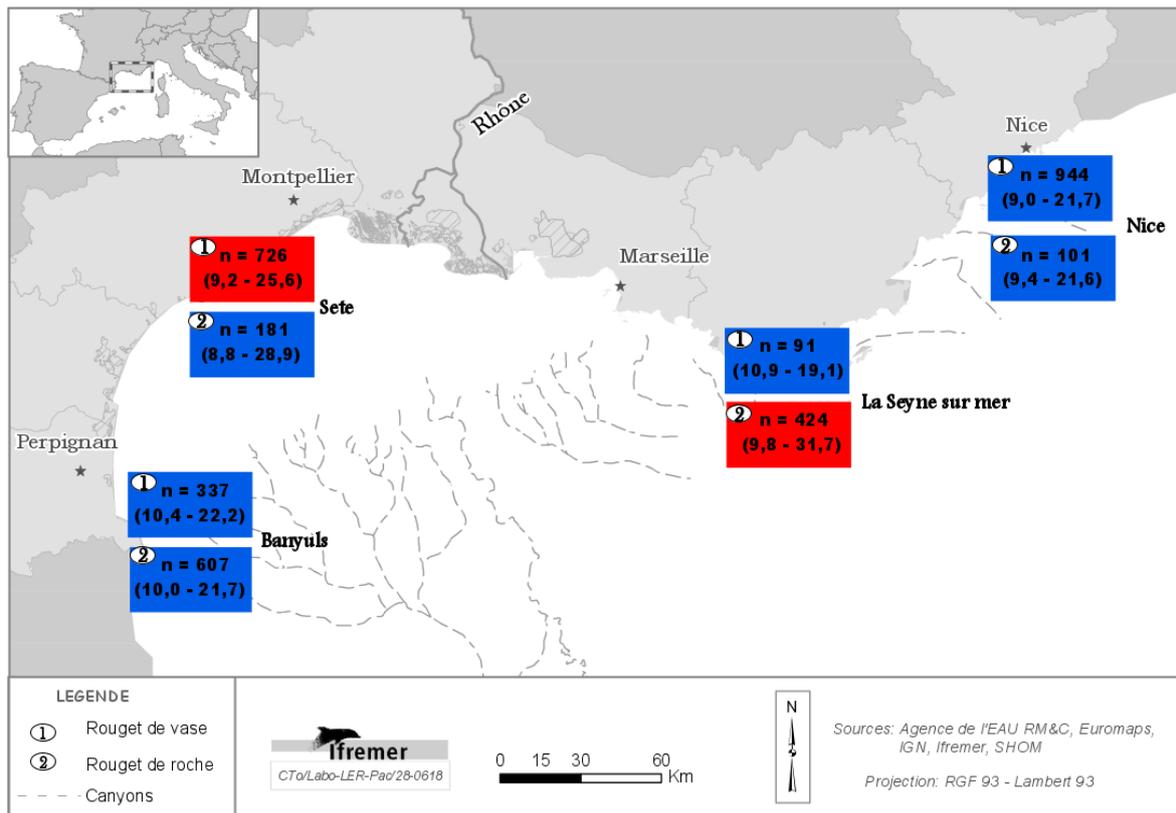


FIGURE 20 : EVALUATION DE LA CONTAMINATION EN MERCURE CHEZ DEUX ESPECES DE ROUGET (1 : *MULLUS BARBATUS*, 2 : *MULLUS SURMULETUS*) A PARTIR DES DONNEES DU PROTOCOLE 1 DES ACTIONS 2017-2018 DU PROGRAMME CONTAMED. LE NOMBRE DE POISSON (n) ACCOMPAGNE DE LA GAMME DE TAILLE (ENTRE PARENTHESES), UTILISE POUR REALISER L’EVALUATION, SONT INDICES. NON ATTEINTE DU BEE (EN ROUGE), ATTEINTE DU BEE (EN BLEU).

CONTAMED Protocole 3 : Evaluation de la contamination chimique

La contamination en éléments traces métalliques et en contaminants organiques chez quatre espèces de la méditerranéenne française a été évaluée à partir de la valeur d’état calculée comme le percentile 95 des concentrations mesurées. En ce qui concerne les dioxines (PCDD), les furanes (PCDF) et les PCB dioxin-like, c’est la Quantité Equivalente Toxique (TEQ) définie par l’organisation mondiale de la santé qui a été utilisée puisqu’elle est indicatrice de la contamination de ces composés. Elle est calculée comme la somme des concentrations des 29 congénères mesurés dans ce travail (7 PCDD, 10 PCDF et 12 PCB de type dioxine) pondérés d’un facteur d’équivalence de toxicité (TEF).

Dans le cas où l’individu présente une concentration inférieure à la limite de quantification, c’est la valeur de cette dernière qui est retenue pour l’individu (approche la plus conservatrice possible) (Tableau 11, Figure 21 à Figure 25).

Il convient de noter que pour le mercure, l’atteinte du BEE n’est pas observée chez le rouget de vase dans le golfe du Lion contrairement aux rougets de vase pêchés pour répondre aux objectifs du protocole 1. En effet, ces derniers présentaient des concentrations en mercure dans le muscle bien inférieures ($\sim 0,6 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\text{ps}$ contre $7,9 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\text{ps}$). Dans la mesure où l’alimentation est la source majeure de contamination des poissons (Hall et al., 1997), l’hypothèse pour expliquer cette différence de contamination en mercure entre les rougets côtiers du protocole 1 et ceux pêchés pour le protocole 3 serait une différence d’alimentation et/ou de contamination des proies entre les habitats où se nourrissent les rougets puisque les rougets de vase du protocole 1 sont pêchés plus près des côtes que ceux pêchés lors de la campagne MEDITS 2017 (protocole 3).

