

Contamination en PCB, OCP et PBDE des rorquals communs de Méditerranée nord-occidentale

Nathalie TAPIE¹⁻², Thierry LEGAVRE³, Ronan RIVALLAN³,
Ange-Marie RISTERUCCI³, Amandine EYNAUDI⁴,
Aurélien TASCIOTTI⁴, Denis ODY⁴, Hélène BUDZINSKI^{1-2*}

¹Univ. Bordeaux, EPOC, UMR 5805, 33400 Talence

²CNRS, EPOC, UMR 5805, F-33400 Talence

³UMR AGAP, CIRAD, INRA, Sup-Agro, Université de Montpellier 2, Montpellier

⁴WWF France - Mission Océans et Côtes, Marseille

*Contact : h.budzinski@epoc.u-bordeaux1.fr

Résumé. Les PCB, les OCP et les PBDE ont été choisis comme molécules modèles pour suivre les mécanismes de bioaccumulation chez le rorqual commun (*Balaenoptera physalus* (Linnaeus)). Entre 2006 et 2009, 70 biopsies ont été collectées en mer Ligure, Méditerranée nord-occidentale. Parallèlement aux dosages chimiques, une caractérisation génétique du sexe des individus a également été réalisée.

Les résultats obtenus mettent en évidence une contamination résiduelle des rorquals communs en PCB (1140 ± 856 g.ng⁻¹ pf ; 4121 ± 3700 ng.g⁻¹ pl), en OCP (1914 ± 1658 g.ng⁻¹ pf ; 6643 ± 5959 ng.g⁻¹ pl), ainsi qu'une faible contamination en PBDE (49 ± 47 ng.g⁻¹ pf ; 177 ± 208 ng.g⁻¹ pl). Les teneurs en PCB et OCP sont cohérentes avec celles de la littérature, et semblent même dénoter d'une baisse de la contamination des rorquals communs sur ces 10 dernières années. Une influence du sexe sur les niveaux de contamination a clairement été mise en évidence ; les femelles sont trois fois moins contaminées que les mâles. Cette différence s'explique par le fait que les femelles « déparent » lors de la gestation et l'allaitement.

Ces résultats ont permis de dresser un premier niveau de contamination des rorquals communs dans la mer Méditerranée témoignant de la contamination résiduelle en PCB et OCP, et d'une faible contamination en PBDE.

Mots-clés : Rorquals communs, PCB, PBDE, OCP, bioaccumulation.

Abstract. PCB, OCP and PBDE contamination in fin whales in the northwestern Mediterranean sea. The aim of the present work was to characterize the contamination's level of PCBs, PBDEs and OCPs in the population of fin whales (*Balaenoptera physalus* (Linnaeus)) from the north-western Mediterranean. Biopsies campaigns at sea from May to October were organized by WWF-France between 2006 and 2009, 70 fin whale biopsies were collected. The contamination level of each individual was measured. Sex determination and genetic identity using eleven microsatellite loci were also carried out.

Fin whales exhibit a contamination level for PCBs of 1140 ± 856 ng.g⁻¹ ww (or 4121 ± 3700 ng.g⁻¹ lw) and of 1914 ± 1658 ng.g⁻¹ ww (or 6643 ± 5959 ng.g⁻¹ lw) for OCPs. The levels of PBDEs are relatively low around 49 ± 47 ng.g⁻¹ ww (or 177 ± 208 ng.g⁻¹ lw). This contamination depends on sex: males accumulate these pollutants all along their life whereas females can release a part of the pollutant through lactation. As a result the male contamination's levels are three times higher than female's ones.

These results draw up a first picture of the contamination level of Fin Whales in Mediterranean sea. Fin Whales present a low contamination for PBDEs and a residual medium contamination for PCBs and OCPs.

Keywords: Fin Whale, PCB, PBDE, OCP, Bioaccumulation.

Introduction

Les cétacés sont depuis toujours dans l’imaginaire populaire des seigneurs des mers, évoluant libres de toute contrainte dans les océans, ils sont cependant soumis à de nombreuses pressions directes (risque de collisions, risque de captures accidentelles, etc.) ou plus insidieuses comme la pollution. Depuis le début du 20^{ème} siècle, l’industrialisation a conduit à la production de milliers de substances chimiques. Au quotidien, un nombre croissant de produits chimiques est utilisé dans des applications diverses et variées, des pesticides aux cosmétiques en passant par les biberons et le matériel informatique. Entre 1930 et 2000, la production mondiale annuelle de produits chimiques est passée d’un million de tonnes à quatre cents millions de tonnes. A tous les stades de leur vie, de la production à l’utilisation, jusqu’à leur retraitement, ces composés chimiques peuvent être libérés dans l’environnement, impactant les écosystèmes terrestres, aquatiques puis à terme les mers et les océans du globe.

Parmi cette multitude de composés chimiques, les polluants organiques persistants (POP) comme les polychlorobiphényles (PCB) ou les pesticides organochlorés (OCP) connaissent un regain d’intérêt à cause de la récente réévaluation de leur toxicité (neurotoxiques, perturbateurs endocriniens). Ces composés sont chimiquement stables, lipophiles, ce qui leur confère un fort potentiel de bioaccumulation par les organismes, et particulièrement par les organismes présentant de fortes teneurs lipidiques dans leurs tissus comme les mammifères marins. Plus récemment, une autre classe de composés a été produite, présentant des propriétés similaires aux PCB (stabilité, rémanence, bioaccumulation, etc.) : les retardateurs de flammes polybromés, les plus utilisés étant les PBDE (PolyBromoDiphényles-Ethers). Ces composés sont utilisés comme additifs ignifugeants dans de nombreux plastiques et textiles pour une multitude d’applications (électronique, aéronautique, ameublement, etc.). Ils ont été détectés pour la première fois dans des échantillons de poissons issus de la rivière Viskan en Suède au début des années 80 (Andersson et Blomkvist, 1981). En effet, certains composés de cette famille (notamment le BDE 47) présentent des capacités de bioaccumulation et de rémanence similaires à celles observées pour les PCB, et ils sont également considérés comme des perturbateurs endocriniens, affectant la fonction de reproduction et la fonction thyroïdienne.

