

Ifremer RBE-CCEM / ODE-VIGIES

Responsable thématique Ifremer du descripteur « Contaminants dans le milieu » : Mauffret Aourell – Ifremer RBE-CCEM – Responsable thématique • Wessel Nathalie – Ifremer ODE-VIGIES – Assistance au Responsable thématique • Brun Mélanie – Ifremer ODE-VIGIES – Biostatisticienne.

Évaluation du descripteur 8 « Contaminants dans le milieu marin » en France métropolitaine

Rapport scientifique pour l'évaluation cycle 3 au
titre de la DCSMM



Fiche documentaire

Titre du rapport : Évaluation du descripteur 8 « Contaminants dans le milieu marin » en France métropolitaine. Rapport scientifique pour l'évaluation 2024 au titre de la DCSMM

Diffusion :

libre (internet)

Date de publication : 2023/12/21

Version : 1.0.0

restreinte (intranet et communauté DCSMM)

– date de levée d'embargo : à la consultation publique de l'évaluation.

interdite (confidentielle) – date de levée de confidentialité : AAA/MM/JJ

Résumé/ Abstract : Le descripteur 8 de la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM) concerne les impacts en milieu marin provoqués par des substances chimiques d'origine anthropique. Les contaminants pris en compte dans le cadre du descripteur 8 concernent les substances introduites dans le milieu marin à la suite d'activités anthropiques et qui peuvent avoir des effets néfastes sur l'activité biologique du milieu marin. Le Bon Etat Ecologique (BEE) pour le descripteur 8 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/UE, il est défini sur la base quatre critères : 1) concentrations en contaminants dans le milieu (sédiment et biote) (D8C1) ; 2) effets des contaminants sur la santé des espèces et l'état des habitats (D8C2) ; 3) durée et étendue spatiale des événements de pollution aiguë (D8C3) ; et 4) effets négatifs de la pollution aiguë sur le biote (D8C4). L'ensemble des dispositifs d'observation de la contamination chimique marine en France constitue un continuum unique pour le suivi des contaminants et de leurs effets potentiels des eaux côtières aux couches profondes de l'Océan et sont utilisés pour répondre au mieux aux objectifs du D8 de la DCSMM.

L'évaluation des concentrations en contaminants (D8C2) est effectuée i) à la cote dans les sédiments et les bivalves (suivis ROCCH et RINBIO), et ii) sur le plateau continental dans les poissons, mammifères et oiseaux marins nicheurs (suivis CoRePh, RNE et oiseaux, respectivement). Cette approche multi-espèces permet de couvrir différents niveaux trophiques (bivalves, poissons du plateau jusqu'au-delà du talus, prédateurs supérieurs) et d'informer sur la contamination dans différentes dimensions de l'environnement marin (de la côte au large, de la surface au fond, du niveau local ou régional). Les familles de contaminants évalués sont soit considérées dangereuses par les conventions des mers régionales et/ou listés prioritaires par la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) et/ou listés Polluants Organiques Persistents par la convention de Stockholm. Ce sont par exemple, les métaux, les HAP, les PCB, les PBDE, le PFOS.

L'évaluation des effets de la contamination (D8C2) est effectuée par i) le suivi de l'imposex depuis 2003, correspondant à la masculinisation de femelles gastéropodes sous l'effet reprotoxique du composé ajouté dans les peintures anti-salissures jusqu'en 2008 : le TBT ; ce suivi est effectué sur la façade Atlantique, surtout au Nord où le gastéropode suivi est plus présent (*N. lapillus*) ; et ii) le suivi des effets biologiques induits par la contamination chimique (SELI) chez les poissons plats et les moules ; dans le cadre de ce suivi un panel d'effets de différents types (cytotoxique, neurotoxique, génotoxique) est mesuré pour l'évaluation de l'atteinte du bon état. L'intégration de données écotoxicologiques et chimiques est présentée à l'échelle des zones de prospection SELI (contaminants dans les sédiments, bivalves, poissons plats, et effets dans les bivalves et les poissons plats).

L'évaluation des effets négatifs de la pollution aiguë (D8C4) est observée sur le guillemot de Troïl par la proportion de guillemots mazoutés retrouvés sur les côtes de la Manche et Bretagne Nord. Les évènements de pollution aiguë (D8C3) ne sont pas évalués par manque de données pertinentes.

Cette évaluation ouvre sur plusieurs discussions et perspectives, concernant i) l'extension du suivi de la contamination pour couvrir l'ensemble de la Zone Economique Exclusive (ZEE), de la côte vers le large et de la surface vers les zones profondes : des premières données dans les poissons pélagiques profonds sont présentées, ii) le suivi des effets de la contamination chimique chez d'autres espèces et groupes d'espèces (*e.g.* discuté pour les oiseaux dans ce rapport), iii) la complémentarité des suivis et l'intégration des résultats de lors des évaluations.

Mots-clés/ Key words : DCSMM, DCE, contaminant, ecotoxicologie, biomarqueurs, éléments traces, HAP, PCB, PBDE, PFOS, pesticides organochlorés, variations spatio-temporelles, qualité du milieu marin, sédiment, bivalves, gastéropodes, poissons, mammifères, oiseaux

Comment citer ce document :

Mauffret Aourell, Brun Mélanie, Bustamante Paco, Chouvelon Tiphaine, Mendez-Fernandez Paula, Mille Tiphaine, Poiriez Gauthier, Spitz Jérôme, Wessel Nathalie (2023). Évaluation du descripteur 8 « Contaminants dans le milieu marin » en France métropolitaine. Rapport scientifique pour l'évaluation cycle 3 au titre de la DCSMM.

Disponibilité des données de la recherche : Données disponibles (bancaisées)

DOI : 10.13155/97214

Nom / référence du contrat :

Rapport intermédiaire (réf. bibliographique : XXX)

Rapport définitif

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

Auteur(s) / adresse mail	Affiliation / Direction / Service, laboratoire
Mauffret, A.	Ifremer, Contamination Chimique des Écosystèmes Marins (CCEM), Nantes, France
Brun, M.	Ifremer, Service Valorisation de l'Information pour la Gestion Intégrée Et la Surveillance (VIGIES), Nantes, France
Bustamante, P.	Littoral Environnement et Sociétés (LIENSs), UMR 7266 CNRS - La Rochelle Université, La Rochelle, France
Chouvelon, T.	Ifremer, Contamination Chimique des Écosystèmes Marins (CCEM), Nantes, France et Observatoire Pelagis, UAR 3462 CNRS - La Rochelle Université, La Rochelle, France
Méndez-Fernandez, P.	Observatoire Pelagis, UAR 3462 CNRS - La Rochelle Université, La Rochelle, France
Mille, T.	Ifremer, Contamination Chimique des Écosystèmes Marins (CCEM), Nantes, France
Poiriez, G.	Littoral Environnement et Sociétés (LIENSs), UMR 7266 CNRS - La Rochelle Université, La Rochelle, France
Spitz, J.	Observatoire Pelagis, UAR 3462 CNRS - La Rochelle Université, La Rochelle, France
Wessel, N	Ifremer, Service Valorisation de l'Information pour la Gestion Intégrée Et la Surveillance (VIGIES), Nantes, France

Table des matières

<i>Liste des figures</i>	11
<i>Liste des Tableaux</i>	12
<i>Liste des abréviations</i>	13
1 <i>Introduction</i>	17
2 <i>Stratégie de surveillance pour l'acquisition des données</i>	22
2.1 Suivis de la contamination chimique sur le plateau continental : D8C1	22
2.1.1 Stratégie globale et complémentarité entre suivis	22
2.1.1.1 Suivi dans le sédiment	22
2.1.1.2 Suivi dans le biote	23
❖ Bivalves à la côte	24
❖ Organismes de niveaux trophiques supérieurs dans les eaux du plateau continental (jusqu'aux têtes de canyons).....	24
2.1.2 Echelles géographiques et temporelles	26
2.1.2.1 ROCCH Sed.....	27
2.1.2.2 ROCCH MV	27
2.1.2.3 Rinbio.....	28
2.1.2.4 CoRePh.....	28
2.1.2.5 Réseau National Échouage des mammifères marins (RNE) : suivi des concentrations en contaminants chez les mammifères marins.....	29
2.1.2.6 Suivi des contaminants chez les oiseaux marins nicheurs.....	31
2.1.3 Espèces suivies (paramètres du D8C1)	31
2.1.3.1 Bivalves	31
2.1.3.2 Poissons	32
2.1.3.3 Mammifères	34
2.1.3.4 Oiseaux	35
2.1.4 Contaminants suivis (élément du D8C1).....	38
2.1.4.1 Contaminants métalliques.....	39
2.1.4.2 Contaminants organiques.....	40
❖ HAP.....	41
❖ PCB et PCDD/F	42
❖ PBDE.....	43
❖ Autres composés organiques.....	43
2.2 Suivis des effets biologiques de la contamination chimique : D8C2	45

2.2.1	Stratégie globale et justification des suivis D8C2	45
2.2.2	Échelle géographique ; zone de suivi.....	47
2.2.3	Espèces suivies (éléments du D8C2).....	48
2.2.4	Biomarqueurs suivis (paramètres du D8C2)	49
2.3	Suivis des effets biologiques des pollutions aiguës : D8C4	51
3	<u>Stratégie d'évaluation</u>	<u>51</u>
3.1	D8C1.....	51
3.1.1	Seuils utilisés.....	51
3.1.2	Méthode statistique d'évaluation	58
3.1.2.1	Sédiments	58
❖	Approche globale et changements par rapport au cycle précédent	58
❖	Normalisation et évaluation de la contamination dans les sédiments.....	58
3.1.2.2	Bivalves	60
❖	Approche globale et changements par rapport au cycle précédent	60
❖	Normalisation et évaluation de la contamination dans les bivalves	60
3.1.2.3	Poissons	62
❖	Approche globale et changements par rapport au cycle précédent	62
❖	Base (poids frais (p.f.) ou poids lipidique (p.l.)) dans laquelle est évaluée le contaminant et conversion	62
❖	Évaluation de la contamination dans les poissons	66
3.1.2.4	Mammifères marins	67
❖	Approche globale	67
❖	Évaluation de la contamination dans les mammifères marins.....	67
3.1.2.5	Oiseaux marins	69
❖	Approche globale.....	69
❖	Évaluation de la contamination dans les oiseaux marins	69
3.1.3	Méthode d'évaluation des éléments dans le biote sur le plateau continental et son rebord (biote*UMR*elt).....	70
3.1.4	Méthode d'évaluation de l'attribut uPBT non uPBT sur l'UMR Large-Plateau.....	70
3.2	D8C2.....	71
3.2.1	Concept d'évaluation du critère	71
3.2.2	Imposex.....	71
❖	Approche globale et changements par rapport au cycle précédent.	71
3.2.3	SELI.....	71
❖	Approche globale et changements par rapport au cycle précédent.	71
❖	Détermination des valeurs de limite de classe et des altérations maximales (Altmax)	72

❖	Évaluation de l'effet des contaminants sur la base des données SELI	77
❖	Précision sur la détermination des intervalles de confiance des paramètres selon la distribution des données pour chaque biomarqueur	78
3.3	D8C4.....	80
3.4	Incertitude	81
3.4.1	Variabilité biologique et incertitudes liées à l'échantillonnage et au plan de surveillance	81
❖	Capacité de bioaccumulation variable entre espèces	81
❖	Variabilité saisonnière de la bioaccumulation.....	81
❖	Adaptation, résistance, résilience : exemple du développement d'une résistance à l'imposex (syndrome de Dumpton)	82
❖	Choix des substances et effets suivis	82
3.4.2	Incertitudes liées aux méthodes d'analyse.....	82
❖	Analyse des échantillons (contaminants et effets).....	82
❖	Analyse des données	84
<u>4</u>	<u>Fiches indicateurs</u>	<u>86</u>
<u>5</u>	<u>Intégration et perspectives</u>	<u>88</u>
5.1	Synthèse de la contamination des bivalves et du sédiment à la côte par masse d'eau côtière (MEC) (UMR Côte-MEC).....	88
5.1.1	Tableaux de résultats détaillés	88
5.1.2	Tableaux de résultats synthétiques	90
5.2	Évaluation de la contamination sur le plateau continental et son rebord (UMR Large-Plateau)	127
5.3	Évaluation intégrée chimie-biologie de la contamination et de ses effets sur la zone de prospection des campagne SELI plateau continental et son rebord (UMR SELI).....	129
5.4	Contamination des poissons pélagiques profonds (UMR Large-Talus/Océan)	131
5.5	Effets de la contamination chez les oiseaux marins (UMR : Large-Plateau)	132

<u>6</u>	<u>Références.....</u>	<u>134</u>
	<u>Annexe 1 : Méthode d'évaluation de la contamination des sédiments et des bivalves</u>	<u>147</u>
<u>1</u>	<u>Overview.....</u>	<u>147</u>
<u>2</u>	<u>Modelling changes in log concentration over time</u>	<u>147</u>
<u>3</u>	<u>Assessing status and temporal trends.....</u>	<u>148</u>
	<u>Annexe 2 : Méthode d'évaluation de l'imposex chez les gastéropodes</u>	<u>151</u>
<u>1</u>	<u>Overview.....</u>	<u>151</u>
<u>2</u>	<u>Proportional odds model</u>	<u>151</u>
<u>3</u>	<u>Form of f(t).....</u>	<u>152</u>
<u>4</u>	<u>Estimating the cut-points.....</u>	<u>153</u>
<u>5</u>	<u>Estimating the mean VDS class.....</u>	<u>153</u>
<u>6</u>	<u>Assessing environmental status and temporal trends.....</u>	<u>154</u>

Liste des figures

Figure 1. Schéma d'intégration des paramètres retenus pour le rapportage du critère D8C1 pour les UMR « côte » et « large-plateau ». Le critère D8C1 est renseigné pour les quatres sous-régions marines (SRM).....	20
Figure 2. Schéma d'intégration des paramètres retenus pour le rapportage des critères D8C2, D8C3 et D8C4. Le critère D8C1 est renseigné pour les SRM Manche-Mer du Nord (MMN), Mers Celtiques et Golfe de Gascogne. Le critère D8C3 est renseigné pour les quatres SRM. Le critère D8C4 est renseigné pour la SRM MMN.	21
Figure 3. Schéma conceptuel de la surveillance multi-matrices et multi-espèces selon trois dimensions de l'environnement marin (cote -> large, local -> régional, surface -> profond). Vert : paramètres retenus pour la présente évaluation (sédiment, bivalve, poisson, oiseau, mammifère). Vert, contour rouge : paramètres retenus par la gouvernance DCSMM pour être intégrés au rapportage de l'évaluation à la Commission Européenne dans le cadre du cycle 3 de la DCSMM (bivalves, poissons). Gris : paramètre présenté comme « état initial » (poissons pélagiques profonds), mais le nombre de répliques analytiques est encore trop limité pour évaluer la zone lors de ce cycle 3 (voir sections 5.4 et. Annexe 3).....	23
Figure 4. Couverture spatiale de la surveillance renseignant le critère D8C1 à la côte (stations ROCCH MV, ROCCH Sed et Rinbio) et au-delà des masses d'eau côtière sur le plateau continental (traits de pêche des poissons (CoRePh), stations d'échouages de mammifères marins (RNE) et colonies d'oiseaux marins). Sur le talus en bordure de la zone océanique, un trait de chalut dans le golfe de Gascogne Sud a apporté les échantillons permettant d'informer sur la contamination des espèces « profondes ». 26	
Figure 5. Unités de gestion du CIEM pour le marsouin commun (telles que proposées par le CIEM en 2014) dérivées des résultats d'analyses écologiques (ne correspondent pas aux régions OSPAR). https://oap.ospar.org/fr/evaluations-ospar/evaluation-intermediaire-2017/etat-delabiodiversite/mammiferes-marins/capture-accessoire-de-marsouins-communs/	30
Figure 6. Lieux d'échouage des individus de dauphins communs (<i>Delphinus delphis</i> , points rouges) et de marsouins communs (<i>Phocoena phocoena</i> , points bleus) inclus dans la présente évaluation DCSMM (cycle 3, 2024). La ligne en pointillés indique la limite des unités de gestion pour le marsouin commun au sein de l'Atlantique Nord-Est, définies par le groupe de travail sur l'écologie des mammifères marins (WGMME) du CIEM, à savoir les mers Celtiques et le Golfe de Gascogne (MC + GdG), et la Manche Mer du Nord (MMN).	31
Figure 7. Distances d'alimentation autour des colonies d'oiseaux marins généralistes côtiers	37
Figure 8. Distances d'alimentation autour des colonies d'oiseaux marins piscivores côtiers	37
Figure 9. Distances d'alimentation autour des colonies d'oiseaux marins piscivores hauturiers	38
Figure 10. Couverture spatiale de la surveillance renseignant le critère D8C2, i.e. les effets de la contamination chez les poissons (traits de chalutage SELI), les effets de la contamination chez les bivalves (Stations SELI moules = stations ROCCH pour lesquelles des biomarqueurs sont suivis) et les effets du TBT chez les gastéropodes (stations Imposex). Les stations ROCCH sédiments, ainsi que les stations ROCCH moules représentées sont utilisées dans l'évaluation intégrée (voir section 5.3).	47
Figure 11. Arbre de décision sur le traitement statistique et le renseignement obtenu suivant le nombre d'années de données disponibles pour chaque triplet matrice*station*substance.....	61
Figure 12. Relation linéaire entre les teneurs en lipides (%) et les concentrations en PBDE 47 (en haut) et PCB 118 (en bas) (ng g ⁻¹ p.f.) mesurées dans le muscle des espèces qualifiées de « poisson gras » (maquereau) à droite et les espèces qualifiées de « poisson maigre » (les 8 autres espèces évaluées) à gauche. Les teneurs en lipides et les concentrations sont transformées en logarithme népérien.	64
Figure 13. Schéma général de l'évaluation des éléments du D8C1 sur l'UMR « Large-Plateau » basé sur l'évaluation de 3 groupes d'espèces : poissons, oiseaux marins et mammifères marins (extrait de Mauffret et al. (2022)). L'UMR ne comprend pas la zone d'emprise des masses d'eau côtière qui est évaluée par des comités locaux en dehors de la présente évaluation.	70
Figure 14. Schéma conceptuel de l'évaluation du critère D8C2.	71
Figure 15. Valeurs maximales rapportées dans différentes études ou base de données du % de DNA tail (Comet, gauche) et d'occurrence de micronoyaux (droite) mesurées chez la moule <i>Mytilus edulis</i> (haut) et les poissons plats (bas) et estimation de la valeur d'Altmax (quantile 90 = q90 de l'ensemble des maximas). Les triangles correspondent aux valeurs mesurées sur des zones éloignées de source de contamination (Islande pour le Comet chez la limande (19%) et le plateau continental Basque par l'occurrence de MN chez la sole (0,43 %)).	75
Figure 16. Schéma général de l'évaluation des éléments (poissons et bivalves) du dispositif SELI pour le D8C2 basée sur plusieurs biomarqueurs mesurés sur les individus collectés in situ et représentant les effets de la contamination sur deux UMR SELI Seine et SELI Loire, extrait de Wessel et al. (2022)). Les EGE sont les zones de pêche des poissons ou les stations de prélèvement des moules.	78
Figure 17. Lecture des cellules des TablesSynthese.....	89