TABLEAU 11 : RESULTATS DE L'ÉVALUATION DE LA CONTAMINATION CHIMIQUE CHEZ LES POISSONS EN MEDITERRANEE OCCIDENTALE (PROTOCOLE 3 DU PROGRAMME CONTAMED). EN ROUGE : ESPECE ET ZONE POUR LESQUELLES LA SUBSTANCE CONSIDEREE EST ≥ AU SEUIL ET DONC NON ATTEINTE DU BEE, EN BLEU : ESPECE ET ZONE POUR LESQUELLES LA SUBSTANCE CONSIDEREE EST < AU SEUIL.

Espèce	Métaux			PCB							Dioxines, furanes et composés dioxin-like
	Cd	Hg	Pb	CB28	CB52	CB101	CB118	CB138	CB153	CB180	
	EC : 0,050 mg/kg p,f	EC : 0,5 mg/kg p,f EC _{REQUIN} : 1,0 MG/KG P,F	EC : 0,3 mg/kg p,f	EAC : 0,067 mg/kg p,l	EAC : 0,108 mg/kg p,l	EAC : 0,121 mg/kg p,l	EAC : 0,025 mg/kg p,l	EAC : 0,317 mg/kg p,l	EAC : 1,585 mg/kg p,l	EAC : 0,469 mg/kg p,l	EC (TEQ) : 6,5 pg/g p,f
Merlu Corse Côtier	0,0030	0,2378	0,0228	0,0030	0,0023	0,0108	0,0169	0,0628	0,1001	0,0668	0,1678
Merlu Corse Large	0,0072	4,7150	0,0269	-	-	-	-	-	-	-	-
Merlu Golfe du Lion Côtier	0,0040	0,3340	0,0308	0,0150	0,0286	0,1138	0,1748	0,8482	1,7192	1,0219	0,7967
Merlu Golfe du Lion Large	-	2,8210	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Rouget Corse Côtier	0,0070	0,5467	0,0543	0,0064	0,0037	0,0069	0,0125	0,0319	0,0576	0,0315	0,2092
Rouget Golfe du Lion Côtier	0,0040	1,7148	0,0368	0,0079	0,0073	0,0081	0,1121	0,4562	0,8727	0,6708	0,4732
Roussette Corse Côtier	0,0140	3,8046	0,0333	0,0009	0,0007	0,0040	0,0216	0,0872	0,1330	0,1406	0,1048
Roussette Corse Large	0,0111	5,7606	0,0315	-	-	-	-	-	-	-	-
Roussette Golfe du Lion Côtier	0,0040	3,9059	0,0315	0,0012	0,0010	0,0063	0,0217	0,0894	0,1511	0,1144	0,1062
Sébaste Corse Large	0,0049	2,4041	0,0292	-	-	-	-	-	-	-	-
Sébaste Golfe du Lion Large	0,0040	2,1795	0,0283	-	-	-	-	-	-	-	-