Les mammifères marins de par leurs taux de lipides élevés dans leurs tissus et leurs places dans les réseaux trophiques pélagiques sont particulièrement impactés par ces composés. Il est donc important d’établir un état de référence de la contamination des populations de cétacés du Sanctuaire PELAGOS. Cette étude a pour but de caractériser le niveau de contamination en PCB, PBDE, OCP de la population de rorquals communs (*Balaenoptera Physalus (Linnaeus)*) évoluant en Méditerranée.

Matériel et Méthodes

Campagnes d'échantillonnage

Des campagnes de prélèvements ont été effectuées au cours des étés entre 2006 et 2009 par les équipes WWF/EcoOcéan-Institut majoritairement dans la zone du Sanctuaire PELAGOS. Ces campagnes ont permis de couvrir 7 980 km, de réaliser 286 observations de rorquals communs et le prélèvement de 70 biopsies (Fig. 1). Les biopsies ont été réalisées à l'aide d'une arbalète armée de flèches possédant des pointes Finn LARSEN de 7 mm de diamètre et 40 mm de long (CETA-DART®). En parallèle de la prise de biopsie, une photo identification de l'animal a été systématiquement réalisée.

Les biopsies ont permis d'obtenir des échantillons de peau pour l'analyse génétique et des échantillons de graisses pour l'analyse des contaminants chimiques. Cet échantillonnage présente des cas de recaptures d'individus inter-mensuelle et inter-annuelle, ainsi que des couples mère-petit.

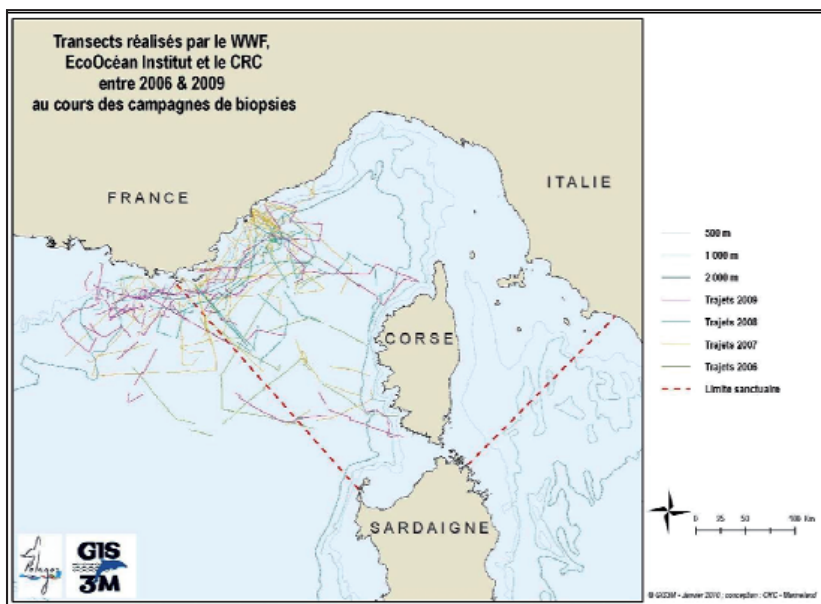


Figure 1. Transects réalisés en effort d'observation, lors des campagnes de biopsies entre 2006 et 2009.

Analyses génétiques

La peau prélevée lors des biopsies est utilisée pour les analyses génétiques et le sexage. Les analyses génétiques reposent sur l'amplification par PCR de fragments d'ADN spécifiques. Les gènes ZF-X

(porté par le chromosome X) et ZF-Y (porté par le chromosome Y) ont été amplifiés selon Bérubé et Palsboll (1996) pour la détermination du sexe. L'ADN d'une quinzaine d'individus échoués sur les côtes de Méditerranée et d'Atlantique, de sexe identifié par autopsie, ont permis de calibrer les expériences d'amplification d'ADN. Pour l'identification génétique, des fragments d'ADN microsatellites spécifiques d'un locus donné et présentant du polymorphisme (plusieurs formes alléliques) ont été utilisés (Bérubé *et al.*, 1999 ; Palsboll *et al.*, 1997).

Analyses des contaminants

Les échantillons de graisse prélevés lors des biopsies ont été utilisés pour l'analyse des PCB (dont les 7 PCB prioritaires : CB 28, CB 52, CB 101, CB 118, CB 138, CB 153, CB 180), des PBDE (BDE 47, BDE 99, BDE 153,) et des OCP (24'DDE, 44'DDE, 24'DDD, 44'DDD, 24'DDT, 44'DDT, lindane et dieldrine). L'extraction des composés d'intérêt a été réalisée par extraction sous fluide pressurisé (ASE 200 Dionex). Une partie de l'extrait obtenu a été utilisée pour déterminer le pourcentage de matière extractible afin de calculer la teneur lipidique des échantillons (Bodin *et al.*, 2009). Le reste de l'extrait a été purifié sur colonne de silice acidifiée, puis injecté en GC/ECD (Tapie *et al.*, 2008).