Figure 18. Evaluation intégrée chimie-biologie dans les différentes mailles géographiques des UMR SELISeine (A, n=8 mailles) et SELIloire (B, n=6 mailles), incluant la contamination (C) du sédiment et du biote (bivalves et poissons plats) ainsi que les effets écotoxicologiques (E) chez les poissons plats, les moules et les gastéropodes. Une couleur a été attribuée à chaque couple paramètre*matrice, selon la table décisionnelle présentée sur la figure. Les camemberts représentent le pourcentage de chaque couleur par type de paramètre (contaminants ou effets) pour chaque maille géographique.131

Liste des Tableaux

Tableau 1. Présentation des critères du descripteur 8, des éléments constitutifs des critères et des normes méthodologiques associées (d'après la décision révisée 2017/848/UE version française).....	18
Tableau 2. Couverture spatiale et temporelle des données utilisées dans le cadre de cette évaluation du BEE du D8C1 au cycle 3 de la DCSMM (2024) par matrice ou groupe d'espèces et familles de substances évaluées.	27
Tableau 3. Nombre de stations ROCCH MV et Rinbio par SRM et par espèce de bivalves échantillonnée.	32
Tableau 4. Nombre d'individus de poissons échantillonnés dans le cadre de CoRePh et utilisés pour l'évaluation cycle 3 de la DCSMM, par SRM et zones CIEM, et caractéristiques des espèces. Les couleurs du texte correspondent aux différents stocks définis par le CIEM pour chaque espèce (en noir : non évalué par le CIEM).....	33
Tableau 5. Nombre d'échantillons par EGE de foie (pour l'analyse du Hg et Pb), rein (pour l'analyse du Cd) ou graisse sous-cutanée (lard, pour l'analyse des PCBs et DDTs) d'individus de mammifères marins et caractéristiques des espèces suivies. ...	34
Tableau 6. Nombre d'échantillons de sang (S) ou plumes (P) de poussins par SRM et caractéristiques des espèces d'oiseaux marins suivis.	36
Tableau 7. Période de capture des poussins en fonction de l'espèce, dans le cadre du suivi DCSMM de la contamination des oiseaux marins	38
Tableau 8. Couverture spatiale et temporelle des données utilisées pour l'évaluation du BEE du D8C2 au cycle 3 de la DCSMM (2024) par groupe d'espèces.	48
Tableau 9. Caractéristiques des biomarqueurs suivis dans le cadre des campagnes SELI.	51
Tableau 10. Seuils utilisés pour évaluer le statut des contaminants dans le biote et les sédiments dans le cadre de l'évaluation cycle 3 (2024) de la DCSMM. Tous les seuils biote s'appliquent aux bivalves (B) sauf si le groupe d'espèce est précisé : P pour poisson (24 seuils) et O pour oiseaux (Hg). Les seuils en rouge ne sont pas compatibles avec les limites de quantification analytique des contaminants (seuil < 3*LQ). Les seuils en gris ne sont pas retenus dans le cadre de la présente évaluation du D8 (critère de choix quand il y a plus d'un seuil : 1) protection de l'environnement (en priorité par rapport à la protection humaine spécifiquement évaluée dans le D9) et 2) seuils appliqués dans le cadre des conventions des mers régionales en priorité par rapport aux seuils appliqués uniquement au niveau national).	54
Tableau 11. Valeurs pivot pour les contaminants métalliques développées par OSPAR pour la région Atlantique Nord et par Ifremer (CCEM) dans le cadre du ROCCH.....	59
Tableau 12. Facteurs de conversion des seuils pour l'évaluation de l'état de la contamination dans les bivalves. Source : OSPAR - https://dome.ices.dk/ohat/trDocuments/2022/help_ac_basis_conversion.html	61
Tableau 13. Moyennes et écart-types des teneurs en lipides mesurées dans le muscle chez les espèces de poissons évaluées. 63	
Tableau 14. Seuils utilisés pour évaluer le statut des contaminants dans les poissons selon si la substance est lipophile ou non et si le poisson est gras (teneur moyenne en lipides dans le muscle > 3%) ou maigre (extrait de la Tableau 10).....	65
Tableau 15. Seuils et limites de classes des biomarqueurs chez la moule. Les limites de classes 5-4 et 4-3 en vert et gras correspondent respectivement aux BAC et EAC proposés par le CIEM (Davies et Vethaak, 2012). La valeurs d'Alt _{max} en violet et italique, et celles en orange et gras correspondent respectivement aux valeurs obtenues à partir de dire d'expert ou de la bibliographie.	73
Tableau 16. Liste des 25 fiches indicateurs du D8 dans le cadre de l'évaluation.	86
Tableau 17. Evaluation de la contamination chez les bivalves dans la SRM MMN. Pour chaque station, les substances dépassant les seuils EAC_like (i.e. EAC, NQE, QS, FEQG), ou qui augmentent sont listées en rouge, les substances dépassant les BAC sont listées en vert quand il existe aussi une EAC-like ou en orange quand il n'existe pas d'EAC-like. Les substances inférieures à la BAC ne sont pas listées ci-dessous. MEC : Masse d'Eau Côtière.....	91
Tableau 18. Evaluation de la contamination chez les bivalves dans la SRM MC. Pour chaque station, les substances dépassant les seuils EAC_like (i.e. EAC, NQE, QS, FEQG), ou qui augmentent sont listées en rouge, les substances dépassant les BAC sont	

listées en vert quand il existe aussi une EAC-like ou en orange quand il n'existe pas d'EAC-like. Les substances inférieures à la BAC ne sont pas listées ci-dessous. MEC : Masse d'Eau Côtière.....95

Tableau 19. Evaluation de la contamination chez les bivalves dans la SRM GdG. Pour chaque station, les substances dépassant les seuils EAC_like (i.e. EAC, NQE, QS, FEQG), ou qui augmentent sont listées en rouge, les substances dépassant les BAC sont listées en vert quand il existe aussi une EAC-like ou en orange quand il n'existe pas d'EAC-like. Les substances inférieures à la BAC ne sont pas listées ci-dessous. MEC : Masse d'Eau Côtière.....98

Tableau 20. Evaluation de la contamination chez M. galloprovincialis dans la Région marine Méditerranée. Pour chaque station, les substances dépassant les seuils EAC_like (i.e. EAC, NQE, QS, FEQG), ou qui augmentent sont listées en rouge, les substances dépassant les BAC sont listées en vert quand il existe aussi une EAC-like ou en orange quand il n'existe pas d'EAC-like. Les substances inférieures à la BAC ne sont pas listées ci-dessous. MEC : Masse d'Eau Côtière104

Tableau 21. Evaluation de la contamination dans les sédiments de la SRM MMN. Pour chaque station, les substances dépassant le seuil les seuils EAC-like sont listées en rouge, les substances dépassant les BAC sont listées en vert quand il existe aussi une EAC-like ou en orange quand il n'existe pas d'EAC-like. Les substances inférieures à la BAC ne sont pas listées ci-dessous. MEC : Masse d'Eau Côtière113

Tableau 22. Evaluation de la contamination dans les sédiments de la SRM MC. Pour chaque station, les substances dépassant le seuil les seuils EAC-like sont listées en rouge, les substances dépassant les BAC sont listées en vert quand il existe aussi une EAC-like ou en orange quand il n'existe pas d'EAC-like. Les substances inférieures à la BAC ne sont pas listées ci-dessous. MEC : Masse d'Eau Côtière119

Tableau 23. Evaluation de la contamination dans les sédiments de la SRM GdG. Pour chaque station, les substances dépassant le seuil les seuils EAC-like sont listées en rouge, les substances dépassant les BAC sont listées en vert quand il existe aussi une EAC-like ou en orange quand il n'existe pas d'EAC-like. Les substances inférieures à la BAC ne sont pas listées ci-dessous. MEC : Masse d'Eau Côtière122

Tableau 24. Evaluation de la contamination dans les sédiments de la Région marine Méditerranée. Pour chaque station, les substances dépassant le seuil les seuils EAC_like sont listées en rouge. Les substances inférieures à la BAC ne sont pas listées ci-dessous. Le pourcentage de substances en BEE par station est indiqué.126

Tableau 25. Évaluation de l'état des contaminants dans l'UMR Large-Plateau de chaque SRM au regard du D8C1 de la DCSMM (cycle 3, 2024). En bleu : tous les contaminants sont en bon état. En rouge : l'état d'au moins un contaminant n'est pas bon, ce contaminant est indiqué dans la cellule. En orange : l'état d'au moins un contaminant est supérieur au BAC (pas de seuil type EAC/NQE disponible). En gris : état non connu. En blanc : non évalué.127

Tableau 26. Pourcentage de familles de substances PBT ubiquistes (uPBT) et non ubiquistes en bon état ou non dans le biote (poissons, mammifères ou oiseaux) de l'UMR Large-Plateau dans le cadre de l'évaluation du D8 de la DCSMM cycle 3 (2024). La composition de chaque famille est donnée Tableau 25.128

Tableau 27. Pourcentage de couples paramètre*matrice classés dans chaque couleur selon la table décisionnelle de la Figure 18, pour les contaminants et les effets au sein de chaque maille géographique.130

Liste des abréviations

Abbréviation	Nom complet
AChE	Acétylcholine estérase
AFNOR	Association Française de NORmalisation
ANSES	Agence Nationale de Sécurité Sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail
BAC	Background Assessment Concentrations
CEN	Comité Européen de Normalisation
CIEM	Conseil International pour l'Exploration de la Mer
CoRePh	Contaminants dans les Réseaux troPiques
DBT	Dibutylétain
DCE	Directive Cadre sur l'Eau
DCSMM	Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin
DDD	Dichlorodiphényldichloroéthane

DDE	Dichlorodiphényldichloro-éthylène
DDT	Dichloro-diphényltrichloroéthane
DELMOGES	DELphinus Mouvements GESTion
DLM	Modèle linéaire dynamique
EAC	Environmental Assessment Criteria
EGE	Echelle géographique d'évaluation
EPA	Environmental Protection Agency
ERL	Effect Range-Low
FEQG	Federal Environmental Quality Guideline
HAP	Hydrocarbures aromatiques polycycliques
HBCDD	Hexabromocyclododécane
HCB	Hexachlorobenzène
HCH	Hexachlorocyclohexane
IAEA	International Atomic Energy Agency
ISO	International Standard Organisation
LBCM	Laboratoire de biogéochimie des contaminants métalliques
LBCO	Laboratoire de Biogéochimie des Contaminants Organique
LMS	Stabilité de la membrane lysosomale
LQ ou LOQ	Limite de Quantification
LRC	Low-Risk concentration
LSA	Laboratoire de sécurité des aliments
MBT	Monobutylétain
MEC	Masses d'eaux côtières
MN	Micronoyaux
MPC	Concentrations maximales permises dans les produits de la pêche
NQE	Norme de Qualité environnementale
NRC	No Risk concentration
OH-phe	Hydroxy-phénanthrène
OH-pyr	1-Hydroxy-pyrène
OOAO	One out all out
p.f.	Poids frais
p.l.	Poids lipidique
p.s.	Poids sec
PBDE	PolyBromoDiphénylEthers
PCB	Polychlorobiphényles
PFC	Composés perfluorés
PFCA	Acides carboxyliques perfluorés
PFOS	Acide perfluorooctanesulfonique
POP	Polluants Organiques Persistants
QS	Norme de Qualité Spécifique
QSR	Quality status report
QUASIMEME	Quality Assurance of Information for Marine Environmental Monitoring in Europe
Rinbio	Réseau Intégrateurs Biologiques
RNE	Réseau National Echouage
ROCCH	Réseau d'observation de la contamination chimique du littoral
ROCCH MV	ROCCH Matière Vivante

ROCCH Sed	ROCCH Sédiments
rROS	Robust regression on Order Statistics
SRM	Sous-Région Marine
TBT	Tributylétain
TEF	Facteur d'équivalence de toxicité
TEQ	Quantité Equivalente Toxique
TMF	Trophic Magnification Factor
UMR	Unité marine de rapportage
VDSI	Vas Deferens Sequence Index
VGE	Valeur Guide Environnementale
WGMME	Working group on Marine Mammals Ecology
ZEE	Zone Economique Exclusive

1 Introduction

Le descripteur 8 concerne les impacts en milieu marin provoqués par des substances chimiques introduites à la suite d'activités anthropiques et qui peuvent avoir des effets néfastes sur l'activité biologique du milieu marin. Ces substances peuvent être d'origine naturelle, comme les métaux ou les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), et/ou d'origine synthétique, comme par exemple, les polychlorobiphényles (PCB), certains retardateurs de flamme ou certains pesticides.

Le Bon Etat Ecologique (BEE) pour le descripteur 8 de la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (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, il se définit par quatre critères 1) concentration dans le milieu (sédiment et biote) (D8C1), 2) effets des contaminants sur la santé des espèces et l'état des habitats (D8C2), 3) durée et étendue spatiale des événements de pollution aiguë (D8C3) et 4) effets négatifs de la pollution aiguë sur le biote (D8C4) (**Tableau 1**).

En l'état actuel des connaissances et des développements d'indicateurs au niveau européen et international, il semble raisonnable de définir le bon état écologique en s'appuyant sur 1) les seuils environnementaux existants (OSPAR, MED POL, EPA, DCE) ou à défaut les seuils sanitaires (EC), bien que leurs couvertures en termes de substances, d'espèces ou d'habitats impactés et de zones géographiques soit encore partielles et 2) les tendances temporelles quand suffisamment d'années de données sont disponibles ($n_{\text{années}} \geq 5$).

Le descripteur 8 peut être rapproché d'autres descripteurs de pression, tels que le 5 (eutrophisation), le 9 (questions sanitaires), le 10 (déchets marins) et le 11 (introduction d'énergie), qui sont liés au problème de la pollution du milieu marin au sens large, essentiellement d'origine tellurique, et des efforts à fournir pour en réduire les effets.

La DCSMM utilise des formulations spécifiques présentées dans ce paragraphe et reprises dans la suite du rapport. La France est divisée en quatre **sous régions marines (SRM)** : **Manche Mer du Nord (MMN)**, **Mers Celtiques (MC)**, **Golfe de Gascogne (GdG)** et **Méditerranée Occidentale (MO)**. Chaque indicateur de la contamination et de ses effets est évalué à l'échelle de l'**Unité Marine de Rapportage (UMR)** *e.g.* la côte ou le large-plateau pour le D8C1, la zone de prélèvement des campagnes SELI pour la santé des bivalves et des poissons pour le D8C2), elle-même divisée en **Unité Géographique d'Evaluation (EGE)**. Chaque indicateur est calculé pour un « **élément** » (*e.g.* contaminant pour le D8C1 et espèce pour le D8C2) et un « **paramètre** » donnés (*e.g.* matrice ou groupe d'espèces pour le D8C1 et biomarqueur pour le D8C2). **Le paramètre est dit atteint ou non atteint. L'élément est dit en bon ou mauvais état.** Des **attributs** sont définis pour regrouper les éléments en ensembles cohérents (*e.g.* ubiquiste, persistant, bioaccumulable et toxique (c) ou non uPBT pour le D8C1, toutes les espèces marines pour le D8C2). Parmi les indicateurs évalués dans ce rapport, les paramètres, éléments et attributs finalement retenus par le Ministère de la Transition Ecologique et de la cohésion des territoires pour le rapportage à la commission européenne, ainsi que les étapes d'intégration sont représentées sur la **Figure 1** pour le D8C1 et la **Figure 2** pour les autres critères.