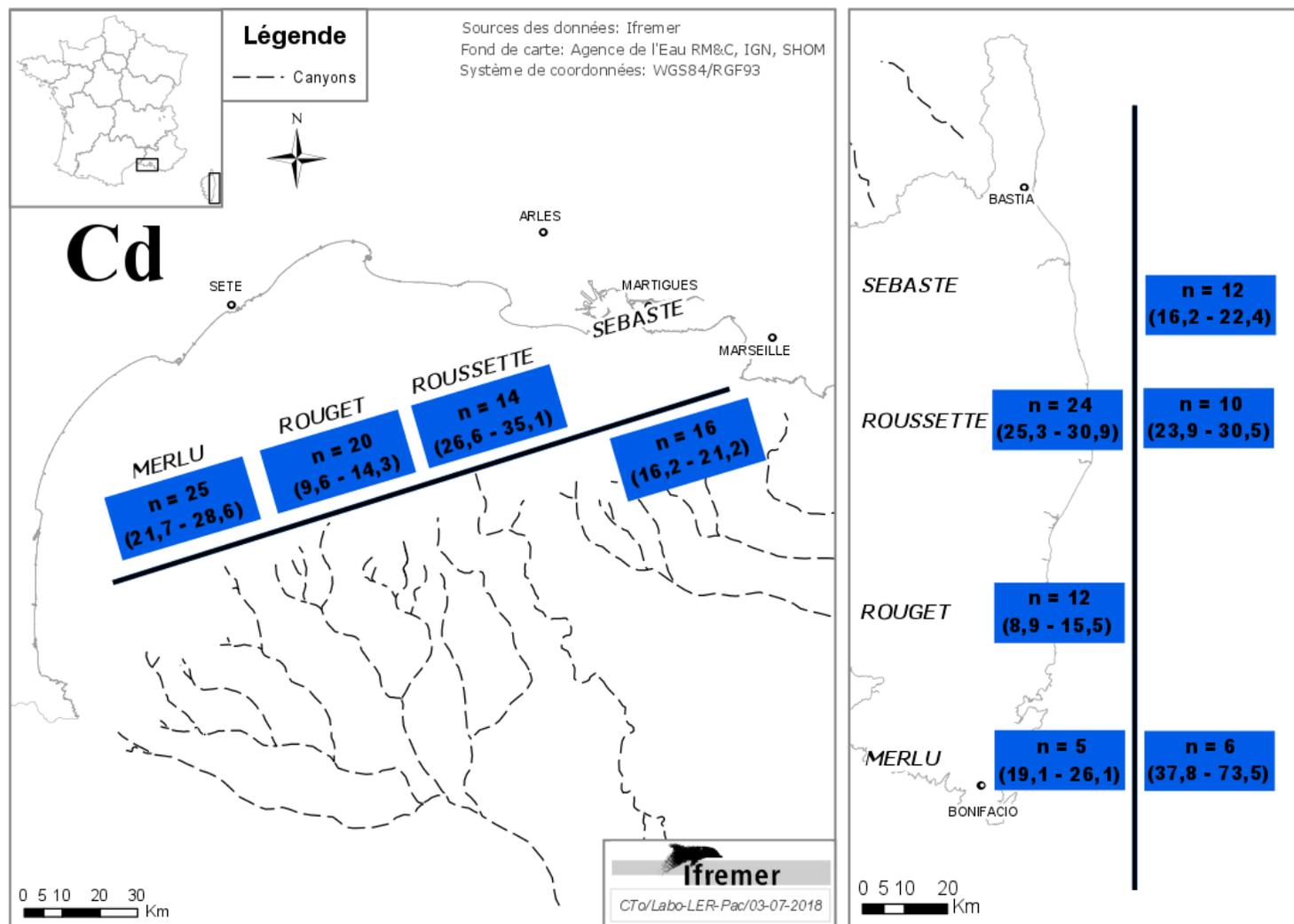


FIGURE 21 : EVALUATION DE LA CONTAMINATION EN CADMIUM A PARTIR DES DONNEES DU PROTOCOLE 3 DES ACTIONS 2017-2018 DU PROGRAMME CONTAMED. LE NOMBRE DE POISSONS (n) ACCOMPAGNE DE LA GAMME DE TAILLE (ENTRE PARENTHESES), UTILISES POUR REALISER L'EVALUATION, SONT INDICES. ROUGE : NON ATTEINTE DU BEE ; BLEU : ATTEINTE DU BEE.

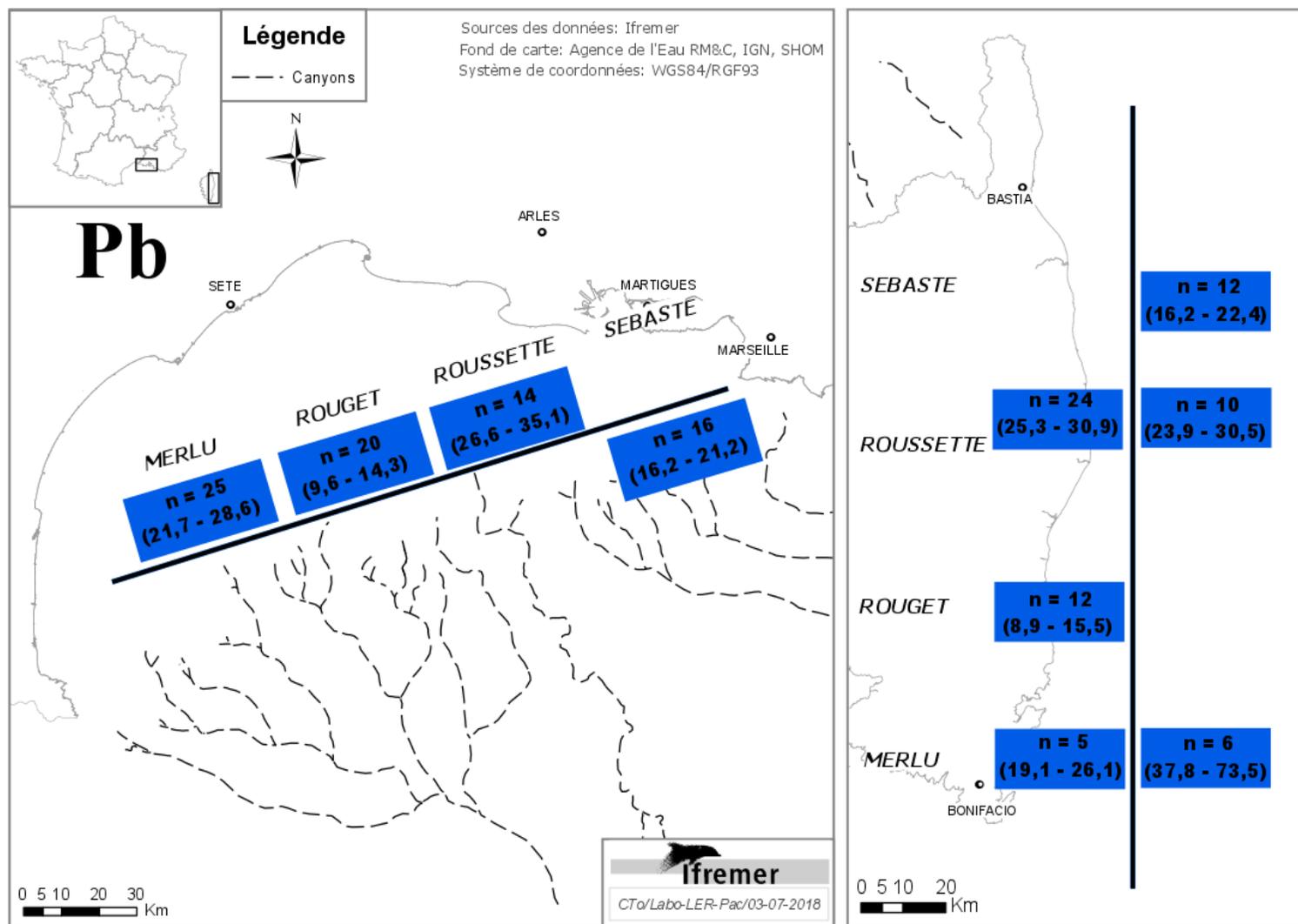


FIGURE 22 : EVALUATION DE LA CONTAMINATION EN PLOMB A PARTIR DES DONNEES DU PROTOCOLE 3 DES ACTIONS 2017-2018 DU PROGRAMME CONTAMED. LE NOMBRE DE POISSONS (n) ACCOMPAGNE DE LA GAMME DE TAILLE (ENTRE PARENTHESES), UTILISES POUR REALISER L'EVALUATION, SONT INDIQUEES. ROUGE : NON ATTEINTE DU BEE ; BLEU : ATTEINTE DU BEE.