Résultats

Sex-ratio chez le rorqual commun

L'analyse génétique des biopsies a permis de mettre en évidence un rapport sex-ratio globalement équilibré sur l'ensemble des 4 ans de suivis. Sur l'ensemble des campagnes réalisées entre 2006 et 2009, 40 femelles et 39 mâles ont été identifiés. L'analyse saisonnière de la présence des différents individus met en évidence une présence majoritaire des mâles en début de saison (juin), un équilibre entre les deux sexes au cœur de l'été (juillet et août), puis une dominance des femelles à l'automne (Fig. 2).

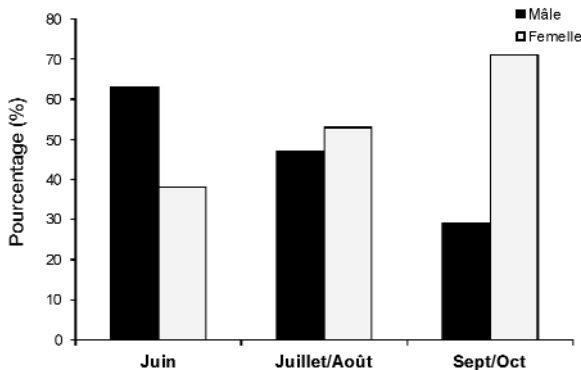


Figure 2. Évolution du rapport sex-ratio sur individus échantillonnés lors de campagnes en mer entre 2006-2009.

Evaluation du taux de lipides des rorquals communs

Les teneurs lipidiques obtenues dans cette étude ont été comparées avec les données bibliographiques disponibles sur les différentes espèces de balénoptéridés (Tabl. I). Il est relativement complexe de trouver dans la bibliographie des données suffisamment détaillées pour avoir accès au pourcentage de matière extractible d'échantillons de graisse de rorqual commun (*B. physalus*). Le recueil de données a donc été élargi à deux espèces de balénoptéridés proches, la baleine bleue (*Balaenoptera musculus* (Linnaeus)) et le petit rorqual (*Balaenoptera acutorostrata* (Lacépède)). Les données ont été également uniformisées en termes d'unité, toutes les données sont présentées en pourcentage de lipides par rapport au poids frais d'échantillon.

Tableau I. Comparaison des teneurs lipidiques (pourcentage de matière extractible) exprimées en pourcentage de poids frais (pf) mesurées dans les rorquals communs de cette étude avec les données de la bibliographie.

	Espèce	Lieu	Échouage / Biopsie	n	Lipide (% pf)
Cette étude	<i>B. physalus</i>	Méditerranée	Biopsie	40	31 ± 14
Marsili et Focardi, 1997	<i>B. physalus</i>	Méditerranée	Échouage	2	39 ± 33
Marsili et Focardi, 1996	<i>B. physalus</i>	Méditerranée	Biopsie	68	58 ± 10
Gauthier <i>et al.</i> , 1997 b	<i>B. physalus</i>	Atlantique nord	Biopsie	15	62 ± 14
Gauthier <i>et al.</i> , 1997 a	<i>B. acutorostrata</i>	Atlantique nord	Échouage	12	59 ± 23
Gauthier <i>et al.</i> , 1997 b	<i>B. acutorostrata</i>	Atlantique nord	Biopsie	21	60 ± 9
Gauthier <i>et al.</i> , 1997 a	<i>B. musculus</i>	Atlantique nord	Échouage	7	48 ± 12
Gauthier <i>et al.</i> , 1997 b	<i>B. musculus</i>	Atlantique nord	Biopsie	2	49 ± 14

Les teneurs lipidiques moyennes de cette étude exprimées en pourcentage de poids frais sont dans la gamme basse des valeurs retrouvées dans la bibliographie, mais restent cohérentes avec celles-ci. Elles varient de 3 à 96 %, avec une moyenne à 31 ± 14 %. Il est prouvé qu'il existe une stratification des lipides dans le lard des cétacés (Gauthier *et al.*, 1997a ; Krahn *et al.*, 2004). Cette stratification dans la nature conduit généralement à un pourcentage lipidique moins important dans la couche de lard externe. Lors d'une biopsie, seule la couche de lard externe est échantillonnée, ce qui peut expliquer les plus faibles valeurs que nous avons trouvées. La détermination de la teneur lipidique est importante afin de pouvoir exprimer le taux de contamination par rapport aux lipides plutôt qu'au poids frais et de permettre une comparaison plus rigoureuse entre les différents individus.

Evaluation du taux de contamination des rorquals communs

L'ensemble des composés analysés a été détecté dans les échantillons prélevés (CB 18, CB 50, CB 28, CB 52, CB 44, CB 101, CB 118, CB 153, CB 105, CB 138, CB 187, CB 180, CB 170, BDE 47, BDE 99, BDE 153, lindane, dieldrine, 24'DDE, 44'DDE, 24'DDD, 44'DDD,

24'DDT, 44'DDT). Les résultats PCB totaux sont présentés sous la forme de sommes des 7 PCB indicateurs (Somme CB 28, CB 52, CB 101, CB 118, CB 138, CB 153, CB 180) afin de faciliter la lecture des données et d'obtenir une somme comparable avec les données de la bibliographie. Les résultats OCP sont la somme des congénères de DDT, DDD et DDE et de la dieldrine (Fig. 3 et 4). Les résultats PBDE correspondent à la somme des composés analysés (Fig. 5)