1 – Introduction

Tableau 1. Présentation des critères du descripteur 8, des éléments constitutifs des critères et des normes méthodologiques associées (d'après la décision révisée 2017/848/UE version française)

Éléments constitutifs des critères	Critères	Normes méthodologiques
<p>1) Dans la limite des eaux côtières et territoriales :</p> <p>a) contaminants choisis d'après la directive cadre sur l'eau 2000/60/CE : <i>i)</i> contaminants pour lesquels une norme de qualité environnementale a été établie à l'annexe I, partie A, de la directive 2008/105/CE ; <i>ii)</i> polluants spécifiques de bassins hydrographiques conformément à l'annexe VIII de la directive 2000/60/CE, dans les eaux côtières ;</p> <p>b) contaminants supplémentaires, le cas échéant, notamment ceux issus de sources en mer, non encore retenus selon le point a) et pouvant avoir des effets dus à la pollution dans la région ou la sous-région. Les États membres coopèrent au niveau régional ou sous-régional en vue d'établir la liste de ces contaminants.</p> <p>2) Au-delà des eaux territoriales :</p> <p>a) contaminants visés au point 1), lorsque ceux-ci restent susceptibles d'avoir des effets dus à la pollution ;</p> <p>b) contaminants supplémentaires, le cas échéant, non encore retenus selon le point 2) a) et pouvant avoir des effets dus à la pollution dans la région ou la sous-région. Les États membres coopèrent au niveau régional ou sous-régional en vue d'établir la liste de ces contaminants.</p>	<p>D8C1 — Concentration en contaminants (eau, sédiment et biote) - Primaire</p> <p>Dans les eaux côtières ou territoriales, les concentrations de contaminants ne dépassent pas les valeurs seuils suivantes :</p> <p>a) pour les contaminants retenus conformément au point 1) a) des éléments constitutifs des critères, les valeurs fixées conformément à la directive 2000/60/CE ;</p> <p>b) lorsque des contaminants visés au point a) sont mesurés dans une matrice pour laquelle aucune valeur n'a été fixée conformément à la directive 2000/60/CE, les États membres coopèrent au niveau régional ou sous-régional pour établir la concentration seuil desdits contaminants dans cette matrice ;</p> <p>c) pour les autres contaminants retenus conformément au point 1) b) des éléments constitutifs des critères, les concentrations mesurées dans une matrice donnée (eaux, sédiment ou biote) pouvant donner lieu à des effets dus à la pollution. Les États membres coopèrent au niveau régional ou sous-régional en vue d'établir ces concentrations seuils, en tenant compte de leur application dans les limites et au-delà des eaux côtières et territoriales.</p> <p>Au-delà des eaux côtières ou territoriales, les concentrations de contaminants ne dépassent pas les valeurs seuils suivantes :</p> <p>a) pour les contaminants retenus conformément au point 2) a) des éléments constitutifs des critères, les valeurs applicables dans les eaux côtières et territoriales ;</p> <p>b) pour les contaminants retenus conformément au point 2) b) des éléments constitutifs des critères, les concentrations pour une matrice donnée (eaux, sédiment ou biote) pouvant donner lieu à des effets dus à la pollution. Les États membres coopèrent au niveau régional ou sous-régional en vue d'établir ces concentrations seuils.</p>	<p><i>Échelle d'évaluation :</i></p> <p>— dans les eaux côtières et territoriales, telles que définies dans la directive 2000/60/CE,</p> <p>— au-delà des eaux territoriales, subdivisions de la région ou de la sous-région, divisées s'il y a lieu par des limites nationales.</p> <p><i>Application des critères :</i></p> <p>Le degré de réalisation du bon état écologique est exprimé de la manière suivante pour chaque zone évaluée :</p> <p>a) pour chaque contaminant évalué d'après le critère D8C1, concentration dudit contaminant, matrice utilisée (eaux, sédiment, biote), respect ou non des valeurs seuils, et proportion des contaminants évalués qui respectent les valeurs seuils, notamment en indiquant séparément les substances qui se comportent comme des substances persistantes, bioaccumulables et toxiques ubiquistes, telles que visées à l'article 8 <i>bis</i>, paragraphe 1, point a), de la directive 2008/105/CE ;</p> <p>b) pour chaque espèce évaluée d'après le critère D8C2, estimation de l'abondance de la population subissant des effets néfastes dans la zone d'évaluation ;</p> <p>c) pour chaque habitat évalué d'après le critère D8C2, estimation de l'étendue subissant des effets néfastes dans la zone d'évaluation.</p> <p>L'utilisation du critère D8C2 dans l'évaluation globale du bon état écologique au titre du descripteur 8 est convenue au niveau régional ou sous-régional. Le cas échéant, les résultats de l'évaluation du critère D8C2 contribuent aux évaluations réalisées au titre des descripteurs 1 et 6.</p>
<p>Espèces et habitats menacés par les contaminants. Les États membres coopèrent au niveau régional ou sous-régional en vue d'établir la liste</p>	<p>D8C2 — Effets des contaminants sur la santé des espèces et l'état des habitats - Secondaire</p>	

1 – Introduction

<p>de ces espèces (en précisant les tissus à analyser) et habitats.</p>	<p>Les caractéristiques liées à la santé des espèces et à l'état des habitats (comme la composition en espèces et l'abondance relative des espèces dans des lieux subissant une pollution chronique, par exemple) ne subissent pas d'effets néfastes dus aux contaminants, notamment des effets cumulatifs et synergiques.</p> <p>Les États membres coopèrent au niveau régional ou sous - régional en vue d'établir ces effets négatifs et leurs valeurs seuils.</p>	
<p>Épisodes de pollution aiguë dus à des substances polluantes, telles que définies à l'article 2, point 2, de la directive 2005/35/CE du Parlement européen et du Conseil (1), dont le pétrole brut et autres composés similaires.</p>	<p>D8C3 — Durée et étendue spatiale des événements de pollution aiguë - Primaire</p> <p>L'étendue spatiale et la durée des épisodes significatifs de pollution aiguë sont réduites au minimum.</p>	<p><i>Échelle d'évaluation :</i></p> <p>Niveau régional ou sous - régional, divisé s'il y a lieu par des limites nationales.</p> <p><i>Application des critères :</i></p> <p>Le degré de réalisation du bon état écologique est exprimé de la manière suivante pour chaque zone évaluée : estimation de l'étendue spatiale totale des épisodes significatifs de pollution aiguë et répartition et durée totale par année de ces épisodes. Ce critère doit servir à déclencher l'évaluation du critère D8C4.</p>
<p>Espèces des groupes d'espèces énumérés au tableau 1 de la partie II de la décision révisée, et grands types d'habitats benthiques énumérés au tableau 2 de ladite partie.</p>	<p>D8C4 — Effets néfastes des épisodes significatifs de pollution aiguë sur la santé des espèces et la condition des habitats - Secondaire (à utiliser en cas d'épisode significatif de pollution aiguë)</p> <p>Les effets néfastes des épisodes significatifs de pollution aiguë sur la santé des espèces et l'état des habitats (comme la composition en espèces et l'abondance relative des espèces) sont réduits au minimum et, si possible, éliminés.</p>	<p><i>Échelle d'évaluation :</i></p> <p>La même que celle utilisée pour l'évaluation des groupes d'espèces ou des grands types d'habitats benthiques au titre des descripteurs 1 et 6.</p> <p><i>Application des critères :</i></p> <p>Lorsque les effets spatio-temporels cumulés sont importants, les résultats de l'évaluation du critère D8C4 contribuent aux évaluations réalisées pour les descripteurs 1 et 6, en fournissant : a) une estimation de l'abondance de chaque espèce subissant des effets néfastes ; b) une estimation de l'étendue de chaque grand type d'habitat subissant des effets néfastes. L'utilisation du critère D8C4 dans l'évaluation globale du bon état écologique au titre du descripteur 8 est convenue au niveau régional ou sous - régional.</p>

1) Directive 2005/35/CE du Parlement européen et du Conseil du 7 septembre 2005 relative à la pollution causée par les navires et à l'introduction de sanctions, notamment pénales, en cas d'infractions de pollution (JO L 255 du 30.9.2005, p. 11)

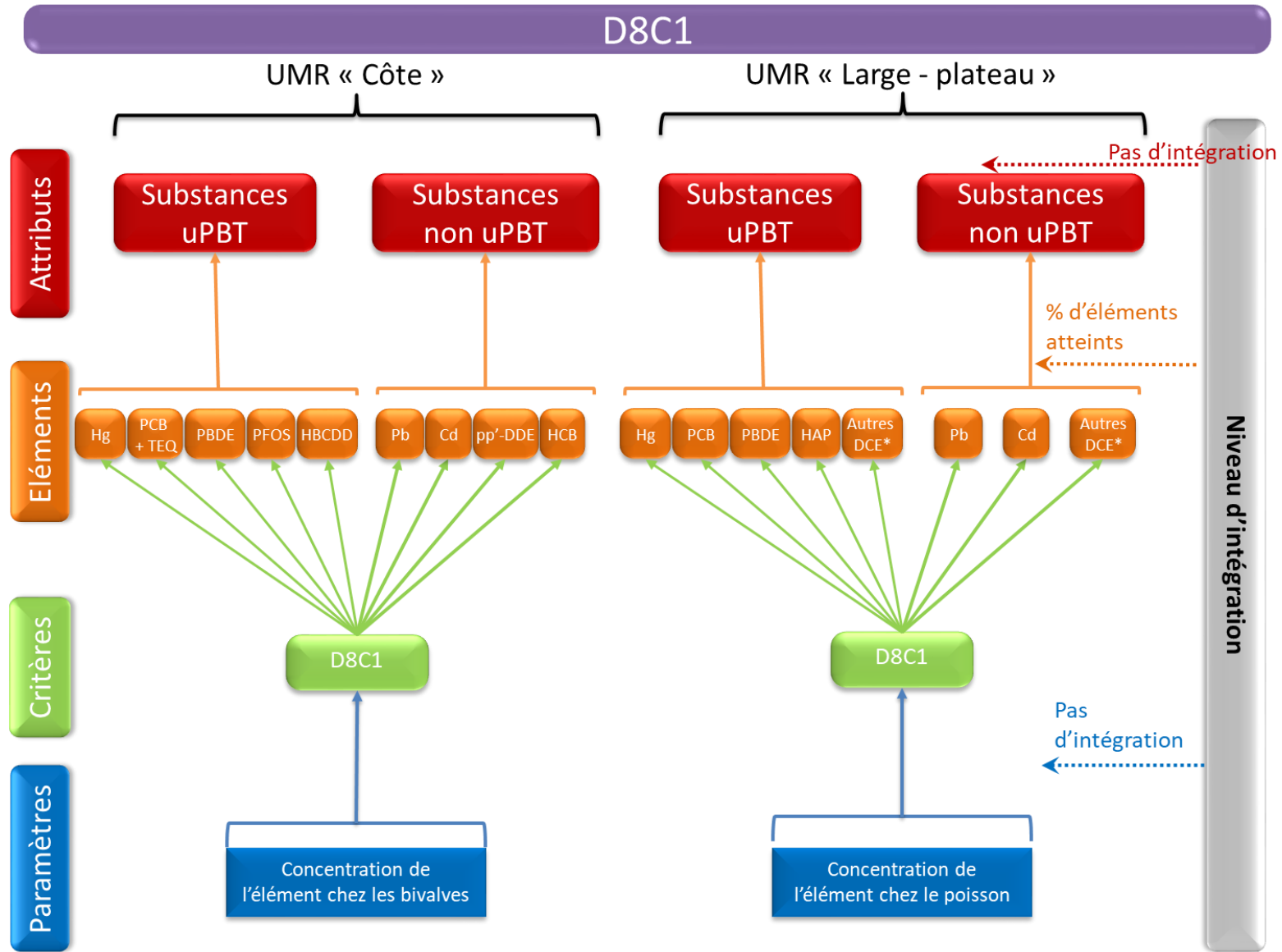


Figure 1. Schéma d'intégration des paramètres retenus pour le rapportage du critère D8C1 pour les UMR « côte » et « large-plateau ». Le critère D8C1 est renseigné pour les quatre sous-régions marines (SRM).

1 – Introduction

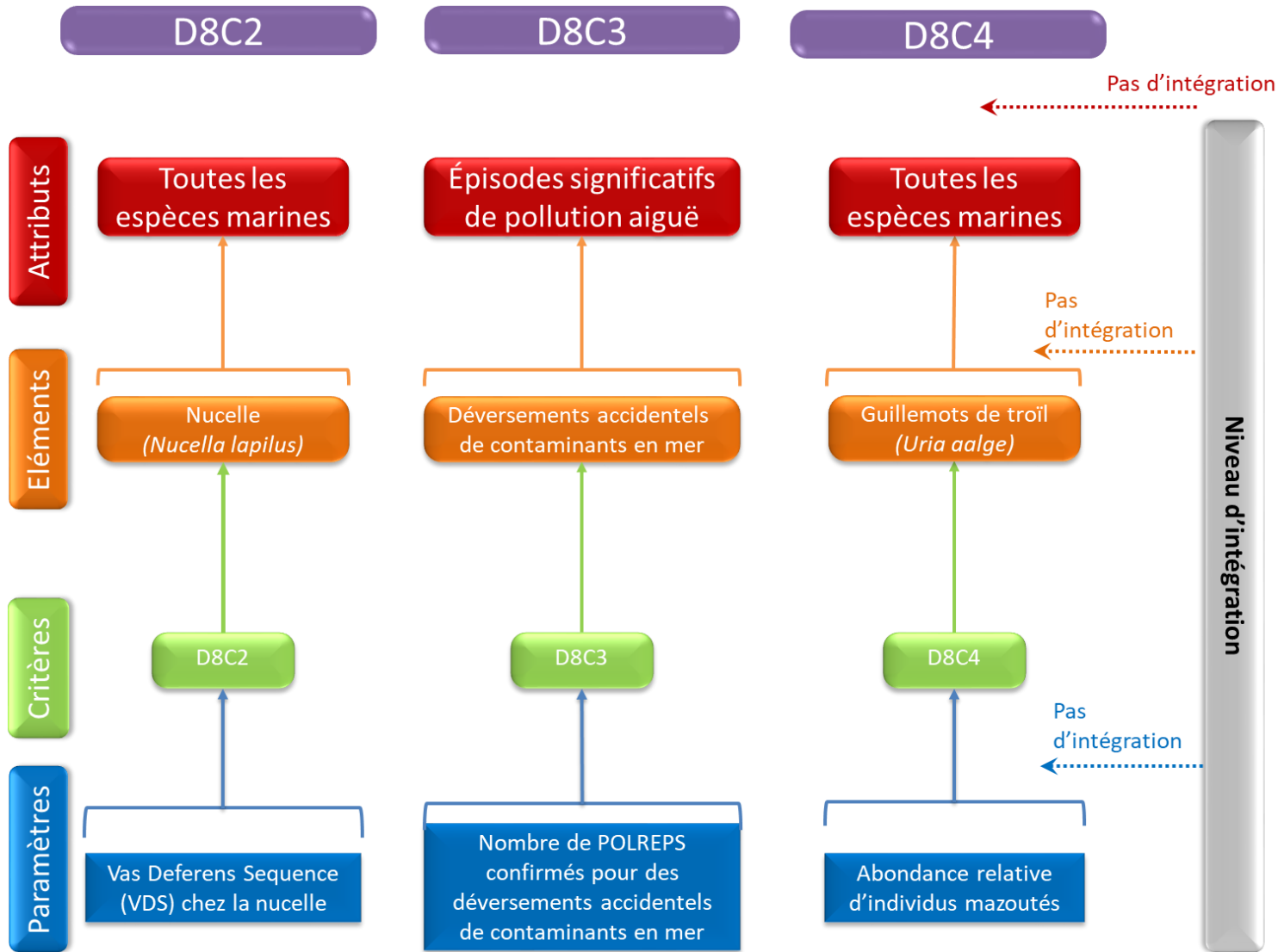


Figure 2. Schéma d'intégration des paramètres retenus pour le rapportage des critères D8C2, D8C3 et D8C4. Le critère D8C1 est renseigné pour les SRM Manche-Mer du Nord (MMN), Mers Celtiques et Golfe de Gascogne. Le critère D8C3 est renseigné pour les quatres SRM. Le critère D8C4 est renseigné pour la SRM MMN.

2 Stratégie de surveillance pour l’acquisition des données

2.1 Suivis de la contamination chimique sur le plateau continental : D8C1

2.1.1 Stratégie globale et complémentarité entre suivis

Les contaminants chimiques sont présents dans de nombreux objets et usages du quotidien dont le but premier est de contribuer à un certain confort de vie pour de nombreuses sociétés humaines. Néanmoins, les contaminants chimiques d’origines anthropiques sont rejetés dans l’environnement par des sources ponctuelles ou diffuses, les sources diffuses étant souvent moins concentrées mais plus importantes en quantité que les sources ponctuelles. **L’observation de la contamination chimique dans l’environnement marin permet de comprendre le devenir et le transfert des contaminants dans l’océan, d’identifier les habitats ou groupes d’espèces à enjeux et d’alerter sur l’existence ou l’émergence d’un problème environnemental.** L’objectif de l’observation de la contamination peut aussi être d’identifier des sources de contamination pour ajuster 1) les mesures de gestion locales quand il s’agit de sources ponctuelles ou 2) les mesures de gestion à une échelle régionale ou globale quand il s’agit de sources diffuses.

L’observation des contaminants dans l’environnement se fait historiquement dans des **matrices intégratrices** comme le sédiment ou le biote (organismes vivants), ce qui permet d’obtenir des **concentrations intégrées** dans le temps et à des **niveaux relativement élevés** par rapport à d’autres matrices environnementales (*e.g.* eau pour les substances hydrophobes ou bioaccumulables) et ainsi quantifiables avec les techniques d’analyses actuelles. De manière générale, les concentrations dans les sédiments indiquent des contaminations à long terme (*i.e.* à l’échelle de plusieurs années) et les concentrations dans le biote indiquent une exposition plus récente (*i.e.* jours, mois) aux contaminants présents dans l’eau environnante ou dans les proies ingérées (OSPAR 2023), bien que des exceptions existent à ce schéma général. **Chaque matrice apporte un fragment d’information utile et complémentaire à la compréhension du devenir et du transfert des contaminants dans le milieu marin, à l’identification des habitats ou groupes d’espèces à enjeux et à l’évaluation de la qualité de l’environnement au regard de la contamination chimique.**

En France, le principal réseau d’observation de la contamination chimique est le ROCCH (Réseau d’Observation de la Contamination CHimique du littoral). Il a pour objet la mesure des contaminants dans le sédiment et les bivalves depuis plus de 45 ans. Depuis, plusieurs réseaux se sont ajoutés au ROCCH pour compléter l’observation de la contamination chimique dans les différentes dimensions de l’environnement marin.