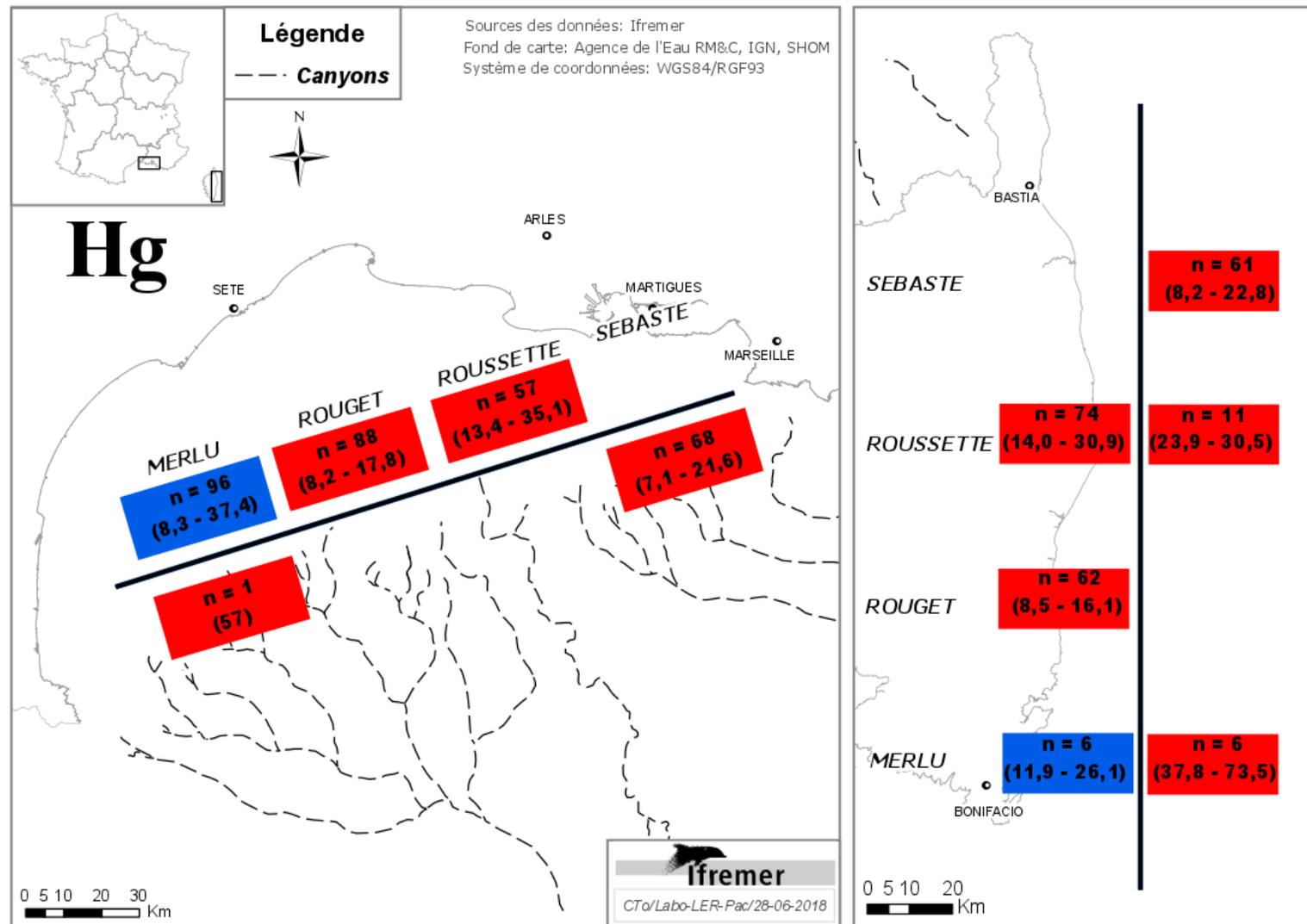


FIGURE 23 : EVALUATION DE LA CONTAMINATION EN MERCURE A PARTIR DES DONNEES DU PROTOCOLE 3 DES ACTIONS 2017-2018 DU PROGRAMME CONTAMED. LE NOMBRE DE POISSONS (n) ACCOMPAGNE DE LA GAMME DE TAILLE (ENTRE PARENTHESES), UTILISES POUR REALISER L'EVALUATION, SONT INDICES. ROUGE : NON ATTEINTE DU BEE ; BLEU : ATTEINTE DU BEE.