Les PCB et les OCP montrent des niveaux de contamination comparables, même si le niveau de contamination en OCP est légèrement supérieur (respectivement $1140 \pm 856 \text{ ng g}^{-1} \text{ pf}$ ou $4121 \pm 3700 \text{ ng g}^{-1} \text{ pl}$ et $1914 \pm 1658 \text{ ng g}^{-1} \text{ pf}$ ou $6643 \pm 5959 \text{ ng g}^{-1} \text{ pl}$ si l'on considère les individus indépendamment du sexe). Les niveaux de contamination en PBDE sont nettement plus faibles (respectivement $49 \pm 47 \text{ ng.g}^{-1} \text{ pf}$ ou $177 \pm 208 \text{ ng g}^{-1} \text{ pl}$). Si l'on s'intéresse à la différence de contamination entre les sexes, les mâles sont significativement plus contaminés que les femelles quelle que soit la classe de contaminants considérée (d'un facteur 3 environ). Ce facteur est cohérent avec la littérature (Kleivane *et al.*, 1998). Cette différence s'explique par le fait que les femelles "dépurent" lors de leurs mises bas et de leurs lactations successives. Il a été montré chez les dauphins bleu et blanc (*Stenella coeruleoalba* (Meyen)) que les femelles peuvent perdre jusqu'à 90% de leurs charges en POP pendant la gestation et la lactation (Tanabe *et al.*, 1982 ; Marsili et Focardi, 1997). Ce résultat a été confirmé récemment chez le dauphin d'Electre (*Peponocephala electra* (Gray)) (Kajiwara *et al.*, 2008) où les femelles perdent environ 85% de leur teneur en POP (PBDE, PCB, OCP). Elles remobilisent leurs réserves pour la gestation et la production de lait, et par là même les contaminants associés. Le lait produit par les mammifères marins, très riche en lipides (33% de lipides environ (Marsili et Focardi, 1997)), concentre donc des teneurs en POP très élevées, "détoxifiant" la mère et contaminant le petit.

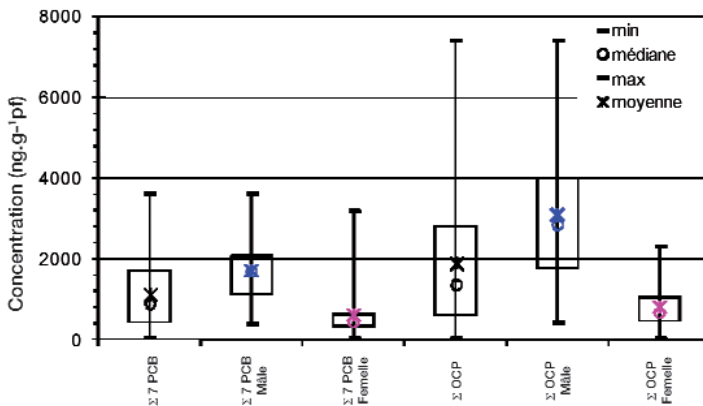


Figure 3. Concentrations en PCB et en OCP exprimées en $\text{ng.g}^{-1} \text{ pf}$ (poids frais) retrouvées dans les individus échantillonnés lors des campagnes en mer entre 2006-2009.

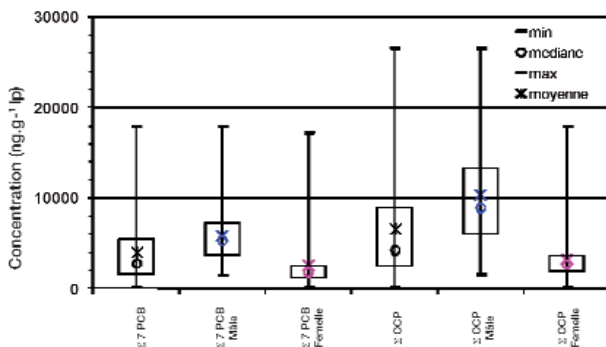


Figure 4. Concentrations en PCB et en OCP exprimées en ng.g^{-1} pl (lipides) retrouvées dans les individus échantillonnés lors des campagnes en mer entre 2006-2009.

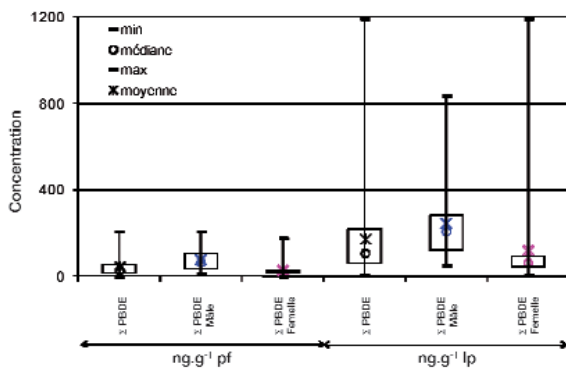


Figure 5. Concentrations en PBDE exprimées en ng.g^{-1} pf (poids frais) en ng.g^{-1} pl (lipides) retrouvées dans les individus échantillonnés lors des campagnes en mer entre 2006-2009.

Empreinte de contamination des rorquals communs

Empreinte des PCB dans les rorquals communs

Au total 18 congénères de PCB ont été analysés (CB 08, CB 18, CB 50, CB 28, CB 52, CB 44, CB 66, CB 101, CB 118, CB 153, CB 105, CB 138, CB 187, CB 128, CB 180, CB 170, CB 195, CB 206, CB 209). Afin d'obtenir un profil de contamination, ces congénères ont été regroupés par degré de chloration et les concentrations normalisées par la somme des PCB totaux (Fig. 6). Les composés possédant deux et trois chlores représentent moins de 1 % des PCB totaux, les tétrachlorés environ 4 ± 2 % et les penta chlorés autour de 13 ± 4 %. Le profil est dominé par les hexa et heptachlorés, respectivement 46 ± 5 et 34 ± 4 %. Les composés les plus chlorés (8 Cl, 9 Cl et 10 Cl) représen-

tent environ 2 % des PCB totaux. Le composé majoritaire est le CB 153 (hexachloré), connu pour être le PCB le plus difficilement métabolisé et donc le plus bioaccumulé (Kannan *et al.*, 1995), suivi par le CB 138 (hexachloré), CB 180 (heptachloré), puis le CB 187 (heptachloré). Ce profil correspond à celui classiquement retrouvé chez les balénoptéridés (Marsili et Focardi 1996, 1997 ; Gauthier *et al.*, 1997).