2.1.1.1 Suivi dans le sédiment.

En France, dès 1975, des sédiments superficiels sont collectés par Ifremer dans le cadre du Réseau National d’Observation (RNO, maintenant appelé ROCCH SED) pour évaluer la contamination de l’environnement marin. Les sédiments superficiels, *i.e.* premiers cm de sédiments, intègrent les dépôts particuliers sur une à plusieurs années selon la vitesse de sédimentation, la vitesse de remise en suspension, de la bioturbation, etc. A partir de 1993, ces prélèvements sont organisés selon un maillage comprenant 300 stations à une fréquence régulière (tous les 10 ans puis tous les 6 ans à partir de 2007, pour adapter le suivi aux cycles des directives européennes : <https://doi.org/10.18142/163>). Grâce à sa couverture géographique importante, le réseau d’observation de la contamination chimique dans les sédiments (ROCCH SED) permet donc de renseigner la variabilité spatiale de la contamination. Il permet aussi d’évaluer la qualité de l’habitat benthique au regard de la contamination chimique, notamment pour les organismes fouisseurs qui vivent dans le sédiment.

- ⇒ **Le suivi des contaminants dans le sédiment de surface effectué en France informe sur les variations spatiales de la contamination du milieu marin. Il peut indiquer des changements à l’échelle de plusieurs années et permet d’évaluer la contamination de l’habitat benthique superficiel.**

2.1.1.2 Suivi dans le biote

Les organismes sentinelles permettent de suivre l’évolution de la contamination d’un environnement (Schwacke *et al.* 2013). Une espèce sentinelle doit avoir trois caractéristiques essentielles. Premièrement, elle doit être *accessible*, *i.e.* facile à échantillonner. Elle doit également avoir la *capacité à accumuler des contaminants* : cela dépend notamment du mode d’exposition, des capacités métaboliques ou du niveau trophique de l’espèce sentinelle. Par exemple, les organismes filtreurs concentrent les contaminants présents dans l’eau ou les particules (bioconcentration), les espèces longévives sont principalement exposées aux contaminants bioaccumulables et les espèces de haut niveau trophique, aux contaminants bioamplifiables. Enfin, elle doit avoir la *capacité à indiquer la contamination à une échelle appropriée*. Selon son mode de vie ou son aire de répartition, l’espèce sentinelle permet de suivre la contamination d’un environnement défini en trois dimensions : de la côte au large, de la surface au fond, du niveau local au niveau régional. L’observation de la contamination selon une approche multi-espèces permet donc d’informer sur différents compartiments de l’environnement marin (**Figure 3**). Par exemple, les organismes suivis en France pour le cycle 3 de la DCSMM sont les bivalves, les poissons et céphalopodes du plateau, les oiseaux marins, les mammifères marins et les poissons pélagiques profonds. Certains processus biotiques (*e.g.* croissance, âge, régime alimentaire) et abiotiques (*e.g.* température, salinité) sont des sources de variabilité de la contamination observée dans un individu et peuvent être des paramètres confondants à l’interprétation spatio-temporelle de la contamination. Par conséquent, les espèces, la période d’échantillonnage, la classe de taille ou d’âge sont choisis afin d’homogénéiser au mieux l’échantillonnage entre les sites et minimiser l’influence de ces paramètres sur la contamination observée, afin d’étudier les variations spatio-temporelles de la contamination marine.

- ⇒ **Une approche multi-espèces permet de couvrir différents niveaux trophiques (bivalves, poissons du plateau jusqu’au-delà du talus, prédateurs supérieurs) et d’informer sur la contamination dans différentes dimensions de l’environnement marin (de la côte au large, de la surface au fond, du niveau local ou régional).**

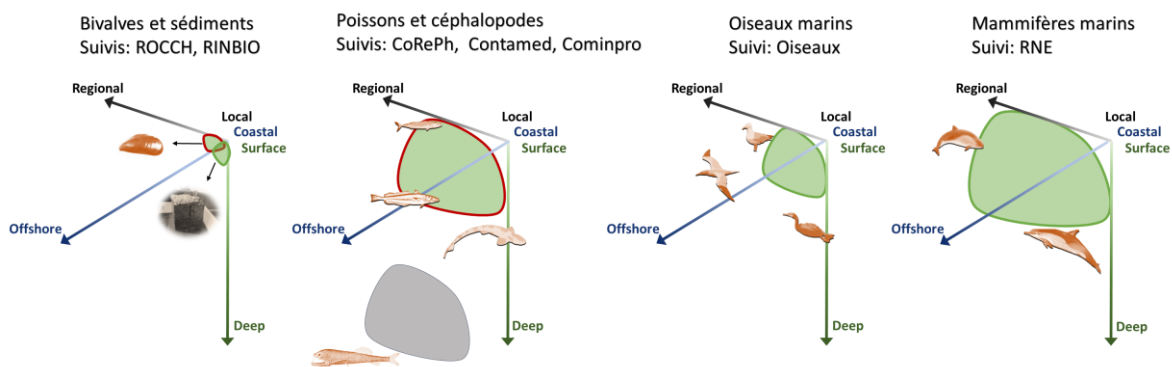


Figure 3. Schéma conceptuel de la surveillance multi-matrices et multi-espèces selon trois dimensions de l’environnement marin (cote -> large, local -> régional, surface -> profond). Vert : paramètres retenus pour la présente évaluation (sédiment, bivalve, poisson, oiseau, mammifère). Vert, contour rouge : paramètres retenus par la gouvernance DCSMM pour être intégrés au rapportage de l’évaluation à la Commission Européenne dans le cadre du cycle 3 de la DCSMM (bivalves, poissons). Gris : paramètre présenté comme « état initial » (poissons pélagiques profonds), mais le nombre de répliques analytiques est encore trop limité pour évaluer la zone lors de ce cycle 3 (voir sections 5.4 et. Annexe 3).

❖ **Bivalves à la côte**

Les bivalves sont des organismes filtreurs qui concentrent les contaminants du milieu dans lequel ils vivent. Ils sont utilisés comme espèces bioindicatrices de la contamination chimique dans le monde depuis les années 80. Le réseau le plus connu est le « Mussel Watch » aux Etats-Unis. En France, le ROCCH dans la Matière Vivante (ROCCH MV) et le Réseau Intégrateurs BIOlogiques (Rinbio) observent la contamination chimique chez les bivalves. Dans le cadre du ROCCH MV, des bivalves implantés sur site depuis plusieurs mois (> 6 mois), provenant de gisements naturels ou de zones d’aquaculture, sont échantillonnés depuis 1979, initialement à chaque saison puis progressivement annuellement. Depuis 2017, les bivalves sont échantillonnés une fois par an en Février, en dehors de la principale période de reproduction. Cet échantillonnage permet d’évaluer les **variations spatiales et les tendances temporelles** de la contamination chimique **à la côte**. En Méditerranée où il y a peu de gisements de moules, des moules encagées sont utilisées depuis 1996 (réseau Rinbio). Ces cages permettent de maintenir les moules sur site pendant une période d’environ 3 mois entre mars et juillet (Bouchoucha *et al.* 2021). Le Rinbio permet d’étudier les **variations spatiales** de la contamination chimique **à la côte**.

❖ **Organismes de niveaux trophiques supérieurs dans les eaux du plateau continental (jusqu’aux têtes de canyons)**

Les poissons, les oiseaux et les mammifères marins permettent de suivre les niveaux des contaminants bioaccumulables ou bioamplifiables sur l’ensemble de leur aire de répartition, *i.e.* le plateau continental pour les espèces évaluées ici. Les niveaux trophiques les plus élevés sont ceux visés comme objectif de protection par les normes de qualité environnementale (NQE) biote de la Directive Cadre sur l’Eau (DCE).

Le suivi des COntaminants dans les REseaux troPHiques (CoRePh) a été développé dans le cadre de la mise en œuvre du programme de surveillance de la DCSMM, suite au premier cycle de la DCSMM (cycle 1, 2012-2018). Il a pour objectif de répondre à un besoin croisé des descripteurs 4 (réseaux trophiques), 8 (contaminants) et 9 (questions sanitaires). Pour le D8, CoRePh répond au besoin de données sur la contamination sur le plateau continental et son rebord (jusqu’aux têtes de canyons en Méditerranée) et dans des espèces de différents niveaux trophiques (poissons et céphalopodes). Deux campagnes CoRePh ont eu lieu par façade : 1) en 2014/2015 lors des essais de mutualisation des campagnes en Atlantique et Méditerranée (Mialet *et al.* 2017, Mauffret *et al.*, 2023), 2) en 2017 en Méditerranée (Mille *et al.* 2018), dans le cadre du suivi Contamed, et 3) en 2018 en Atlantique. CoRePh est mis en place dans le cadre de l’action de l’optimisation des campagnes halieutiques.

Le suivi des contaminants dans les oiseaux marins et les mammifères marins permet de répondre à une demande croisée des descripteurs 1 (biodiversité) et 8 (contaminants). Cette demande fait suite à la précédente évaluation du BEE de la DCSMM (cycle 2, 2018-2023), pour laquelle un besoin d’éléments pour évaluer le lien état-pression avait été identifié (objectif moyen-terme). A court terme, il permet d’évaluer la contamination chez les prédateurs supérieurs et chez des espèces longévives, exposées aux contaminants bioamplifiables et bioaccumulables.

Le suivi « oiseaux » permet d’observer les concentrations en contaminants dans les oiseaux depuis 2019 (Poiriez *et al.* 2020, Poiriez and Bustamante, 2022) et informe sur la variabilité spatiale de la contamination autour des colonies (voir les sections 2.1.2.6 et 2.1.3.4). Pour ce cycle, seules les données de mercure (Hg) étaient disponibles. Le suivi de la contamination des oiseaux marins s’est développé en deux étapes, une étude pilote en 2019, puis deux autres années de suivi (2020 et 2021). Les prélèvements ont permis la collecte d’échantillons sur 10 espèces d’oiseaux marins répartis le long du littoral métropolitain. Le suivi de la contamination chimique chez les oiseaux marins s’est mis en place en concertation avec des collaborateurs locaux (programmes de recherche, baguages, suivis de

2 – Stratégie de surveillance pour l’acquisition des données

la reproduction, actions naturalistes) qui coordonnent les captures et les manipulations des individus. Cette collaboration permet de minimiser le dérangement des oiseaux. Certains acteurs travaillant sur les oiseaux marins en France (*e.g.* associations, gestionnaires d’espaces protégés, organismes de recherche) ont pu être formés au prélèvement de sang pour les futurs prélèvements.

Le suivi « mammifères » permet d’observer les concentrations en contaminants (métalliques et organiques) dans les mammifères depuis l’année 2000, grâce à une étude rétrospective initiée en 2017 (Méndez-Fernandez *et al.* 2019, Méndez-Fernandez *et al.* 2022). Ce suivi permet d’informer sur la variabilité spatiale et temporelle de la contamination à large échelle. Les échantillons utilisés ont été collectés sur des carcasses de mammifères marins échoués morts sur le littoral et collectés par le Réseau National d’Echouages (RNE). Le coordinateur scientifique du RNE est l’observatoire Pelagis (UAR 3462) à La Rochelle. Le RNE, créé en 1970, est probablement le plus ancien programme de sciences participatives structuré en France. Il couvre l’ensemble du littoral dont les différentes façades maritimes avoisinent les 5 000 km, ainsi que les collectivités d’outre-mer. Il est composé de plus d’une centaine d’organismes et d’environ 500 correspondants qui interviennent selon les protocoles du RNE sur plus d’un millier d’échouages recensés annuellement. Le RNE constitue la plus importante série historique concernant les mammifères marins et une des plus grandes banques d’échantillons d’Europe. Grâce à cette banque d’échantillons, le suivi des contaminants chimiques chez les mammifères marins a été initié en 2017 mais couvre aujourd’hui une large échelle temporelle, 2001 à 2019, pour les deux espèces étudiées.

Le suivi d’espèces mésopélagiques permet d’étendre le suivi de la contamination au niveau du talus continental et de la zone océanique. Un premier essai a été effectué en 2018, permettant de collecter et d’analyser un nombre restreint d’échantillons (Chouvelon *et al.* 2012, Spitz *et al.* 2019). Une future consolidation de ce suivi permettra de l’utiliser dans l’évaluation du BEE D8C1 de la zone « Talus/Océan », lors du prochain cycle. Pour le cycle présent, les résultats sont présentés dans la partie « perspectives » sous le format des fiches indicateurs pour une meilleure comparaison avec les évaluations côte et plateau (voir section 5.4).

2 – Stratégie de surveillance pour l’acquisition des données

2.1.2 Echelles géographiques et temporelles

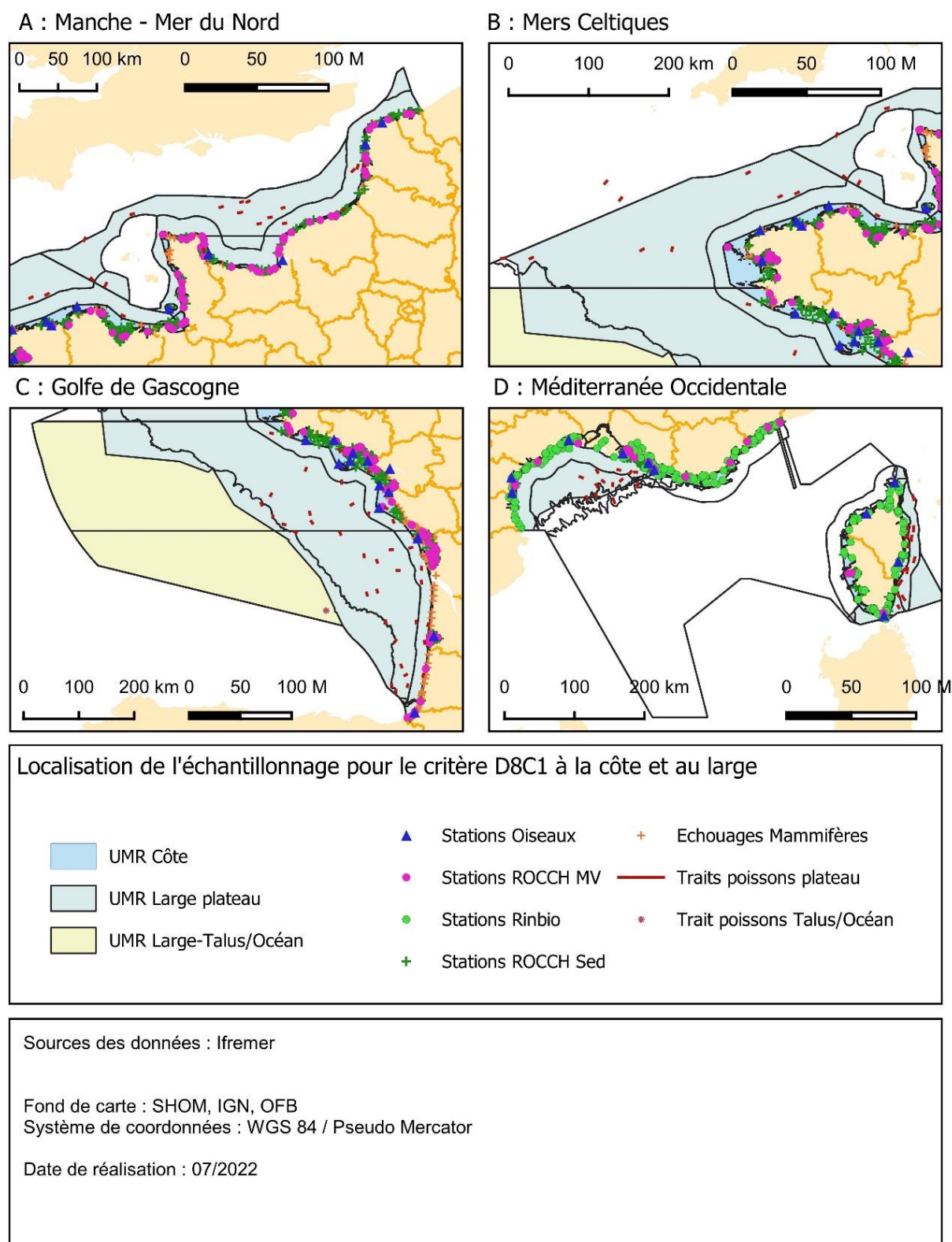


Figure 4. Couverture spatiale de la surveillance renseignant le critère D8C1 à la côte (stations ROCCH MV, ROCCH Sed et Rinbio) et au-delà des masses d’eau côtière sur le plateau continental (traits de pêche des poissons (CoRePh), stations d’échouages de mammifères marins (RNE) et colonies d’oiseaux marins). Sur le talus en bordure de la zone océanique, un trait de chalut dans le golfe de Gascogne Sud a apporté les échantillons permettant d’informer sur la contamination des espèces « profondes ».

2 – Stratégie de surveillance pour l’acquisition des données

Tableau 2. Couverture spatiale et temporelle des données utilisées dans le cadre de cette évaluation du BEE du D8C1 au cycle 3 de la DCSMM (2024) par matrice ou groupe d’espèces et familles de substances évaluées.