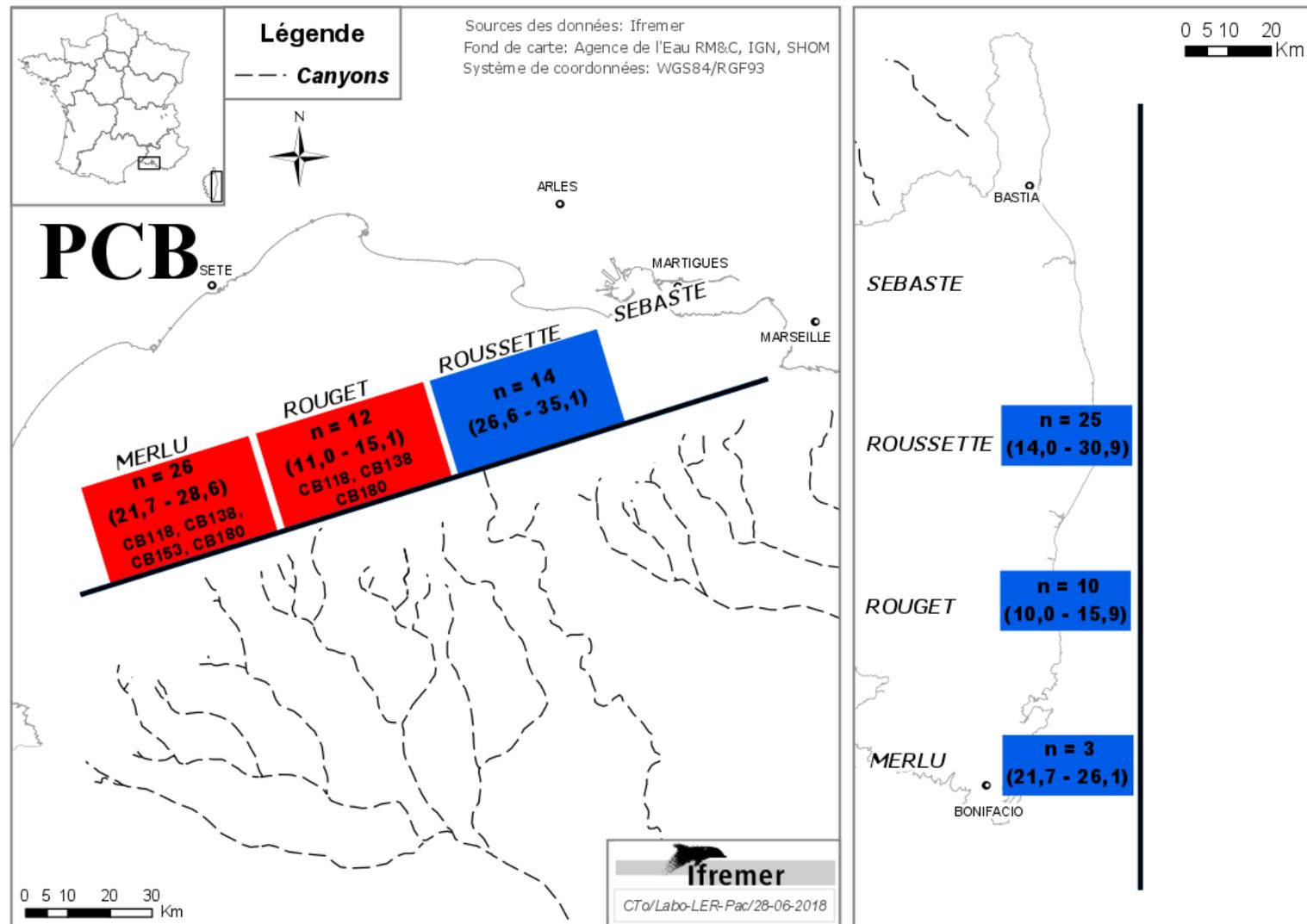


FIGURE 24 : EVALUATION DE LA CONTAMINATION EN PCB A PARTIR DES DONNEES DU PROTOCOLE 3 DES ACTIONS 2017-2018 DU PROGRAMME CONTAMED. LE NOMBRE DE POISSONS (n) ACCOMPAGNE DE LA GAMME DE TAILLE (ENTRE PARENTHESES), UTILISES POUR REALISER L'EVALUATION, SONT INDICES. ROUGE : NON ATTEINTE DU BEE ; BLEU : ATTEINTE DU BEE.