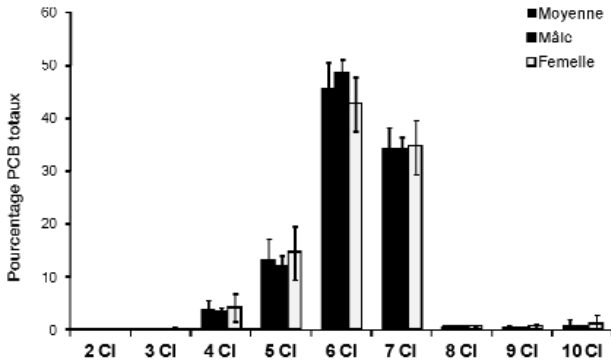


Figure 6. Empreinte de contamination en PCB dans les individus échantillonnés lors des campagnes en mer entre 2006-2009. Les PCB ont été regroupés par degré de chloration (x Cl : nombre d'atome de chlore).

Il est également intéressant de suivre l'évolution du rapport de concentration de deux composés particuliers, le CB 118 et le CB 153. Le CB 118 est connu pour être métabolisable par un complexe enzymatique particulier, le cytochrome P450 1A, car il présente des atomes de carbones vicinaux non substitués en chlore. A l'opposé, le CB 153 est un PCB très peu dégradé et par conséquent peu dégradé ; il est considéré comme un marqueur de contamination. Ce rapport CB 118/153 évolue en fonction de l'espèce, de son niveau trophique et de sa capacité de métabolisation. Globalement, il diminue du compartiment abiotique au *biota* puis des premiers niveaux trophiques aux niveaux supérieurs. Dans le cadre de cette étude, le rapport CB 118/CB 153 des rorquals échantillonnés est de $0,27 \pm 0,11$. Une différence significative a été mise en évidence entre les mâles et les femelles (respectivement $0,24 \pm 0,04$ et $0,31 \pm 0,14$). Une plus grande variabilité du rapport CB 118 / CB 153 est également à noter chez les femelles.

Empreinte des OCP dans les rorquals communs

La somme des DDT et de ses métabolites DDE et DDD représente plus de 99 % des pesticides analysés. Le 4,4' DDE, métabolite majoritaire du DDT représente plus de 75 ± 11 % de la somme DDT + DDD + DDE (Fig.7). Le lindane est présent à des niveaux faibles (de l'ordre de 6 ng.g^{-1} pl). Il représente moins de 1 % de la somme totale des pestici-

des chlorés analysés. Ce profil de contamination est cohérent avec les profils obtenus dans la littérature (Marsili et Focardi, 1997 ; Gauthier *et al.*, 1997b).

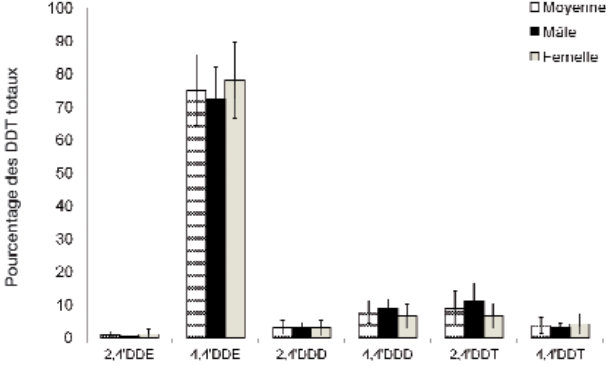


Figure 7. Empreinte de contamination en OCP (Pesticides OrganoChlorés) dans les individus échantillonnés lors des campagnes en mer entre 2006-2009. (DDT : DichloroDiphénylTrichloroéthane, DDD : DichloroDiphénylDichloroéthane, DDE : DichloroDiphényldichloroÉthylène).

Les niveaux de PBDE détectés dans les rorquals échantillonnés sont faibles, au maximum 287 de ng.g^{-1} pl. Le composé majoritaire est le BDE 47 environ $76 \pm 9 \%$, puis le BDE 99 ($18 \pm 4 \%$). Le BDE 153 a été détecté à l'état de traces (Fig. 8). Ce profil est cohérent avec la bibliographie (Pettersson *et al.*, 2004 ; Law *et al.*, 2005). Le BDE 47 est un composé très rémanent présentant des capacités de bioaccumulation équivalentes voire supérieures au CB 153 (Tapie, 2006). Le faible niveau de ce composé dans la graisse de rorqual commun démontre qu'ils sont peu impactés par les PBDE.

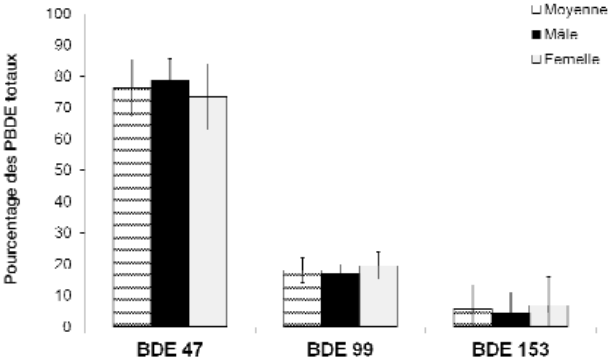


Figure 8. Empreinte de contamination en PBDE (PolyBromoDiphénylEther) dans les individus échantillonnés lors des campagnes en mer entre 2006-2009.