	Sédiment	Bivalve	Poisson	Mammifère	Oiseau
Définition UMR	MEC	MEC	Large-Plateau	Large-Plateau	Large-Plateau
Définition EGE	Station	Station	Large-Plateau	Unité de gestion CIEM ¹	Colonie
Nom du suivi	ROCCH SED	ROCCH MV et Rinbio	CoRePh	Contamination des mammifères (RNE)	Contamination des oiseaux marins nicheurs
Famille de substances	Métaux, HAP, PCB, PBDE, Autres	Métaux, HAP, PCB, PBDE, Autres	Métaux, PCB et TEQ, PBDE, Autres	Métaux, PCB, DDT	Hg
Doi données	Non rapportées	Données	Données	Non rapportées	Non rapportées
SRM MMN					
Nb EGE (<i>Nb espèces</i>)	58	29 (4)	1 (4)	1 (1)	5 (6)
Nb années (min-max)	4 (2003-2019)	16 (2000-2020)	1 (2018)	18 (2001-2019)	3 (2019-2021)
SRM MC					
Nb EGE (<i>Nb espèces</i>)	33	21 (6)	1 (3)	0.5 (2)	5 (5)
Nb années (min-max)	4 (2009-2019)	16 (2000-2020)	1 (2018)	18 (2001-2019)	3 (2019-2021)
SRM GdG					
Nb EGE (<i>Nb espèces</i>)	67	51 (6)	1 (5)	0.5 (2)	13 (6)
Nb années (min-max)	1 (2014-2019)	16 (2000-2020)	1 (2018)	18 (2001-2019)	3 (2019-2021)
SRM MO					
Nb EGE (<i>Nb espèces</i>)	51	96 (1)	2 (4)	Pas de données	12 (2)
Nb années (min-max)	1 (2016)	7 (2000-2020)	1 (2017)	Pas de données	3 (2019-2021)

UMR : Unité marine de rapportage ; **MEC** : zone d’emprise des masses d’eau côtière ; **Large-Plateau** : plateau continental et son rebord (au-delà de la zone d’emprise des masses d’eau côtière) ; **EGE** : Echelle géographique d’évaluation ; **SRM** : sous-région marine DCSMM ; **Nb** : nombre.

¹ Unité de gestion CIEM : dauphin commun : MMN+MC+GdG font partie de la même unité de gestion ; marsouin : MMN fait partie d’une unité de gestion différente de MC + GdG (Figure 5).

Familles de substances, voir section 0 pour une présentation des familles et les fiches indicateurs correspondantes pour une liste précise des substances évaluées.

2.1.2.1 ROCCH Sed

Le suivi ROCCH Sed est réparti sur les 4 SRM Françaises. L’échantillonnage du sédiment est réalisé lors de campagnes dédiées (<https://doi.org/10.18142/163>, **Tableau 2**).

Echelle géographique d’évaluation (EGE) et unité marine de rapportage (UMR, Figure 4). L’évaluation est donnée à l’échelle de la station (EGE). L’agrégation des stations au niveau de la zone d’emprise des masses d’eau côtière de la SRM (UMR) est effectuée en dehors du cadre de la présente évaluation et est portée par les comités locaux d’évaluation.

2.1.2.2 ROCCH MV

Le suivi ROCCH MV est réparti sur les 4 SRM Françaises. Les contaminants sont analysés dans les tissus mous sur un pool d’une cinquantaine d’individus. Les données utilisées dans le cadre de la présente évaluation sont les données disponibles entre 2000 et 2020, pour toutes les espèces de bivalves suivies, et disposant de valeurs seuil (moules, huîtres, coques, palourdes, vernis, **Tableau 2** et **Tableau 3**, section 2.1.3.1). A titre informatif, les calculs ont également été réalisés pour les espèces (filon tronqué, praire et crépidule) ou les couples {espèce, substance} ne disposant pas de seuils, mais ces résultats ne rentrent pas dans l’évaluation. Les données après 2020 ne sont pas bancarisées au moment de ce présent travail.

Echelle géographique d’évaluation (EGE) et unité marine de rapportage (UMR, Figure 4). L’évaluation est donnée à l’échelle de la station (EGE). L’agrégation des stations au niveau de la zone d’emprise des

2 – Stratégie de surveillance pour l’acquisition des données

masses d’eau côtière de la SRM (UMR) sera effectuée en dehors du cadre de la présente évaluation et sera portée par les comités locaux d’évaluation.

2.1.2.3 Rinbio

Le Rinbio est opéré sur la SRM MO. Les contaminants sont analysés dans les tissus mous des individus sur un pool d’une cinquantaine de moules. Dans le cadre de la présente évaluation, l’ensemble des données disponibles entre 2000 et 2020 est utilisé (Tableau 2). Les données après 2020 ne sont pas bancarisées au moment de ce présent travail.

Echelle géographique d’évaluation (EGE) et unité marine de rapportage (UMR, Figure 4). L’évaluation est donnée à l’échelle de la station (EGE). L’agrégation des stations au niveau de la zone d’emprise des masses d’eau côtière de la SRM (UMR) est effectuée en dehors du cadre de la présente évaluation et est portée par les comités locaux d’évaluation.

2.1.2.4 CoRePh

Le suivi CoRePh est réparti sur les 4 SRM françaises (Tableau 2, Figure 4). Les contaminants sont mesurés dans le muscle des poissons, dans l’organisme entier pour les plus petites espèces (individuellement ou en pool si besoin pour avoir la quantité d’échantillon nécessaire pour l’analyse) ou le manteau des céphalopodes, afin de mutualiser les analyses avec le D9 qui s’intéresse à la partie comestible pour l’homme (*e.g.* muscle) et pour avoir assez de matériel pour favoriser les analyses au niveau individuel. L’échantillonnage des poissons et céphalopodes a été réalisé lors des campagnes halieutiques DCF (Tableau 4), par le biais de l’action d’optimisation des campagnes :

- CGFS en 2018 pour les SRM MMN et MC (Nord-Est) (doi : [10.17600/18000517](https://doi.org/10.17600/18000517)),
- EVHOE en 2018 pour les SRM MC (Nord-Ouest) et GdG (doi : [10.17600/18000518](https://doi.org/10.17600/18000518)),
- MEDITS et PELMED en 2017 pour la SRM MO (doi : [10.17600/17005200](https://doi.org/10.17600/17005200), [10.17600/17005300](https://doi.org/10.17600/17005300), respectivement)

Les deux campagnes couvrant la région marine Manche-Atlantique (CGFS et EVHOE) ont été réalisées à bord du Navire Océanographique (N/O) « Thalassa ». Les campagnes couvrant la région marine Méditerranée (MEDITS et PELMED) ont été réalisées à bord du N/O « L’Europe ».

Parmi les 9 espèces échantillonnées, 7 ont des stocks évalués par le Conseil International pour l’Exploration de la Mer (CIEM). Pour ces espèces, le CIEM a défini des stocks différents entre les SRM de la façade Atlantique, sauf pour le maquereau et le merlu, pour lesquels un seul stock couvrant toute la façade Atlantique est défini (**Tableau 4**). Néanmoins les individus peuvent rester dans une région pour une ou plusieurs saisons. Par conséquent, il a été considéré que la contamination des maquereaux et merlus représente la contamination du plateau de la SRM dans laquelle il a été pêché. En Méditerranée, le plateau continental de la Zone Economique Exclusive (ZEE) française ainsi que les stocks estimés par le CIEM sont séparés en deux divisions qui ont été utilisées pour définir deux UMR : la Corse (division 37.1.3) et le golfe du Lion (division 37.1.2).

Deux cas particuliers sont à noter. Premièrement, la petite roussette possède un stock (division CIEM VIId) dont la distribution est à cheval entre les SRM MMN et MC. Cinq individus ont été pêchés du côté MC de cette zone mais ont été attribués à la SRM MMN car ce stock est majoritairement localisé dans cette SRM. Deuxièmement, lorsque des poissons ont été prélevés en dehors de la SRM et qu’ils font partie du même stock que celui de la SRM la plus proche, ils sont attribués à la SRM correspondante. Par exemple, au large de la SRM MC, 4 traits de chalut ont permis de collecter 6 petites roussettes, 6 merlus et 11 maquereaux : ces individus font partie des mêmes stocks que les poissons pêchés sur le plateau continental dans la SRM MC adjacente (divisions CIEM VIIh et VIIj) et sont donc utilisés pour renseigner la contamination de la MC.

Sélection dans les données. En 2018, 12 et 11 pools d’individus de céphalopodes (*Loligo* sp.) ont été respectivement analysés en MMN et GdG. Ils ne sont pas intégrés à cette évaluation par manque de recul sur l’applicabilité des seuils poissons aux céphalopodes. De plus, les niveaux en contaminants ont été analysés chez 5 pools d’individus de sprats et 4 pools d’individus de sardines en MO, ainsi que 3 pools d’individus d’anchois en MMN. Ces données ne sont pas non plus utilisées pour la présente évaluation car ils n’atteignent pas le nombre minimal établi pour l’évaluation, *i.e.* 8 individus ou pools par espèce et SRM.

Echelle géographique d’évaluation (EGE) et unité marine de rapportage (UMR, Figure 4). La contamination des poissons du suivi CoRePh renseigne sur la contamination du plateau continental. Sur la façade Atlantique, l’UMR de l’évaluation des contaminants dans les poissons correspond au plateau continental de la SRM et est identique à l’EGE. Sur la façade Méditerranéenne, l’UMR correspond au plateau continental et aux têtes de canyons, et regroupe 2 EGE : le golfe du Lion et la Corse. Les UMR ne comprennent pas la zone d’emprise des masses d’eau côtière. La zone couverte par les masses d’eau côtière fait l’objet d’une évaluation harmonisée DCE/DCSMM pilotée par les comités locaux d’évaluation pour lesquels des indicateurs de contamination chimique des bivalves et des sédiments ont été fournis.

2.1.2.5 Réseau National Échouage des mammifères marins (RNE) : suivi des concentrations en contaminants chez les mammifères marins

Le suivi des contaminants chez les mammifères marins est opéré sur les 3 SRM de la façade Atlantique française (Méndez-Fernandez *et al.* 2019). Le mercure (Hg) et le plomb (Pb) sont analysés dans le foie, le cadmium (Cd) dans les reins et les contaminants organiques lipophiles (PCB et DDT) dans la graisse sous-cutanée de deux espèces de mammifères : le dauphin commun (*Delphinus delphis*) et le marsouin commun (*Phocoena phocoena*, voir section 2.1.3.3). Pour la SRM MO, il est prévu que le suivi commence en 2023.

Du fait de leur mobilité, distribution, longévité et des connaissances actuelles sur les structures démographiques des mammifères marins, les populations de cétacés sont le plus souvent évaluées à l’échelle régionale. Le CIEM et la convention OSPAR définissent cinq unités de gestion d’évaluation pour le marsouin commun en Europe, dont deux séparées par la pointe du Cotentin sur la façade Atlantique française (Figure 5). Les limites des unités de gestion sont basées sur l’analyse génétique et les mesures de traceurs écologiques intégrés dans le temps, ainsi que sur des différences morphologiques (ICES WGMME 2013, ICES WGMME 2014, IAMMWG 2015). Ces zones ne correspondent pas directement aux SRM de la DCSMM et les individus de marsouins communs échoués sur la côte ouest du cotentin ont été intégré aux SRM MC + GdG.

2 – Stratégie de surveillance pour l’acquisition des données

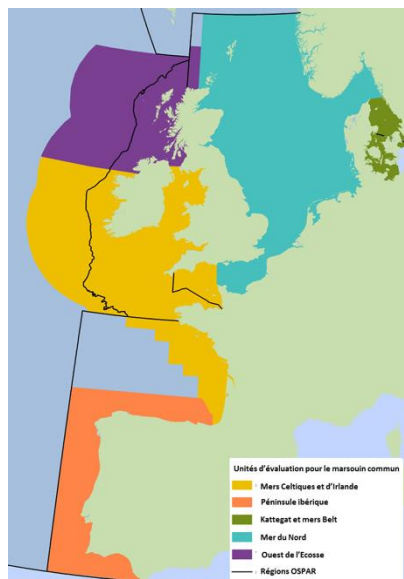


Figure 5. Unités de gestion du CIEM pour le marsouin commun (telles que proposées par le CIEM en 2014) dérivées des résultats d’analyses écologiques (ne correspondent pas aux régions OSPAR). <https://oap.ospar.org/fr/evaluations-ospa/evaluation-intermediaire-2017/etat-delabiodiversite/mammiferes-marins/capture-accessoire-de-marsouins-communs/>.

Pour le dauphin commun, en revanche, une seule unité de gestion est définie pour l’ensemble de l’Atlantique européen. Néanmoins, une évaluation de la structure de la (ou des) population(s) de cette espèce est l’un des objectifs du projet DELMOGES (DELphinus Mouvements GESTion) financé par les ministères de la mer et de la transition écologique (2022-2025). Le Work Package 1 de ce projet, intitulé « Dauphins communs dans le golfe de Gascogne », a pour objectif de mieux caractériser la ou les populations de dauphins impactées par le phénomène des captures accidentelles dans le golfe de Gascogne et d’acquérir de nouvelles données pour renseigner trois aspects de l’écologie du dauphin commun pouvant influencer de façon majeure le risque de captures accidentelles : la structuration et les mouvements côte-large, le niveau de contamination et l’état de santé en général des individus capturés ainsi que le régime alimentaire.

Echelle géographique d’évaluation (EGE) et unité marine de rapportage (UMR, Figure 4). Pour les deux espèces utilisées pour la présente évaluation (marsouin et dauphin commun), l’échelle géographique d’évaluation (EGE) est l’unité de gestion CIEM, qui correspond principalement aux eaux du plateau continental en France. Après modélisation de la dérive des carcasses, la zone probable de mortalité des individus échoués est le plateau de la SRM dans laquelle ils sont échoués (Peltier *et al.* 2012) (Figure 5). L’UMR de l’évaluation de la contamination des mammifères marins est le plateau continental de la SRM au sein de l’EGE, au-delà de la zone d’emprise des masses d’eau côtière (UMR Large-Plateau).

2 – Stratégie de surveillance pour l’acquisition des données

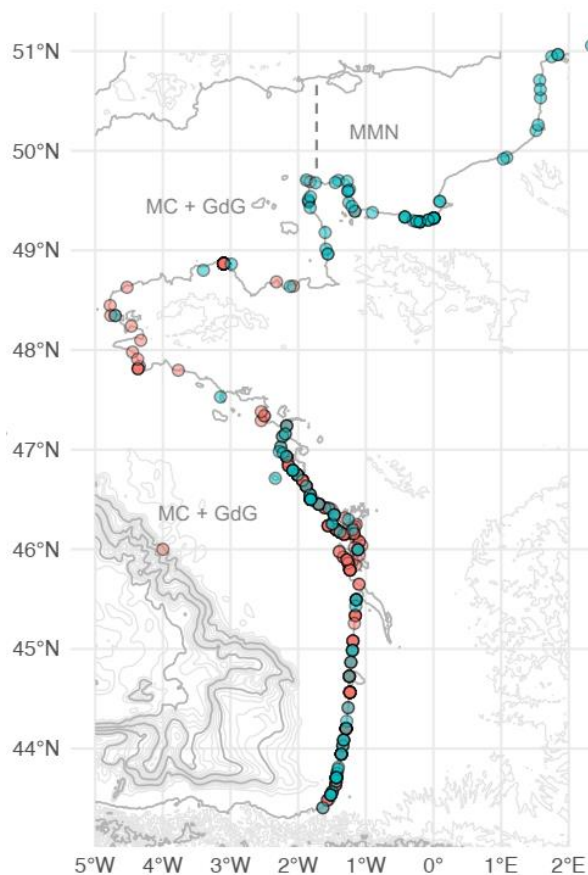


Figure 6. Lieux d’échouage des individus de dauphins communs (*Delphinus delphis*, points rouges) et de marsouins communs (*Phocoena phocoena*, points bleus) inclus dans la présente évaluation DCSMM (cycle 3, 2024). La ligne en pointillés indique la limite des unités de gestion pour le marsouin commun au sein de l’Atlantique Nord-Est, définies par le groupe de travail sur l’écologie des mammifères marins (WGMME) du CIEM, à savoir les mers Celtiques et le Golfe de Gascogne (MC + GdG), et la Manche Mer du Nord (MMN).

2.1.2.6 Suivi des contaminants chez les oiseaux marins nicheurs

Le suivi de la contamination des oiseaux marins (poussins) est effectué sur les 4 SRM françaises. Les échantillons ont été prélevés en 2019, 2020 et 2021. La majorité des colonies se trouve dans l’emprise des masses d’eau côtière, mais les distances d’alimentation des oiseaux couvrent des surfaces qui dépendent du mode de vie de l’espèce et qui sont plus larges que la zone d’emprise des masses d’eau côtière autour de la colonie. C’est dans cette optique que des cortèges d’espèces ont été définis (généralistes côtiers, piscivores côtiers, piscivores hauturiers, voir section 2.1.3.4).

Echelle géographique d’évaluation (EGE) et unité marine de rapportage (UMR, Figure 4). L’EGE du suivi « oiseau marin » est la colonie de reproduction. L’UMR de l’évaluation de la contamination des oiseaux marins est le plateau continental de la SRM, au-delà de la zone d’emprise des masses d’eau côtière (UMR Large-Plateau).

2.1.3 Espèces suivies (paramètres du D8C1)

2.1.3.1 Bivalves

Les principales espèces échantillonnées dans le cadre du ROCCH MV sont les moules, puis les huitres (**Tableau 3**). Il y a aussi quelques stations palourdes et coques sur les 3 SRM de la façade Atlantique et une station où le vernis est échantillonné en GdG. En Méditerranée, l’espèce suivie est la moule. Pour

2 – Stratégie de surveillance pour l’acquisition des données

rappel, les espèces ne disposant d’aucun seuil ne sont pas utilisées dans la présente évaluation (filon tronqué, praire et crépidule).

Tableau 3. Nombre de stations ROCCH MV et Rinbio par SRM et par espèce de bivalves échantillonnée.