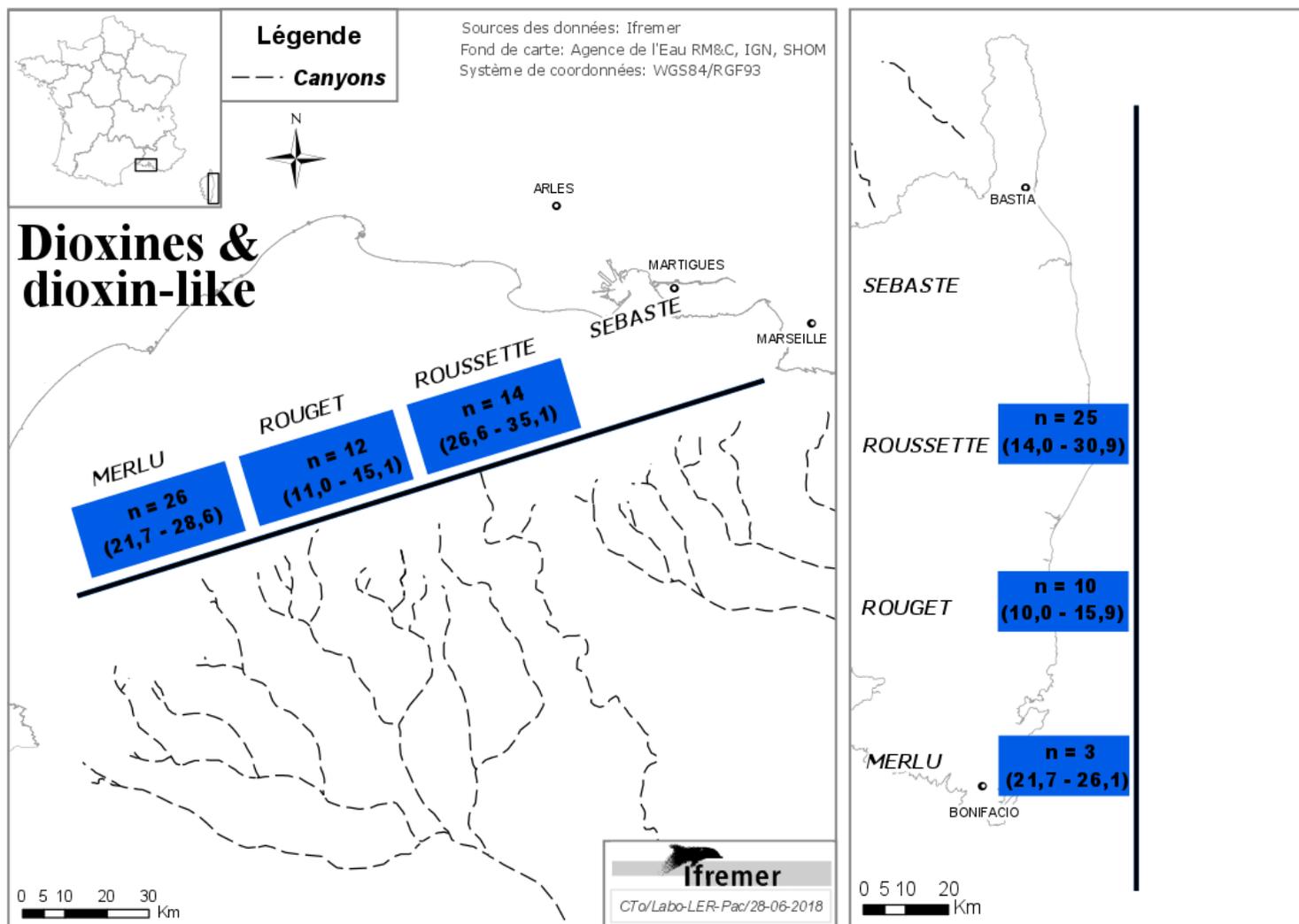


FIGURE 25 : EVALUATION DE LA CONTAMINATION EN DIOXINES ET COMPOSES DIOXIN-LIKE A PARTIR DES DONNEES DU PROTOCOLE 3 DES ACTIONS 2017-2018 DU PROGRAMME CONTAMED. LE NOMBRE DE POISSONS (n) ACCOMPAGNE DE LA GAMME DE TAILLE (ENTRE PARENTHESES), UTILISES POUR REALISER L'EVALUATION, SONT INDICES. ROUGE : NON ATTEINTE DU BEE ; BLEU : ATTEINTE DU BEE.

Références bibliographiques

- Andral, B., Stanisiere, J.Y., Sauzade, D., Damier, E., Thebault, H., Galgani, F., Boissery, P., 2004. Monitoring chemical contamination levels in the Mediterranean based on the use of mussel caging. *Mar. Pollut. Bull.* 49, 704–712. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.05.008>.
- Baars, A.J., Bakker, M.I., Baumann, R.A., Boon, P.E., Freijer, J.I., Hoogenboom, L.A.P., Hoogerbrugge, R., van Klaveren, J.D., Liem, A.K.D., Traag, W.A., de Vries, J., 2004. Dioxins, dioxin-like PCBs and non-dioxin-like PCBs in foodstuffs: occurrence and dietary intake in The Netherlands. *Toxicol. Lett.*, Festschrift dedicated to Christian Hodel 151, 51–61. <https://doi.org/10.1016/j.toxlet.2004.01.028>.
- Bautista-Vega, A.A., Letourneur, Y., Harmelin-Vivien, M., Salen-Picard, C., 2008. Difference in diet and size-related trophic level in two sympatric fish species, the red mullets *Mullus barbatus* and *Mullus surmuletus*, in the Gulf of Lions (north-west Mediterranean Sea). *J. Fish Biol.* 73, 2402–2420. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2008.02093.x>.
- Bodiguel, X., Loizeau, V., Le Guellec, A.-M., Rouspard, F., Philippon, X., Mellon-Duval, C., 2009. Influence of sex, maturity and reproduction on PCB and p,p'DDE concentrations and repartitions in the European hake (*Merluccius merluccius*, L.) from the Gulf of Lions (N.W. Mediterranean). *Sci. Total Environ.* 408, 304–311. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.10.004>.
- Bozzano, A., Recasens, L., Sartor, P., 1997. Diet of the european hake *Merluccius merluccius* (Pisces: Merlucciidae) in the Western Mediterranean (Gulf of Lions). *Scientia Marina* 61, 1–8.
- Cadiou, G., Boudouresque, C.F., Bonhomme, P., Ledireach, L., 2009. The management of artisanal fishing within the Marine Protected Area of the Port-Cros National Park (northwest Mediterranean Sea): a success story? *ICES J. Mar. Sci.* 66, 41–49. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsn188>.
- Chouvelon, T., Cresson, P., Bouchoucha, M., Brach-Papa, C., Bustamante, P., Crochet, S., Marco-Miralles, F., Thomas, B., Knoery, J., 2018. Oligotrophy as a major driver of mercury bioaccumulation in medium-to high-trophic level consumers: A marine ecosystem-comparative study. *Environ. Pollut.* 233, 844–854. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.015>.
- Consoli, P., Battaglia, P., Castriota, L., Esposito, V., Romeo, T., Andaloro, F., 2010. Age, growth and feeding habits of the bluemouth rockfish, *Helicolenus dactylopterus dactylopterus* (Delaroche 1809) in the central Mediterranean (southern Tyrrhenian Sea). *J. Appl. Ichthyol.* 26, 583–591. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2010.01467.x>.
- Cossa, D., 2012. Le mercure en Méditerranée nord occidentale. Mercure naturel et anthropique dans l'écosystème du Golfe du Lion et de ses marges : niveaux, apports et tendances dans l'atmosphère, les eaux, les sédiments et les organismes vivants. Ifremer.
- Cossa, D., Harmelin-Vivien, M., Mellon-Duval, C., Loizeau, V., Averty, B., Crochet, S., Chou, L., Cadiou, J.-F., 2012. Influences of Bioavailability, Trophic Position, and Growth on Methylmercury in Hakes (*Merluccius merluccius*) from Northwestern Mediterranean and Northeastern Atlantic. *Environ. Sci. Technol.* 46, 4885–4893. <https://doi.org/10.1021/es204269w>.
- Cresson, P., Bouchoucha, M., Miralles, F., Elleboode, R., Mahe, K., Thebault, H., 2014a. Cartographie des niveaux de contamination en mercure dans les rougets de Méditerranée française. RST.ODE/LER-PAC/14-19. Ifremer.
- Cresson, P., Fabri, M.-C., Bouchoucha, M., Marco-Miralles, F., Chavanon, F., Brach Papa, C., Knoery, J., 2014b. Niveaux trophiques et niveaux de contamination en mercure des espèces démersales dans les canyons du Golfe du Lion (Données MEDITS 2012). RST.ODE/LER-PAC/14-05.