Cas particulier des liens de parenté et des cas de recaptures

Le croisement des analyses génétiques et des analyses chimiques sur les mêmes échantillons a permis de tracer la contamination d'animaux ayant un lien de parenté ou ayant été recapturés sur plusieurs campagnes.

La comparaison des niveaux de contamination des couples mère-petit identifiés par la génétique montre que, dans tous les cas, les niveaux de contamination des petits rejoignent ou dépassent ceux de leur mère. Ceci suggère que les animaux continuent de se contaminer en PCB via l'alimentation, et ce malgré l'interdiction ancienne de leur usage (Tabl. II).

La comparaison des niveaux de contamination des animaux recapturés est difficile à interpréter (Tabl. III). Une femelle (un animal connu dont la caudale est amputée d'une moitié A1-A6) qui a été recapturée à 4 mois d'intervalle montre une augmentation de 22%, un mâle biopsié deux fois à quelques minutes d'intervalle présente fort logiquement deux valeurs quasiment identiques (C2-C4), et enfin deux femelles recapturées à 15 mois et deux ans d'intervalle voient leur taux de PCBs diminuer de 29% ((A10-B4) et (B2-D35)). Ces variations de contamination sont sans doute liées à l'histoire de vie des animaux (zone d'alimentation, reproduction, etc.).

Tableau II. Comparaison des niveaux de contamination en PCB ng.g⁻¹ pl des animaux présentant des liens de parenté.

	Mère	Petit
Couple 1	1372	1305
Couple 2	1391	1571
Couple 3	782	3019

Tableau III. Comparaison des niveaux de contamination en PCB ng.g⁻¹ pl des animaux recapturés.

Recaptures	1^{ère} capture	2^{ème} capture	Délais entre les captures (j)
Individu 1	2343	2860	107
Individu 2	7356	7360	1
Individu 3	2851	2049	443
Individu 4	1721	1237	746

Discussion

Afin d'évaluer les données acquises dans le cadre de cette étude, les niveaux de contamination retrouvés dans la graisse des rorquals communs échantillonnés ont été comparés avec les données de la littérature. Cependant cette comparaison n'est pas aisée. Pour les

PCB, PBDE et OCP, les différents modes d'expression des résultats (ng.g^{-1} pf, ng.g^{-1} ps et ng.g^{-1} pl), la multitude de congénères analysés (notamment dans le cas des PCB) rendent les données difficiles à comparer. Peu d'articles permettent une comparaison fiable des niveaux de contamination des populations de rorquals communs. La recherche de niveaux de contamination dans la bibliographie a donc été élargie à d'autres espèces de baléoptéridés proches comme le petit rorqual (*B. acutorostrata*).

Les données trouvées dans la bibliographie situent les niveaux de contamination des rorquals communs de cette étude dans la moyenne de ceux de la littérature, que ce soit en termes de niveau de PCB ou de DDT (Tabl. IV). Il semblerait que les niveaux de contamination retrouvés sur les 4 années d'échantillonnage dans les rorquals communs de Méditerranée soit plus faibles que ceux observés dans les débuts des années 90 (Marsili *et al.*, 1998). Cependant la comparaison des données avec cette étude réalisée sur la même zone est délicate. En effet les teneurs lipidiques des échantillons de cette étude antérieure n'ont pas été mesurées, et le détail des niveaux de contamination de chaque composé n'est pas donné. Les valeurs données dans le Tableau IV sont une extrapolation des valeurs de la publication initialement données en ng.g^{-1} ps (poids sec). Néanmoins, les PCB comme les pesticides chlorés sont de "vieux contaminants" depuis longtemps interdits à la production, dont la concentration dans l'environnement diminue d'année en année (Braune *et al.*, 2005 ; Johansson *et al.*, 2004).

Tableau IV. Comparaison du niveau de contamination des rorquals communs (les valeurs marquées d'un astérisque ont été recalculées de façon à avoir accès à la somme des 7 PCB).

Référence bibliographie	Espèce	Echouage / Biopsie	Date prélèvement	Site		n	7 PCB (ng.g^{-1} lp)	DDT (ng.g^{-1} lp)			
Kleivane et Skaare, 1998	<i>B. acutorostrata</i>	Echouage	1992	Atlantique nord	Norvège	72	Total	3 369	2685		
							Mâle	4836*	3860 (1270 - 14760)		
							Femelle	1902*	1510 (700 - 3370)		
Hobbs <i>et al.</i> , 2001	<i>B. Physalus</i>	Echouage	1971-72	Atlantique Nord	Newfoundland	12	Total	1156*	5670 (1910-10400)*		
							Nova scotia	5	Total	4435*	27900 (7400-37700)*
Gauthier <i>et al.</i> , 1997 b	<i>B. Physalus</i>	Biopsie	1991	Atlantique Nord		15	Total	2238 ± 2325	3999 ± 3879		
								9	Mâle	2731 ± 2781	4705 ± 4647
										6	Femelle
Marsili et Focardi, 1995	<i>B. Physalus</i>	Biopsie	1990-1993	Méditerranée	Mer Ligure	2	Total	595 ± 4610			4200 ± 9500
Marsili <i>et al.</i> , 1998	<i>B. Physalus</i>	Biopsie	1992-1995	Méditerranée	Mer Ligure	24	Total	4665 ± 3468*	6759 ± 3432*		
								14	Mâle	4528 ± 6155*	4528 ± 2768*
										10	Femelle
Cette étude	<i>B. Physalus</i>	Biopsie	2006 - 2008	Méditerranée	Mer Ligure	40	Total	4121 ± 3700			6643 ± 5959
									Mâle	5824 ± 3282	10370 ± 6246
											Femelle