Espèce	Nom commun	MMN	MC	GdG	MO
<i>Mytilus edulis</i>	Moule commune	21	9	16	0
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	Moule méditerranéenne	0	2	0	96
<i>Ruditapes philippinarum</i>	Palourde japonaise	1	1	7	0
<i>Ruditapes decussatus</i>	Palourde européenne	0	1	1	0
<i>Crassostrea gigas</i>	Huître creuse	5	9	26	0
<i>Callista chione</i>	Vernis	0	0	1	0
<i>Cerastoderma edule</i>	Coque	3	6	2	0
Total station*taxon		30	28	53	96
Total station		29	21	51	96

2.1.3.2 Poissons

Les espèces suivies sont choisies selon plusieurs critères :

- i) une combinaison d’espèces ubiquistes, permettant une comparaison entre les SRM (*e.g.* maquereau, merlu, roussette) et d’espèces plus locales assurant une certaine représentativité de la SRM dans laquelle elles sont pêchées (*e.g.* merlan, plie, rouget) ;
- ii) des espèces à forte biomasse et abondance, permettant une bonne représentativité de la biomasse échantillonnée dans chaque SRM ;
- iii) des espèces d’intérêt commercial, important pour le D9 ;
- iv) des espèces en période de repos sexuel, permettant de diminuer la variabilité interindividuelle des concentrations en contaminants lipophiles, car la reproduction est une voie d’excrétion de ces contaminants chez les femelles via la ponte des œufs (Bodiguel *et al.*, 2009) ;
- v) un ensemble d’espèces de niveaux trophiques et habitats différents, permettant une bonne représentativité de différents maillons de réseaux trophiques, avec : a) des espèces de poissons démersales et benthiques de niveau trophique intermédiaire à élevé ; et b) des espèces de poissons pélagiques de niveau trophique faible à intermédiaire (**Tableau 4**).

Les contaminants sont mesurés dans le muscle de poissons, dans l’organisme entier pour les plus petites espèces ou encore dans le manteau des céphalopodes, afin de mutualiser les analyses avec le Descripteur 9 qui s’intéresse à la partie comestible pour l’homme, et pour avoir assez de matériel pour favoriser les analyses au niveau individuel. En 2018, 12 et 11 pools d’individus de céphalopodes (*Loligo sp.*) ont été respectivement analysés en MMN et GdG. Ils ne sont pas intégrés à l’évaluation D8 cycle 3 (2024) par manque de recul sur l’applicabilité des seuils poissons aux céphalopodes.

Tableau 4. Nombre d'individus de poissons échantillonnés dans le cadre de CoRePh et utilisés pour l'évaluation cycle 3 de la DCSMM, par SRM et zones CIEM, et caractéristiques des espèces. Les couleurs du texte correspondent aux différents stocks définis par le CIEM pour chaque espèce (en noir : non évalué par le CIEM).

Espèce	Stocks CIEM en France métropolitaine ¹	Nombre d'échantillons par SRM et stock							Habitat	Régime alimentaire ²	Niveau trophique	Période de reproduction ³
		MMN		MC		GdG		MO				
		VIIId	VIIe	VIIh	VIIIa	VIIIb	37.1.2	37.1.3				
Maquereau commun <i>Scomber scombrus</i>	1 stock Atlantique : II, III, IV, VI, VII, VIII	15	9	11	5	20			P	Principalement piscivore	Faible à Interm.	Avril à Juillet
Merlu européen <i>Merluccius merluccius</i>	2 stocks Atlantique/Med. : 1) II, III, IV, V, VI, VII, VIIIabd 2) 37.1.2		4	6	4	21	25	11	D	Majoritairement piscivore et un peu de crustacés	Interm. A élevé	Novembre à Mai
Petite roussette <i>Scyliorhinus canicula</i>	3 stocks Atlantique : 1) IIIa, IV, VIIId 2) VI, VIIa-c.e-j, 3) VIIIabd	17	10	6	11	12	14	34	B	Mésocarnivore, en MMN quasi exclusivement basé sur des crustacés benthiques	Interm. A élevé	Toute l'année, avec un pic en juin et juillet
Rouget barbet de vase <i>Mullus barbatus</i>	1 stock Med. : 37.1.2						20	8	B	Proies principalement benthiques : crustacés, mollusques bivalves, polychètes	Interm.	Avril à Août
Sébaste chèvre <i>Helicolenus dactylopterus</i>	Non évalué par le CIEM						16	12	D	Principalement composé de crustacés et siponcles	Interm.	Décembre à Mai
Anchois commun <i>Engraulis encrasicolus</i>	1 stock Atlantique : VIIIabd Zone non évaluée : 37.1.2				4	10			P	–	Faible	Mars à Août
Merlan <i>Merlangius merlangus</i>	1 stock Atlantique : IV, VIIId Zones non évaluées : VIIbce-k ; VIII, Ixa	12							D	Principalement piscivore	Interm. A élevé	Janvier à Septembre
Plie commune <i>Pleuronectes platessa</i>	1 stock Atlantique : VIIId Zones non évaluées : VIIe ; VIIh-k ; VIII, Ixa	8							B	Principalement composé de mollusques bivalves	Interm. A élevé	Décembre à Mars
Petit tacaud <i>Trisopterus minutus</i>	Non évalué par le CIEM				9	4			P	–	Interm. A élevé	Février à Avril

¹ (Foucher and Delaunay 2018)

² Basé à partir de l'analyse des contenus stomachaux des essais 2014-2015 (Mialet *et al.*, 2017) et de CONTAMED 2018 (Mille *et al.*, 2018). B : benthique, D : démersale, P : pélagique

³ Basé à partir de Fishbase

2 – Stratégie de surveillance pour l’acquisition des données

2.1.3.3 Mammifères

Parmi les 31 espèces de mammifères marins recensées sur la façade Atlantique en France (Savouré-Soubelet *et al.* 2016), le dauphin commun (*Delphinus delphis*) et le marsouin commun (*Phocoena phocoena*) sont les plus fréquemment observées et présentent les taux d’échouage les plus élevés. En 2020, dans les SRM MC et GdG, 76 % des individus échoués étaient des dauphins communs et dans la SRM MMN 48% des individus étaient des marsouins communs (Meheust *et al.* 2021). Ces deux espèces de mammifères marins sont donc celles pour lesquelles le jeu de données de contaminants est le plus complet.

Tableau 5. Nombre d’échantillons par EGE de foie (pour l’analyse du Hg et Pb), rein (pour l’analyse du Cd) ou graisse sous-cutanée (lard, pour l’analyse des PCBs et DDTs) d’individus de mammifères marins et caractéristiques des espèces suivies.

Espèces	Nombre d’échantillons		Régime alimentaire	Statut en France
Dauphin commun <i>Delphinus delphis</i> Linnaeus 1758, Aphia ID 137097	MMN + MC + GdG Foie : 259 Reins : 259 Lard : 102		Piscivore (pélagique) ^{1,2}	Préoccupation mineure
Marsouin commun <i>Phocoena phocoena</i> Linnaeus 1758, AphiaID 137117	MMN Foie : 68 Reins : 61 Lard : 52	MC + GdG Foie : 56 Reins : 56 Lard : 34	Piscivore (demersal) ^{3,4}	Quasi menacée

¹(Meynier *et al.* 2008) ²(Santos *et al.* 2013) ³(Santos and Pierce 2003) ⁴(Spitz *et al.* 2006)

Le dauphin commun est une espèce de cétacé odontocète de la famille Delphinidae, facilement reconnaissable en mer par le motif en sablier présent sur les flancs, de couleur ocre jaune sur la partie antérieure et gris pâle à partir de la nageoire dorsale. Le reste du corps est brun noir à noir. Il existe un dimorphisme sexuel, avec les mâles plus grands (2-2,5 m) et plus lourds que les femelles (1,9-2,2 m) (Savouré-Soubelet *et al.* 2016). Cette espèce a une large répartition à l’échelle mondiale, fréquentant les eaux tropicales chaudes à tempérées entre 50° S et 40-60° N (Perrin 2009). Elle est présente de façon permanente sur les trois SRM de la façade Atlantique française, et surtout en Manche Ouest en hiver et dans le Golfe de Gascogne au printemps et en été (Brereton *et al.* 2005, Kiszka *et al.* 2007, Castège and Hémerly 2009). En revanche, cette espèce est rare en Méditerranée. Le dauphin commun est surtout observé dans les eaux côtières du plateau continental. Ils peuvent aussi fréquenter les eaux océaniques plus profondes du talus principalement en été (Pettex *et al.* 2014). Le régime alimentaire des dauphins communs du plateau continental est dominé par de petits bancs de poissons pélagiques (*e.g.* chinchard *Trachurus spp.*, sardine *Sardina pilchardus*, anchois *Engraulis encrasicolus* et maquereau *Scomber scombrus*) (Meynier *et al.* 2008, Santos *et al.* 2013).

Le marsouin commun est le plus petit cétacé d’Europe appartenant à la famille des Phocoenidae. C’est une espèce compacte, ayant une petite tête arrondie dépourvue de bec et ayant un aileron dorsal court triangulaire et large à sa base. Il est noir sur le dos et devient progressivement gris sur les flancs et blanc sur le ventre. La taille moyenne en échouage d’un adulte est de 1,40 ± 0,15 m et il existe un léger dimorphisme sexuel de 7 à 14 cm en faveur des femelles (Savouré-Soubelet *et al.* 2016). Le marsouin est présent dans les eaux tempérées de la Mauritanie jusqu’aux régions subarctiques du globe (Rice 1998). En Europe, il est présent sur l’ensemble de l’Atlantique Nord, de l’Islande à Gibraltar, en mer du Nord ainsi qu’en mer Baltique. L’espèce est limitée aux eaux côtières du plateau continental, généralement inférieur à 100 m de profondeur, elle est souvent observée dans les baies, estuaires, ports et fjords (Savouré-Soubelet *et al.* 2016). Le régime alimentaire du marsouin commun dans les eaux de l’Atlantique est principalement composé de petits bancs de poissons vivant près du fond (98 % en masse). Trois espèces et un genre dominant largement le régime alimentaire : le merlan bleu

Micromesistius poutassou, la sardine *Sardina pilchardus*, le chinchard *Trachurus* spp, et le merlan *Merlangius merlangus* (Santos and Pierce 2003, Spitz *et al.* 2006). La présence d’espèces océaniques (*i.e.* krill atlantique *Meganyctiphanes norvegica*, brosse améthyste *Maurolicus muelleri*) dans certains estomacs suggère que le marsouin peut aussi exploiter des zones d’alimentation en bordure de plateau continental.

Ces deux espèces s’alimentent donc principalement dans des habitats légèrement différents sur le plateau continental : eaux et proies généralement plus pélagiques et plus au large pour le dauphin commun, eaux et proies généralement plus côtières et démersales pour le marsouin. Cela laisse penser que les deux espèces reflètent des niches écologiques légèrement différentes dans deux dimensions de l’environnement marin (de la côte au large et de la surface au fond). Les contaminants sont analysés dans le foie pour le Hg et le Pb, les reins pour le Cd et les graisses sous-cutanées pour les contaminants lipophiles tels que les PCB et DDT.

2.1.3.4 Oiseaux

Dix espèces d’oiseaux marins ont été choisies selon plusieurs critères : régime alimentaire, distance d’alimentation autour de la colonie, répartition géographique, tendance populationnelle et statut de conservation (**Tableau 6**). Trois cortèges ont été définis :

- Généralistes côtiers : Goéland marin, Goéland brun, Goéland argenté, Goéland leucopnée, (**Figure 7**) ;
- Spécialistes côtiers : Cormoran huppé, Sterne caugek, Sterne pierregarin (**Figure 8**) ;
- Spécialistes hauturiers : Mouette tridactyle, Fou de Bassan, Puffin de Scopoli (**Figure 9**).

Les oiseaux marins, en tant que prédateurs supérieurs, apportent des informations intégrées sur le niveau de contamination du milieu marin du fait de leur capacité à bioaccumuler les contaminants dans leurs tissus tout au long de leur vie et de leur position trophique élevée qui fait qu’ils sont soumis au processus de bioamplification (Furness and Camphuysen 1997).

Les échantillons sont prélevés sur des poussins en fin de croissance (peu avant envol) donc durant la période de reproduction des oiseaux, soit de mars à octobre en fonction des espèces (**Tableau 7**). A cet âge, les poussins sont suffisamment lourds pour pouvoir effectuer des prélèvements sanguins sans porter atteinte à leur survie et ils ont perdu la majeure partie de leur duvet, ce qui permet de prélever des plumes. Le temps de croissance avant l’envol diffère entre les espèces : quatre semaines environ pour les sternes, six à huit semaines pour les goélands, sept à neuf semaines pour les cormorans huppés et 13 semaines environ pour les puffins de Scopoli et les fous de Bassan.

La contamination des poussins reflète la contamination du site suivi (**Figure 7, Figure 8, Figure 9**) et permet d’éviter de mesurer des polluants possiblement stockés durant la période inter nuptiale et remobilisés lors de la reproduction par les adultes (Bustnes *et al.* 2017). Les tissus prélevés sont les plumes (dès 2019) et le sang (à partir de 2020) de poussins.

Les plumes de poussins représentent la quantité de Hg accumulé lors de la croissance (Carravieri *et al.* 2014) depuis la fin de pousse des duvets et via l’alimentation (proie) apportées par les parents durant la période d’élevage du poussin, *i.e.* de 1 à 3 mois en fonction des espèces (Lewis and Furness 1991, Blevin *et al.* 2013, Carravieri *et al.* 2014).

Le sang permet d’avoir une fenêtre temporelle entre 1 et 2 mois, reflétant une contamination récente par apport alimentaire (Bearhop *et al.* 2000). Le Hg dans le sang des poussins plus jeunes représente le Hg issu des réserves de l’œuf, donc la charge de contamination de la mère. Il est excrété dans les duvets lors de leur pousse. Comme l’alimentation des poussins peut avoir changé en fin de croissance

2 – Stratégie de surveillance pour l’acquisition des données

(proies moins énergétiques, d’un niveau trophique plus bas) et que la dépuratation du Hg par les plumes commence, les concentrations en Hg dans le sang en fin de croissance peuvent être relativement basses notamment par rapport aux plus jeunes poussins (Ackerman *et al.* 2011).

Une corrélation existe entre les concentrations en Hg dans les plumes et le sang chez les poussins (Binkowski *et al.* 2021), et il est possible d’estimer les concentrations en Hg dans les plumes à partir des données dans le sang et inversement (Ackerman *et al.* 2016). Dans la présente évaluation, lorsque ces deux tissus étaient disponibles, toutes les données ont été utilisées et intégrées (3.1.2.5 pour la méthode d’intégration des tissus). Pour les prochains suivis, la matrice à privilégier est le sang, car au-delà du Hg elle permet de suivre également les autres éléments traces et les Polluants Organiques Persistants (Carravieri *et al.* 2020), ainsi que les marqueurs génotoxiques (Haarr *et al.*, 2018), qui sont en cours d’analyse et pourront servir à l’évaluation lors des prochains cycles.

Tableau 6. Nombre d’échantillons de sang (S) ou plumes (P) de poussins par SRM et caractéristiques des espèces d’oiseaux marins suivis.

Espèces	Nombre d’échantillons (S : sang, P : plumes)				Distance d’alim.	Régime alimentaire	Statut en France ³⁴
	MMN	MC	GdG	MO			
Piscivores côtiers							
Cormoran huppé <i>Phalacrocorax aristotelis</i> Linnaeus 1761, AphiaID 137178	S : 17 P : 30	S : 44 P : 29	S : 57 P : 15	ND	10 km ^{1,2,3}	Piscivore (benthique) ^{22,23,24}	LC
Sterne caugek <i>Thalasseus sandvicensis</i> Latham 1787, AphiaID 413044	ND	ND	S : 0 P : 15	ND	40 km ^{4,5,6}	Piscivore (épépélagique) ^{5,6}	NT
Sterne pierregarin <i>Sterna hirundo</i> Linnaeus 1758, AphiaID 137162	ND	ND	ND	ND	20 km ^{4,7,8,9}	Majoritairement piscivore (épépélagique) ^{6,7}	LC
Généralistes côtiers							
Goéland marin <i>Larus marinus</i> Linnaeus 1758, AphiaID 137146	S : 33 P : 82	S : 12 P : 0	S : 59 P : 88	NA	20 km ¹⁰	Opportuniste (poissons, crustacés, bivalves, ordures, oiseaux, mammifères) ^{25,26}	LC
Goéland brun <i>Larus fuscus</i> Linnaeus 1758, AphiaID 137142	S : 23 P : 26	S : 14 P : 0	S : 30 P : 60	NA	80 km ^{4,11}	Opportuniste (poissons, crustacés, bivalves, ordures, oiseaux, invertébrés, végétaux) ^{25,27}	LC
Goéland argenté <i>Larus argentatus</i> Pontoppidan 1763, AphiaID 137138	S : 57 P : 27	S : 45 P : 15	S : 101 P : 112	NA	10 km ^{12,13}	Opportuniste (poissons, crustacés, bivalves, ordures, oiseaux, invertébrés) ²⁵	NT
Goéland leucophée <i>Larus michahellis</i> J.F. Naumann 1840, AphiaID 232052	ND	ND	S : 8 P : 25	S : 154 P : 30	20 km ¹⁴	Opportuniste (poissons, crustacés, bivalves, ordures, oiseaux, invertébrés) ^{28,29}	LC
Piscivores hauturiers							
Mouette tridactyle <i>Rissa tridactyla</i> Linnaeus 1758, AphiaID 137156	S : 0 P : 12	NA	NA	NA	70 km ^{15,16}	Piscivores ²³	VU
Fou de Bassan <i>Morus bassanus</i> Linnaeus 1758, AphiaID 148776	ND	S : 15 P : 15	NA	NA	150 km ^{4,17,18,19}	Piscivore (pélagique) ^{17,30,31}	NT
Puffin de Scopoli <i>Calonectris diomedea</i> Scopoli 1769, AphiaID 137194	NA	NA	NA	S : 51 P : 63	180 km ^{20,21}	Piscivore (épépélagique à mésopélagique) ^{20,32,33}	VU

ND : « Pas (assez) de données », prélèvements prévus dans la stratégie d’échantillonnage mais il n’a pas finalement pas été possible de prélever ou de prélever suffisamment d’individus à cause des contraintes de terrain (n < 8). NA : « Non applicable » : espèce non recherchée dans la SRM car pas de colonies prospectées.