- Cresson, P., Fabri, M.C., Miralles, F.M., Dufour, J.-L., Elleboode, R., Sevin, K., Mahé, K., Bouchoucha, M., 2016. Variability of PCB burden in 5 fish and sharks species of the French Mediterranean continental slope. *Environ. Pollut.* 212, 374–381. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.01.044>.
- Davis, D.A., Gatlin, D.M.G., 1996. Dietary mineral requirements of fish and marine crustaceans. *Rev. Fish. Sci.* 4, 75–99. <https://doi.org/10.1080/10641269609388579>
- Dierking, J., Wafo, E., Schembri, T., Lagadec, V., Nicolas, C., Letourneur, Y., Harmelin-Vivien, M., 2009. Spatial patterns in PCBs, pesticides, mercury and cadmium in the common sole in the NW Mediterranean Sea, and a novel use of contaminants as biomarkers. *Mar. Pollut. Bull.* 58, 1605–1614. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.07.008>.
- Espinasse, B., Harmelin-Vivien, M., Tiano, M., Guilloux, L., Carlotti, F., 2014. Patterns of variations in C and N stable isotope ratios in size-fractionated zooplankton in the Gulf of Lion, NW Mediterranean Sea. *J. Plankton Res.* 36, 1204–1215. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbu043>.
- Ferraton, F., Harmelin Vivien, M., Mellon-Duval, C., Souplet, A., 2007. Spatio-temporal variation in diet may affect condition and abundance of juvenile European hake in the Gulf of Lions (NW Mediterranean). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 337, 197–208. <https://doi.org/10.3354/meps337197>
- Fry, B., 2007. *Stable Isotope Ecology*. Springer Science & Business Media.
- Gastoni, A., Mulas, A., Porcu, C., Cabiddu, S., 2011. Trophic habits of the blackbelly rockfish, *Helicolenus dactylopterus* (Osteichthyes, Scorpaeniformes) in the Sardinian Channel. *Biol. Mar. Mediterr.* 18, 346–347.
- Hall, B.D., Bodaly, R.A., Fudge, R.J.P., Rudd, J.W.M., Rosenberg, D.M., 1997. Food as the Dominant Pathway of Methylmercury Uptake by Fish. *Water. Air. Soil Pollut.* 100, 13–24. <https://doi.org/10.1023/A:1018071406537>.
- Harmelin-Vivien, M., Bodiguel, X., Charmasson, S., Loizeau, V., Mellon-Duval, C., Tronczyński, J., Cossa, D., 2012. Differential biomagnification of PCB, PBDE, Hg and Radiocesium in the food web of the European hake from the NW Mediterranean. *Mar. Pollut. Bull.* 64, 974–983. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.02.014>.
- Harmelin-Vivien, M., Cossa, D., Crochet, S., Bănar, D., Letourneur, Y., Mellon-Duval, C., 2009. Difference of mercury bioaccumulation in red mullets from the north-western Mediterranean and Black seas. *Mar. Pollut. Bull.* 58, 679–685. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.01.004>.
- Jeffree, R.A., Oberhansli, F., Teyssie, J.-L., 2010. Phylogenetic consistencies among chondrichthyan and teleost fishes in their bioaccumulation of multiple trace elements from seawater. *Sci. Total Environ.* 408, 3200–3210. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.04.015>.
- Jeffree, R.A., Warnau, M., Teyssié, J.-L., Markich, S.J., 2006. Comparison of the bioaccumulation from seawater and depuration of heavy metals and radionuclides in the spotted dogfish *Scyliorhinus canicula* (Chondrichthys) and the turbot *Psetta maxima* (Actinopterygii: Teleostei). *Sci. Total Environ.* 368, 839–852. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.03.026>.
- Kannan, K., Blankenship, A.L., Jones, P.D., Giesy, J.P., 2000. Toxicity Reference Values for the Toxic Effects of Polychlorinated Biphenyls to Aquatic Mammals. *Hum. Ecol. Risk Assess. Int. J.* 6, 181–201. <https://doi.org/10.1080/10807030091124491>.
- Kousteni, V., Karachle, P.K., Megalofonou, P., 2017. Diet of the small-spotted catshark *Scyliorhinus canicula* in the Aegean Sea (eastern Mediterranean). *Mar. Biol. Res.* 13, 161–173. <https://doi.org/10.1080/17451000.2016.1239019>.
- Labropoulou, M., Machias, A., Tsimenides, N., Eleftheriou, A., 1997. Feeding habits and ontogenetic diet shift of the striped red mullet, *Mullus surmuletus* Linnaeus, 1758. *Fish. Res.* 31, 257–267. [https://doi.org/10.1016/S0165-7836\(97\)00017-9](https://doi.org/10.1016/S0165-7836(97)00017-9).