Concernant les niveaux de contamination en PBDE, il existe peu de données sur la contamination des baléoptéridés. Petterson et ses collaborateurs ont mis en évidence le BDE 47 à une concentration de l'ordre de 570 ng.g^{-1} pl sur un rorqual échantillonné en Méditerranée, en mer Thyrienne (Petterson *et al.*, 2004). Law et ses collaborateurs ont détecté le BDE 47 à une concentration de 7 ng.g^{-1} pl chez un rorqual commun (*B. physalus*), de 8 ng.g^{-1} pl chez un petit rorqual (*B. acuros-*

trata) (Law *et al.*, 2005). La valeur moyenne retrouvée dans cette étude pour le BDE 47 est de $81 \pm 60 \text{ ng g}^{-1} \text{ pl}$. Les rorquals analysés présentent donc une faible contamination par les PBDE, dont la production et l'utilisation ont été fortement et précocement régulées en Europe.

Les rorquals communs de Méditerranée échantillonnés présentent des niveaux de PCB et de DDT significatifs et cohérents avec les données existantes. Ils semblent peu impactés par les PBDE. Le mode de contamination de ces animaux est quasi exclusivement trophique. En effet les cétacés ont besoin de remonter à la surface pour respirer, ils ne vont donc pas être impactés par voie directe par le système respiratoire. De plus la peau des cétacés, quasi totalement dépourvue de pilosité et de glandes sudoripares, est une véritable barrière entre leur organisme et le milieu ambiant, limitant ainsi l'exposition directe. De plus la voie trophique est connue pour être la voie d'exposition majoritaire pour les POP (Pompa *et al.*, 2003 ; Sjodin *et al.*, 2003).

Le régime alimentaire des rorquals communs quasi exclusivement basé sur la consommation d'organismes planctoniques est certainement la cause de ces niveaux de contamination modérés. Les rorquals communs se placent relativement bas dans le réseau trophique, ils ne sont donc pas soumis à des phénomènes de bioamplification trop importants.

A titre de comparaison, si l'on s'intéresse au niveau de contamination des PCB dans la graisse d'odontocètes teutophages comme les globicéphales noirs (*Globicephala melas* (Traill)) ou les cachalots (*Physeter macrocephalus* (Linnaeus)), fréquentant la même zone, les valeurs sont 20 à 30 fois plus élevées (Praca *et al.*, 2011).

Conclusion

Cette étude qui repose sur un effort d'échantillonnage important (7 980 km parcourus dont les deux tiers à l'intérieur du Sanctuaire PELAGOS) a permis de collecter 70 échantillons de graisse de rorquals communs sur quatre ans. L'analyse de ces échantillons a permis d'établir un niveau de référence de l'état de contamination des rorquals communs de la mer Liguro-provençale. Les niveaux de référence en PCB et OCP se situent dans la moyenne de ceux retrouvés dans la littérature pour des populations comparables, alors que l'imprégnation en PBDE est plus basse que la moyenne. Ces valeurs basses pour les PBDE peuvent être interprétées comme la conséquence d'une régulation précoce de leur usage en Europe (contrairement aux USA par exemple où ils sont très répandus).

Afin de poursuivre ce travail, des études sont actuellement en cours sur les niveaux de contamination des odontocètes.

Remerciements. Nous tenons à remercier l'ensemble des personnes ayant participé à la collecte des biopsies, pour le travail réalisé en mer, l'équipe du CIRAD pour le sexage, ainsi que le GECM (Groupe d'Etude des Cétacés de Méditerranée) et le CRMM (Centre de Recherche sur les Mammifères Marins) pour leur collaboration et la fourniture d'échantillons issus d'animaux échoués. Ces recherches ont été cofinancées grâce à l'appui du Ministère en charge de l'Ecologie au travers du programme de recherche 2007-2009 PELAGOS et au soutien de l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse.