1 (Wanless *et al.* 1998) 2 (Soanes *et al.* 2014) 3 (Wanless *et al.* 1991) 4 (Thaxter *et al.* 2012) 5 (Fijn *et al.* 2017) 6 (Eglington and Perrow 2014) 7 (Black 2006) 8 (Yesou *et al.* 2005) 9 (Langston 2010) 10 (Maynard and Ronconi 2018) 11 (Thaxter *et al.* 2015) 12 (Enners *et al.* 2018) 13 (Rock *et al.* 2016) 14 (Ceia *et al.* 2014) 15 (Hamer *et al.* 1993) 16 (Daunt *et al.* 2002) 17 (Montevecchi *et al.* 2012) 18 (Stauss *et al.* 2012) 19 (Lescroël *et al.* 2014) 20 (Péron and Grémillet 2014) 21 (Cecere *et al.* 2013) 22 (Grémillet *et al.* 1998) 23 (Swann *et al.* 2008) 24 (Morat *et al.* 2014) 25 (Götmark 1984) 26 (Rome and Ellis 2004) 27 (Barrett *et al.* 2007) 28 (Duhem *et al.* 2005) 29 (Ramos *et al.* 2009) 30 (Barrett *et al.* 2007) 31 (Grecian *et al.* 2012) 32 (Anselme and Durand 2012) 33 (Navarro *et al.* 2007)

2 – Stratégie de surveillance pour l’acquisition des données

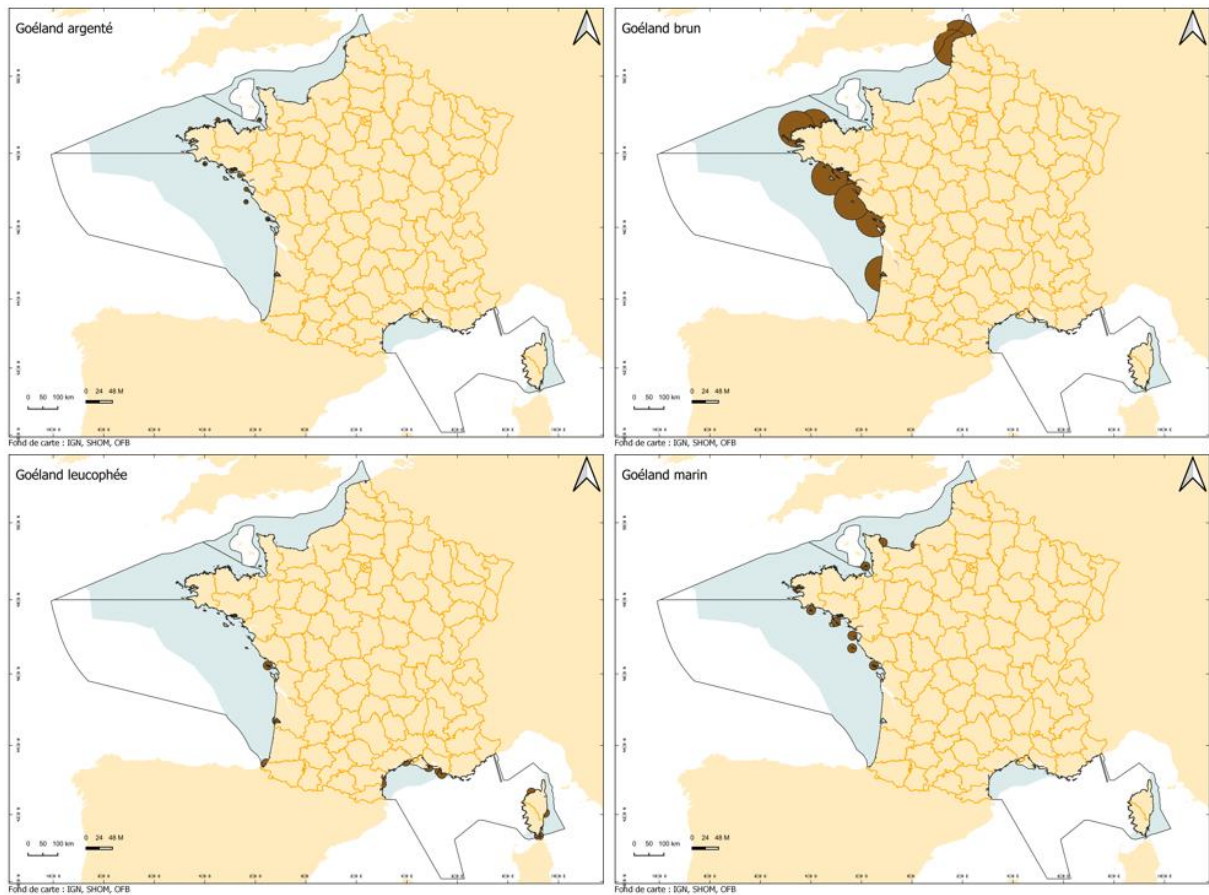


Figure 7. Distances d'alimentation autour des colonies d'oiseaux marins généralistes côtiers

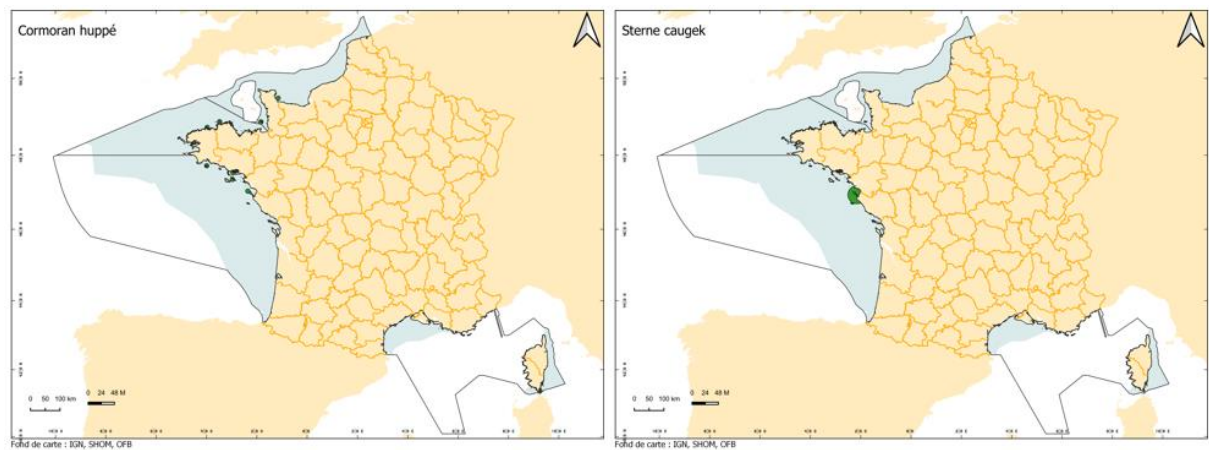


Figure 8. Distances d'alimentation autour des colonies d'oiseaux marins piscivores côtiers

2 – Stratégie de surveillance pour l’acquisition des données

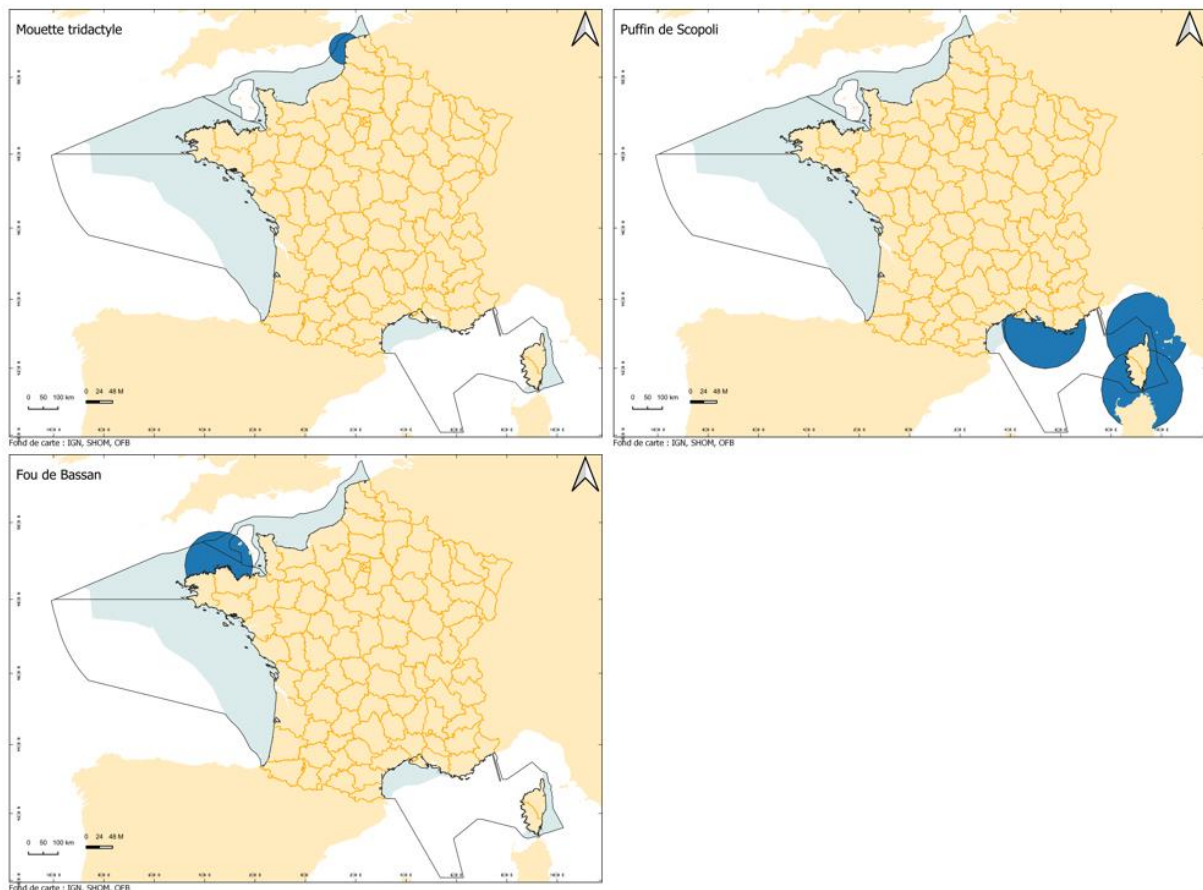


Figure 9. Distances d’alimentation autour des colonies d’oiseaux marins piscivores hauturiers

Tableau 7. Période de capture des poussins en fonction de l’espèce, dans le cadre du suivi DCSMM de la contamination des oiseaux marins

Nom commun	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet	Août	Septembre	Octobre
Cormoran huppé	Med	Med		Atl	Atl			
Sterne caugek				Med	Med	Atl		
Sterne pierregarin				ND	ND	ND		
Goéland marin				Atl	Atl			
Goéland brun				Atl	Atl			
Goéland argenté				Atl	Atl			
Goéland leucophée		Med	Med	Atl	Atl			
Mouette tridactyle					Atl	Atl		
Fou de Bassan						Atl	Atl	
Puffin de Scopoli							Med	Med

ND : « Pas (assez) de données », prélèvements prévus dans la stratégie d’échantillonnage mais il n’a pas finalement pas été possible de prélever ou de prélever suffisamment d’individus à cause des contraintes de terrain (n < 8).

2.1.4 Contaminants suivis (élément du D8C1)

Les contaminants suivis et évalués sont des contaminants classés indicateurs communs par les conventions des mers régionales, substances prioritaires pour la DCE et POP par la convention de Stockholm du fait de leur capacité de transport à large échelle, de persistance, de bioaccumulation, et/ou de toxicité. La description des contaminants ci-dessous vient de diverses études et de synthèses de la bibliographie faites par Chiffolleau (2017) ou dans le cadre des fiches indicateurs OSPAR pour le QSR 2023 (<https://www.ospar.org/work-areas/cross-cutting-issues/qsr2023>):

- Métaux : Larsen et al, 2022

2 – Stratégie de surveillance pour l'acquisition des données

- HAP : Webster et al 2022
- PBDE : Viñas et al. 2022
- PCB : Webster et al 2022
- TBT: Parmentier et al 2022

Les contaminants sont analysés dans i) le sédiment ; ii) le tissu mou des bivalves ; iii) le muscle des poissons pour tous les contaminants suivis dans CoRePh, à l'exception des petites espèces analysées en entier (voire description détaillée des suivis) ; iii) le foie pour le Hg et le Pb, les reins pour le Cd et les graisses sous-cutanées pour les PCB et DDT chez les mammifères marins et iv) les plumes et sang de poussins (Hg uniquement).

2.1.4.1 Contaminants métalliques

Les métaux sont presque tous présents naturellement dans la croûte terrestre et dans les océans, les lacs et les rivières, sous différentes formes et concentrations. Les métaux présents dans l'environnement marin viennent également de sources anthropiques diverses : agricoles, industrielles ou urbaines, à partir desquelles ils sont indirectement transportés par l'air ou l'eau ; peintures des navires (principalement le cuivre actuellement) ; anodes de corrosion (principalement le zinc) placées directement dans le milieu marin. Trois métaux sont indicateurs communs de la convention internationale OSPAR du fait de leur toxicité à l'état de trace : le cadmium, le mercure et le plomb. Les effets des métaux traces sur les humains peuvent inclure une diminution de la capacité d'apprentissage (plomb et mercure), une réduction de la résistance des os (cadmium) et des dommages au système nerveux central (mercure). Le cadmium et le mercure sont également suspectés d'être cancérigènes. Cela a conduit à des restrictions sur la plupart des utilisations du cadmium et du plomb, et à des interdictions strictes sur l'utilisation du mercure.

– Cadmium (Cd) : le cadmium est un métal qui n'existe pas à l'état natif, *i.e.* non combiné à d'autres éléments, mais qui est obtenu industriellement comme sous-produit de la métallurgie du zinc, du plomb et du cuivre. La production et la consommation de cadmium ont considérablement augmenté au cours du XXe siècle, du fait de son utilisation industrielle (batteries, galvanoplastie, stabilisants plastiques, pigments) (Cossa and Lassus 1989), mais aussi agricole (engrais, pesticides, épandage de boue d'épuration contenant du cadmium). Des rejets de phosphogypses, sous-produits très riches en cadmium (Chiffolleau et al. 2001) issus de l'élaboration d'engrais phosphatés à partir de minerais, ont causé de graves perturbations notamment dans les estuaires et en Baie de Seine. On le trouve dans les minéraux extraits du zinc, du cuivre et du plomb, et c'est un constituant mineur de tous les produits de ces métaux traces. Les mines constituent donc une source de contamination au cadmium, comme la mine de Vieille Montagne (Aveyron) dont les effluents ont contaminé à la fois l'estuaire de la Gironde et la baie de Marennes-Oléron (Boutier *et al.* 2000), ainsi que les mines de plomb argentifère de Poullaouen-Huelgoat (Finistère) qui contaminent l'Aulne depuis de nombreuses années (Lemièrre *et al.* 2022). Le cadmium n'est pas connu pour se bioamplifier dans les réseaux trophiques, mais il est prélevé du sol par les plantes où il se concentre, notamment les feuilles de tabac, le tournesol et les graines de lin.

– Mercure (Hg) : les principales sources naturelles du mercure sont les éruptions volcaniques et les feux de forêt. Les principales sources anthropiques concernent surtout l'activité pétrolière, l'incinération des déchets et les activités minières (orpaillage). Le mercure a aussi été utilisé en médecine comme agent antibactérien et dans l'industrie du papier comme anode liquide dans l'électrolyse, dans les obturations dentaires, dans les thermomètres et autres

instruments scientifiques. La Convention de Minamata, adoptée en 2013 et entrée en vigueur le 16 août 2017 avec 137 parties, est un traité mondial visant à protéger la santé humaine et l'environnement des effets néfastes du mercure ([https://www.mercuryconvention.org /fr](https://www.mercuryconvention.org/fr)). L'un des principaux objectifs de la convention est d'arrêter l'extraction primaire de mercure d'ici 2032. Son utilisation industrielle a fortement diminué, excepté lors des procédés de fabrication du chlore et de la soude où sa forme métallique est utilisée comme électrode. Sa volatilité élevée le prédispose à des transports atmosphériques, tandis que ses propriétés chimiques de complexation aux matériaux colloïdaux (matière organique et argiles) favorisent son transport par voie fluviale. De plus, il a la capacité de se bioamplifier dans les chaînes trophiques. Le cycle du Hg est donc complexe et sa répartition sur la surface de la planète n'est pas étroitement dépendante des sources, qu'elles soient zonales ou ponctuelles. En France, le principal problème de contamination au mercure est retrouvé en Guyane où l'orpaillage constitue une source très importante de rejets dans l'environnement (Muresan *et al.* 2008).

– Plomb (Pb) : dans l'Empire romain, le plomb était utilisé pour les conduites d'eau, comme édulcorant dans le vin (acétate de plomb) et comme colorant pour les crèmes pour la peau. À l'époque moderne, il est encore utilisé dans les batteries de voitures et jusqu'en 2000 dans le carburant au plomb (tétra-éthyle) comme lubrifiant moteur, la principale source de pollution par le plomb dans l'air et l'eau pendant les années 1970 jusqu'à son interdiction (Larsen *et al.* 2012). Il peut être transporté sur de très longues distances avant de se déposer par sédimentation des poussières ou lors des épisodes de pluie. Il atteint alors les zones marines soit par dépôt direct, soit par ruissellement après s'être déposé sur le continent. Depuis son interdiction dans les carburants à la fin du XX^{ème} siècle, sa concentration dans l'atmosphère et l'eau a très vite chuté (Nicolas *et al.* 1994). Le plomb est également émis par l'industrie (*e.g.* fabrication d'accumulateurs, pigments), mais les rejets ont aussi diminué durant les 30 dernières années. Actuellement, la principale source de contamination au plomb reste l'industrie minière. Tout comme le cadmium, le plomb est peu disponible à l'état natif, il est présent dans les minerais tels que la galène (sulfure de plomb).