- Leleu, K., Pelletier, D., Charbonnel, E., Letourneur, Y., Alban, F., Bachet, F., Boudouresque, C.F., 2014. Métiers, effort and catches of a Mediterranean small-scale coastal fishery: The case of the Côte Bleue Marine Park. *Fish. Res.* 154, 93–101. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2014.02.006>.
- Lloret, J., Demestre, M., Sánchez-Pardo, J., 2007. Lipid reserves of red mullet (*Mullus barbatus*) during pre-spawning in the northwestern Mediterranean. *Sci. Mar.* 71, 269–277.
- Lombarte, A., Recasens, L., González, M., de Sola, L.G., 2000. Spatial segregation of two species of Mullidae (*Mullus surmuletus* and *M. barbatus*) in relation to habitat. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 206, 239–249.
- Machias, A., Labropoulou, M., 2002. Intra-specific Variation in Resource Use by Red Mullet *Mullus barbatus*. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 55, 565–578. <https://doi.org/10.1006/ecss.2001.0924>
- Maulvault, A.L., Custódio, A., Anacleto, P., Repolho, T., Pousão, P., Nunes, M.L., Diniz, M., Rosa, R., Marques, A., 2016. Bioaccumulation and elimination of mercury in juvenile seabass (*Dicentrarchus labrax*) in a warmer environment. *Environ. Res.* 149, 77–85. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2016.04.035>.
- Mialet, B., Banaru, D., Baudrier, J., Bustamante, P., Chekri, R., Cresson, P., Harmelin-Vivien, M., Le Loc'h, F., Mauffret, A., Marchand, P., Petit, L., Prieur, S., Saibi-Yedjer, L., Serre, S., Spitz, J., Timmerman, C.-A., Vouriot, P., Wessel, N., 2017. Bilan des essais et optimisation du suivi mutualisé “réseaux trophiques et contaminants” sur les campagnes halieutiques DCF 2014-2015.
- Mille, T., Cresson, P., Chouvelon, T., Bustamante, P., Brach-Papa, C., Bruzac, S., Rozuel, E., Bouchoucha, M., 2018. Trace metal concentrations in the muscle of seven marine species: Comparison between the Gulf of Lions (North-West Mediterranean Sea) and the Bay of Biscay (North-East Atlantic Ocean). *Mar. Pollut. Bull.* 135, 9–16. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.05.051>.
- Morat, F., Letourneur, Y., Nérini, D., Banaru, D., Batjakas, L.E., 2012. Discrimination of red mullet populations (Teleostean, Mullidae) along multi-spatial and ontogenetic scales within the Mediterranean basin on the basis of otolith shape analysis. *Aquat. Living Resour.* 25, 27–39. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1051/alr/2011151>.
- Nakhlé, K., Cossa, D., Claisse, D., Beliaeff, B., Simon, S., 2007. Cadmium and mercury in Seine Estuary flounders and mussels: the results of two decades of monitoring. *ICES J. Mar. Sci.* 64, 929–938. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsm031>.
- Nouar, A., Maurin, C., 2000. Régime alimentaire de *Helicolenus dactylopterus dactylopterus* (Pisces : Scorpaenidae) des fonds chalutables des côtes algériennes. *Cah. Biol. Mar.* 41, 313–320.
- Oursel, B., Garnier, C., Pairaud, I., Omanović, D., Durrieu, G., Syakti, A.D., Le Poupon, C., Thouvenin, B., Lucas, Y., 2014. Behaviour and fate of urban particles in coastal waters: Settling rate, size distribution and metals contamination characterization. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 138, 14–26. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2013.12.002>.
- Pinnegar, J.K., Polunin, N.V.C., 2000. Contributions of stable-isotope data to elucidating food webs of Mediterranean rocky littoral fishes. *Oecologia* 122, 399–409. <https://doi.org/10.1007/s004420050046>.
- Porte, C., Escartín, E., Parra, L.M.G. de la, Biosca, X., Albaigés, J., 2002. Assessment of coastal pollution by combined determination of chemical and biochemical markers in *Mullus barbatus*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 235, 205–216. <https://doi.org/10.3354/meps235205>.
- Post, D.M., 2002. Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions. *Ecology* 83, 703–718. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[0703:USITET\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[0703:USITET]2.0.CO;2).
- Storelli, M.M., Storelli, A., Giacomini-Stuffler, R., Marcotrigiano, G.O., 2005. Mercury speciation in the muscle of two commercially important fish, hake (*Merluccius merluccius*) and striped

- mullet (*Mullus barbatus*) from the Mediterranean sea: estimated weekly intake. *Food Chem.* 89, 295–300. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2004.02.036>.
- Tessier, E., Garnier, C., Mullot, J.-U., Lenoble, V., Arnaud, M., Raynaud, M., Mounier, S., 2011. Study of the spatial and historical distribution of sediment inorganic contamination in the Toulon bay (France). *Mar. Pollut. Bull.* 62, 2075–2086. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.07.022>.
- Tolga Gonul, L., Kucuksezgin, F., 2007. Mercury accumulation and speciation in the muscle of red mullet (*Mullus barbatus*) and annular sea bream (*Diplodus annularis*) from Izmir Bay (Eastern Aegean). *Mar. Pollut. Bull.* 54, 1962–1968. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.09.022>.
- Tronczynski, J., Tixier, C., Cadiou, J.F., Bely, N., Heas-Moisan, K., Castelle, S., Migon, C., Dufour, A., Merieau, R., 2012. Apports rhodaniens et suivi atmosphérique des contaminants organiques persistants (PCB, PBDE, HAP, PCDD/F) dans le Golfe du Lion.
- Tserpes, G., Fiorentino, F., Levi, D., Cau, A., Murenu, M., Zamboni, A., Papaconstantinou, C., 2002. Distribution of *Mullus barbatus* and *M. surmuletus* (Osteichthyes: Perciformes) in the Mediterranean continental shelf: implications for management. *Sci. Mar.* 66, 39–54. <https://doi.org/10.3989/scimar.2002.66s239>.
- Wang, W.-X., Wong, R.S.K., 2003. Bioaccumulation kinetics and exposure pathways of inorganic mercury and methylmercury in a marine fish, the sweetlips *Plectorhinchus gibbosus*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 261, 257–268. <https://doi.org/10.3354/meps261257>.
- Witkowski, F., Andral, B., Derolez, V., Tomasino, C., 2017. Campagne de surveillance DCE 2015 en Méditerranée française. Districts « RHONE ET COTIERS MEDITERRANEENS » ET « CORSE ». RST.ODE/UL/LER-PAC/17-05. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00394/50583/>.