Références

- ANDERSSON O., BLOMKVIST G., 1981. - Polybrominated aromatic pollutants found in fish in Sweden. *Chemosphere*, 10: 1051-1060.
- BERUBE M., PALSBOU P.J., 1996. - Identification of sex in Cetaceans by multiplexing with three ZFX and ZFY specific primers. *Mol. Ecol.*, 5: 283-287.
- BERUBE M., JORGENSEN H., MCEWING R., PALSBOU P.J., 1999. - Polymorphic dinucleotide microsatellite loci isolated from the humpback whale, *Megaptera novaeangliae*. *Mol Ecol*, 9: 2155-2234.
- BODIN N., BUDZINSKI H., LE MENACH K., TAPIE N., 2009. - ASE extraction method for simultaneous carbon and nitrogen stable isotope analysis in soft tissues of aquatic organisms. *Anal Chim Acta*, 643: 54-60.
- BRAUNE B.M., OUTRIDGE P.M., FISK A.T., MUIR D.C.G., HELM P.A., HOBBS K., HOEKSTRA P.F., KUZUYK Z.A., KWAN M., LETCHET R.J., 2005. - Persistent organic pollutants and mercury in marine biota of the Canadian Arctic: An overview of spatial and temporal trends. *Sci. Total. Environ.*, 351: 4-56.
- GAUTHIER J.M., METCALFE C.D., SEARS R., 1997a. - Validation of the blubber biopsy Technique for the monitoring of Organochlorine contaminants in Balaenopterid Whales. *Mar. Environ. Res.*, 43 : 157-179.
- GAUTHIER J.M., METCALFE C.D., SEARS R., 1997b. - Chlorinated Organic contaminants in Blubber Biopsies from Northwestern Atlantic Balaenopterid Whales Summering in the Gulf of St Lawrence. *Mar. Environ. Res.*, 44: 201-203.
- JOHANSSON I., MOISAN K., GUIOT N., TRUQUET I., MUNSCHY C, TRONCZINSKI J., 2004. - Levels and trends of organohalogen compounds in mussels from the Seine estuary in 1981-2003. *Organohalogen Compounds*, 66: 1844-1852.
- KAJIWARA N., KAMIKAWA S., AMANO M., HAYANO A., YAMADA K., MIYAZAKI N., et TANABE S., 2008. - Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and organochlorines in melon-headed whales, *peponocephala electra*, mass stranded along the Japanese coasts: Maternal transfer and temporal trend. *Environ. Pollut.*, 156: 106-114.
- KANNAN N., REUSCH T.B.H., SCHULZ-BULL D.E., PETRICK G., DUINKER J.C. (1995). - Chlorobiphenyls: Model compounds for metabolism in food chain organisms and their potential use as ecotoxicological stress indicators by application of the metabolic slope concept. *Environ. Sci. and Technol.*, 29: 1851-1859.
- KLEIVANE L., SKAARE J.U., 1998. - Organochlorine contaminants in northeast Atlantic minke whales (*Balaenoptera acutorostrata*). *Environ. Pollut.*, 101: 231-239.
- KRAHN M., HERMAN D. P., YLITALO G.M., SLOAN C.A., BURROWS D. G., HOBBS R.C., MAHONEY B.A., YANAGIDA G.K., CALAMBOKIDIS J., MOORE S.E. 2004. - Stratification of lipids, fatty acids and organochlorine contaminants in blubber of white whales and killer whales. *J. Cetacean Res. Manage.* 6:175-189.
- LAW R.J., ALLCHIN C.R., MEAD L.K., 2005. - Brominated diphenyl ethers in the blubber of twelve species of marine mammals stranded in the UK. *Baseline Mar. Pollut. Bull.*, 50: 344-359.

- MARSILLI L., FOCARDI S., 1996a. - Chlorinated hydrocarbon (HCB, DDTs and PCBs) levels in cetaceans stranded along the Italian coasts: An overview. *Environ Monit Asse*, 45: 129-180.
- MARSILLI L., FOCARDI S., 1996b. - Organochlorine levels in subcutaneous blubber biopsies of Fin Whale (*Balaenoptera physalus*) and striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*) from the Mediterranean sea. *Environ. Pollut.*, 91: 1-9.
- MARSILLI L., FOCARDI S., 1997. - Chlorinated hydrocarbone (HCB, DDTs and PCBs) levels in cetaceans stranded along the Italian coast: an Overview. *Environ. Monit. Asse.*, 45: 129-180.
- MARSILI L., FOSSI M.C., NOTARBARTOLO DI SCIARA G., ZANARDELLI M., NANI B., PANICADA S., FOCARDI S., 1998. - Relationship between organochlorine contaminants and mixed function oxidase activity in skin biopsy specimen of Mediterranean fin whale (*Balaenoptera physalus*). *Chemosphere*, 37: 1501-1510.
- PALSBOLL P.J., BERUBE M., LARSEN A.H., JORGENSEN H., 1997. - Primers for the amplification of tri- and tetramer microsatellite loci in baleen whales. *Mol. Ecol.* 6: 893-895.
- PETTERSON A., VAN BAVEL B., ENGWALL M., JIMENEZ B., 2004. - Polybrominated Diphenylethers and methoxylated tetrabromodiphenylethers in Cetacean from the Mediterranean Sea. *Arch environ contam. Toxicol.*, 47: 542-550.
- POMPA G., CALONI F., FRACCHIOLLA M.L., 2003. - Dioxin and PCB contamination of fish and shellfish: assessment of human exposure. Review of the international situation. *Vet. Res. Commun.*, 27: 159-167.
- PRACA E., LARAN S., LEPOINT G., THOME J.P., QUETGLAS A., BELCARI P., SARTO P., DHERMAIN F., ODY D., TAPIE N., BUDZINSKI H., DAS K., 2011. - Toothed whales in the northwestern Mediterranean: Insight into their feeding ecology using chemical tracers. *Mar. Pollut. Bull.*, 62: 1058-1065.
- SJODIN A., PATTERSON D.G., BERGMAN Å., 2003. - A review on human exposure to brominated flame retardants-particularly polybrominated diphenyl ethers. *Environ. Int.*, 29: 829-839.
- TANABE S., TATSUKAWA R., MARUYAMA K., MIYAZAKI N., 1982. - Transplacental Transfer of PCBs and Chlorinated Hydrocarbon Pesticides from the Pregnant Striped Dolphin (*Stenella coeruleoalba*) to her Fetus. *Agric. Biol. Chem.*, 46: 1249-1254.
- TAPIE N. 2006. - Contamination des écosystèmes aquatiques par les PCB et PBDE : Application à l'estuaire de la Gironde. Thèse. Univ. Bordeaux I, Sci. Chim. Spé. Chim. Analytique et environnement, 1-289 p.
- TAPIE N., BUDZINSKI H., LE MENACH K., 2008. - Fast and efficient extraction methods for the analysis of PCBs and PBDEs in biological matrices. *Anal. Bioanal. Chem.*, 391: 2169-2177.