2.1.4.2 Contaminants organiques

Les contaminants organiques suivis sont pour la plupart qualifiés de polluants organiques persistants (POP) par la convention de Stockholm et de substances dangereuses par OSPAR et MEDPOL car ils sont toxiques, persistants (capacité de dégradation faible) et/ou bioaccumulés par les organismes marins. Les contaminants organiques considérés pour l'évaluation DCSMM cycle 3 (2024) peuvent être regroupés sous quatre familles : 1) les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP), 2) les Polychlorobiphényles (PCB) et les dioxines et furanes (PCDD/F), 3) les Polybromodiphényléthers (PBDE), 4) les autres substances : pesticides, notamment les pesticides organochlorés (dichlorodiphényltrichloroéthane (DDT), lindane, hexachlorobenzène (HCB) ou dieldrine), l'acide perfluorooctanesulfonique (PFOS), l'hexabromocyclododécane (HBCD) et les substances pour lesquelles une valeur guide environnementale (VGE) est disponible pour les bivalves (pentachlorophénol, pentachlorobenzène, Nickel, dieldrine, endrine, DDT total, C10-13-chloroalcanes, trichlorobenzène, aclonifène, chlorfenvinphos, chlorpyrifos éthyl, irgarol/cybutryne, 4-nonylphenols ramifiés, quinoxyfen, terbutryne, trifluraline). Une description des principales familles est donnée ci-dessous.

Sélection des données. Certaines substances considérées ne sont finalement pas évaluées car : 1) la limite de quantification (LQ) n'est pas compatible avec le seuil, *i.e.* seuil $\leq 3 \cdot LQ$, c'est le cas de l'endrine et du lindane ; 2) tous les éléments d'une somme de composés ne sont pas mesurés, c'est le cas pour

plusieurs échantillons de DDT (1725 échantillons de bivalves (77%) ne sont pas pris en compte par manque d’un ou plusieurs congénères de la somme pp' -DDT+ op' -DDT+ pp' -DDE+ pp' -DDD)

❖ HAP

Les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) sont issus de la formation naturelle du pétrole (origine diagénétique), de la combustion incomplète de matière organique d'origine naturelle (feux, volcanisme) ou anthropique (activité domestique ou industrielle, origine pyrolytique) et de sources anthropiques (origine pétrogénique) (Neff 1980, Mojiri *et al.* 2019). Les HAP pétrogéniques sont introduits dans l’environnement à partir de produits pétroliers et leurs dérivés. Cette source est responsable d’émissions plus localisées qui peuvent être chroniques (activité portuaire, raffinerie, lessivage des infrastructures routières) ou accidentelles (marée noire). Les HAP pétrogéniques constituent la majorité des émissions de HAP dans l'atmosphère. Les HAP sont des hydrocarbures composés de deux ou plusieurs cycles aromatiques fusionnés, englobant à la fois des composés parents (non alkylés) et des homologues alkylés. Les HAP d'origine pétrogénique comprennent principalement les HAP alkylés à 2 et 3 anneaux formés à la suite de processus diagénétiques, tandis que les HAP provenant de sources pyrolytiques comprennent principalement les HAP parents plus lourds (non alkylés). L'évaluation du profil des HAP, y compris les rapports HAP tels que le rapport phénanthrène/anthracène ou le rapport fluoranthène/pyrène, peut donner une indication de la source des HAP (Tobiszewski and Namieśnik, 2012).

Il existe des différences marquées dans le comportement des HAP dans l'environnement aquatique, entre les composés de faible poids moléculaire (par exemple le naphtalène) et les composés de haut poids moléculaire (*e.g.* benzo[g,h,i]pérylène ou le benzo[a]pyrène (Mojiri *et al.* 2019)). Les composés de faible poids moléculaire sont plus solubles dans l'eau et peuvent être bioaccumulés à partir de la phase dissoute par transfert à travers les surfaces branchiales des organismes aquatiques, tandis que les composés de poids moléculaire élevé sont relativement insolubles et hydrophobes, et peuvent se fixer à la fois aux particules organiques et inorganiques dans la colonne d'eau. Les HAP dérivés de sources de combustion sont adsorbés sur les particules atmosphériques, telles que la suie, et peuvent être déposés directement dans le milieu marin. Les HAP peuvent donc pénétrer dans le milieu marin par les dépôts atmosphériques, le ruissellement, les rejets industriels et à la suite de déversements d'hydrocarbures. Les sédiments serviront de puits pour les HAP dans le milieu marin.

Les organismes filtreurs tels que les mollusques bivalves peuvent accumuler de fortes concentrations de HAP (Baumard *et al.* 1999, Honda and Suzuki 2020). Les vertébrés, *e.g.* poissons, n'accumulent généralement pas de fortes concentrations de HAP parents car ils possèdent un système efficace d'oxygénase à fonction mixte qui leur permet de métaboliser les HAP et d'en excréter une partie dans la bile (Hillenweck *et al.* 2008, Wessel *et al.* 2010, Vethaak *et al.* 2016).

En France, les émissions anthropiques de HAP sont dominées par le secteur domestique du fait de la consommation énergétique. Seize HAP font partie des listes réglementaires de l’US EPA. Les émissions de HAP sont contrôlées par un certain nombre de réglementations, notamment la Convention de la Commission économique des Nations Unies pour l'Europe sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance (UNECE 2009). Cette convention oblige les pays membres à réduire leurs émissions de polluants organiques persistants tels que les HAP, avec l'objectif ultime d'éliminer les rejets et les émissions. La réglementation sur les polluants organiques persistants (CE 850/2004) exige que les émissions de HAP soient enregistrées dans un inventaire et qu'un plan d'action soit mis en place pour limiter les rejets. Le processus d'enregistrement REACH (CE 1906/2007) énonce les conditions d'utilisation sûre des substances, y compris les HAP.

❖ PCB et PCDD/F

Les Polychlorobiphényles (PCB) sont des composés aromatiques organochlorés de sources exclusivement anthropiques. Ils sont synthétisés sous forme de mélanges et forment une famille de 209 congénères, répartis selon deux catégories : les PCB ayant une conformation planaire similaire à celle des « dioxines », les PCB-DL (PCB de type dioxine) considérés comme les plus toxiques, et les PCB non planaires. Ils comptent parmi les 12 POP initialement listés par la convention de Stockholm (UNEP 2019). Les PCB de type dioxine sont quatre PCB non-ortho substitués (CB77, CB81, CB126, CB169) et huit PCB mono-ortho substitués (CB105, CB114, CB118, CB123, CB156, CB157, CB167, CB189). Sept congénères de PCB (dont le PCB118 de type dioxine) ont été sélectionnés comme indicateurs d'une contamination par les PCB en raison de leurs concentrations relativement élevées et de leurs effets toxiques.

Les principales propriétés sont leur extrême stabilité, notamment à la chaleur, et leur pouvoir isolant (Bergman *et al.* 2012). Les applications industrielles des PCB sont vastes. Les PCB étaient utilisés comme agents diélectriques, fluides hydrauliques, fluides de refroidissement et adjuvants dans les lubrifiants dans les transformateurs, les condensateurs et d’autres équipements électriques. Les PCB ont également été utilisés dans les adhésifs, les peintures, les encres et comme plastifiants et agents d’étanchéité dans des produits tels que le caoutchouc et en particulier dans les plastiques de chlorure de polyvinyle utilisés pour recouvrir les câbles électriques. Il est estimé qu’à l’échelle mondiale, qu’1,3 million de tonnes de composés de PCB ont été produits (Breivik *et al.* 2007). Les PCB ont été interdits en France en 1987. Tous les appareils contenant des PCB devaient être mis hors service à la fin de l’année 2010 (Directive 96/59/CE). Cependant, malgré l'action européenne et mondiale (PARCOM 1992), les rejets se poursuivent par les émissions diffuses dans l'air et dans l'eau des chantiers de construction et des matériaux industriels. Les sources restantes comprennent les équipements électriques et hydrauliques contenant des PCB, l'élimination des déchets, la redistribution des sédiments marins historiquement contaminés et les sous-produits des processus industriels thermiques et chimiques. Aujourd’hui, les PCB sont présents dans les flux de déchets électroniques à partir desquels ils peuvent s'infiltrer dans l'environnement (Menad *et al.* 1998, Arp *et al.* 2020).

Les propriétés chimiques des PCB utiles pour l’industrie sont aussi celles qui expliquent pourquoi ils sont préoccupants pour l’environnement : ils persistent dans l'environnement pendant de longues périodes et peuvent être transportés dans le monde entier en association avec des matières particulaires, car celles-ci sont dispersées par les eaux, les précipitations, le vent et d'autres forces physiques (Gioia *et al.* 2008).

Les organismes sont exposés principalement via les aliments, notamment à partir de graisses animales contaminées. Il n’y a pas d’évidence de diminution des concentrations chez les prédateurs supérieurs depuis 2003, et des publications ont indiqué que les déclin de population pourraient être dus à ces concentrations élevées (Jepson and Law 2016). Les sédiments marins, en particulier ceux à forte teneur en carbone organique, peuvent accumuler des composés hydrophobes comme les PCB à des concentrations considérablement plus élevées que les eaux environnantes.

Les dioxines constituent un nom générique qui désigne deux grandes catégories de composés, les Polychlorodibenzo-p-dioxines (PCDD) et les Polychlorodibenzofuranes (PCDF), auxquels sont souvent associés les PCB de type dioxine en raison de leur conformation plane similaire à celle des dioxines. Les PCDD/PCDF comptent parmi les 12 POP initialement listés par la convention de Stockholm (UNEP 2019). Les PCDD regroupent 75 molécules différentes. La plus connue et la plus toxique est la 2,3,7,8-Tétra-Chloro-Dibenzo-p-Dioxine (TCDD), dite dioxine de « Seveso ». Les PCDF regroupent 135 molécules. Les dioxines ne sont pas produites intentionnellement (Fliedner *et al.* 2016). Ce sont des

sous-produits qui apparaissent au cours de processus thermiques, accidentels (incendies) ou non (incinération des déchets industriels ou des ordures ménagères), et au cours de processus chimiques (traitement de la pâte à papier d'origine végétale, impuretés dans certains herbicides). Actuellement, les principales sources d'émission des dioxines sont l'incinération des déchets et la métallurgie. Les PCB de type dioxine, utilisés quant à eux sous forme de mélanges commerciaux, comprennent à la fois les congénères non-ortho substitués ou coplanaires (quatre congénères) et les congénères mono-ortho ou ortho substitués (huit congénères). La Quantité Equivalente Toxique (TEQ) définie par l'organisation mondiale de la santé (Van den Berg *et al.* 2006) est utilisée comme indicatrice de la contamination en dioxines et PCB-DL. Elle est calculée comme la somme des concentrations de 29 congénères (7 PCDD, 10 PCDF et 12 PCB-DL) pondérée par les facteurs d'équivalence de toxicité propres à chaque congénère (TEF).

❖ **PBDE**

Les Polybromodiphényléthers (PBDE) sont des composés aromatiques organobromés. Ils sont synthétisés sous forme de mélanges et forment une famille de 209 congénères de 4 à 10 bromes. Ils se trouvent généralement dans trois mélanges commerciaux : Penta-BDE, Octa-BDE et Déca-BDE. Globalement, le Déca-BDE est le plus utilisé. Les PBDE sont considérés POP par la convention de Stockholm (UNEP 2019). L'utilisation des mélanges commerciaux Penta-BDE et Octa-BDE a été éliminée progressivement à l'échelle internationale depuis 2004, notamment au sein de l'Union Européenne (Commission regulation (EC) No 552/2009). Ils sont reconnus POP (UNEP 2019) et le Déca-BDE n'est plus produit en Europe.

Ils sont principalement utilisés pour leur propriété ignifuge (retardateur de flamme) dans les matières plastiques, les produits de consommation comme les sous-tapis, la mousse d'ameublement, l'équipement électrique et électronique, les matériaux de construction et les pièces automobiles. De plus petits marchés incluent les textiles, les adhésifs et produits d'étanchéité, les produits de caoutchouc et les revêtements. Les fuites de PBDE se produisent lors de la production, de l'utilisation ou de l'élimination des produits, et les PBDE sont principalement transférés dans l'océan via les cours d'eau et le transport atmosphérique (OSPAR 2009). La présence de PBDE dans des échantillons d'air de l'Arctique canadien, par exemple, fournit des preuves de leur transport à longue distance (de Wit 2002). Tous les PBDE sont des substances hydrophobes ou ultra-hydrophobes qui ne se dissolvent pas dans l'eau et se lient fortement au sol ou au sédiment. Les PBDE dans les sédiments ne sont pas très mobiles et il est peu probable qu'ils se volatilisent à partir de la phase aqueuse. Les PBDE sont plus mobiles dans l'atmosphère car ils se fixent aux particules en suspension dans l'air : poussière, suie, fumée et gouttelettes de liquide.

Les petites molécules de PBDE sont plus toxiques et se bioaccumulent plus facilement que les grosses molécules. Des effets sur le comportement, l'apprentissage (Eriksson *et al.* 2006) et la fonction hormonale (Legler 2008) ont été rapportés chez les mammifères, tandis qu'un succès reproducteur réduit a été documenté chez les oiseaux (Fernie *et al.* 2009). Chez les vertébrés, *e.g.* les poissons, les PBDE peuvent être métabolisés en métabolites débromés (Roberts *et al.* 2011). Les PBDE peuvent présenter un risque pour le succès de la reproduction et modifier le sexe-ratio des poissons dans les environnements fortement contaminés par les PBDE (Muirhead *et al.* 2006, Han *et al.* 2013).

❖ **Autres composés organiques**

Les pesticides sont des substances chimiques ou biologiques destinées à lutter contre des espèces dites « nuisibles » telles que les insectes, les mauvaises herbes ou les microbes. Ils entrent dans l'environnement suite à l'application directe, le dépôt de déchets contaminés dans des décharges, les émissions d'incinérateurs et les émissions des industries qui produisent ces substances. Ils sont classés

en fonction de leur famille chimique, telle que les organophosphorés, les organochlorés, les carbamates et les triazines. Ces quatre familles de pesticides comptent parmi les POP listés par la convention de Stockholm (UNEP 2019). Parmi ces pesticides, le DDT, le Lindane, l’HCB et la Dieldrine sont évaluées :

- DDT (dichloro-diphényltrichloroéthane) : ce pesticide a été utilisé intensivement pour ses propriétés insecticides, notamment en Méditerranée. Il est de nos jours interdit dans la majorité des pays occidentaux, dont la France depuis 1972. Le DDT est constitué d’un mélange d’isomères : le *p,p'*-DDT, le *o,p'*-DDT et des traces de *o,o'*-DDT. Le DDT se métabolise en DDD (dichlorodiphényldichloroéthane) et en DDE (dichlorodiphényldichloro-éthylène).
- Lindane (γ -HCH ou gamma hexachlorocyclohexane) : ce puissant insecticide organochloré, utilisé notamment dans l’agriculture et le traitement des sols, a été interdit en 1998. La diminution des concentrations en Lindane semble hétérogène sur le littoral français, justifiant le suivi de cette substance.
- HCB (hexachlorobenzène) : ce pesticide a été utilisé jusque dans les années 1980, principalement comme fongicide pour l’enrobage des semences et le traitement des sols. Il est interdit en France depuis 1988. En Europe, il n’est plus produit intentionnellement, ni commercialisé depuis 1993. Il peut être produit de façon involontaire au cours de certaines fabrications, principalement dans l’industrie du chlore et des solvants chlorés ou de l’incinération des déchets.
- La dieldrine, un pesticide cyclodiène, a été très largement utilisée à partir des années 1950 à des fins agricoles pour le traitement des sols et des semences, mais aussi en santé publique, dans l’industrie du bois et à des fins vétérinaires en tant qu’antiparasitaire. A partir de 1960, son utilisation a commencé à décroître. En France, la dieldrine est interdite depuis 1992.

Les composés perfluoroalkylés et polyfluoroalkylés (PFAS) sont des surfactants synthétiques qui forment un ensemble de produits chimiques de synthèse fabriqués et utilisés dans un grand nombre d’applications de la vie courante notamment dans les produits domestiques grâce à leurs propriétés antiadhésive et imperméabilisante (téflon, goretex). Parmi les PFAS, un est actuellement (en 2022) inscrit sur la liste des POP de la convention de Stockholm (UNEP 2019) et retenu comme substances prioritaires dans la DCE : l’acide perfluorooctanesulfonique (PFOS).

L’hexabromocyclododécane (HBCDD) est un retardateur de flamme bromé composé de trois isomères (α -HBCDD, β -HBCDD, γ -HBCDD). Il est utilisé comme additif dans certains matériaux isolants (polystyrène extrudé ou expansé), dans le textile et de manière plus restreinte dans les équipements électroniques. La somme des trois isomères (α -HBCDD, β -HBCDD, γ -HBCDD) est utilisée comme indicateur de la contamination en HBCDD.

La famille des organo-étains comporte plus de 260 composés dont 36 d’entre eux sont toxiques. Tous les organo-étains, hormis les méthyl-étains, ont une origine anthropique. Parmi ceux-ci, on retrouve le tributylétain (TBT), utilisé dans les peintures anti-salissures et les produits de traitement du bois, ainsi que le monobutylétain (MBT) et le dibutylétain (DBT), qui sont des produits de dégradation du TBT et qui sont également utilisés dans l’industrie en tant que stabilisants dans la fabrication des matières plastiques. Les TBT, MBT et DBT sont hautement toxiques pour de nombreux organismes marins et ont des effets reprotoxiques ayant entraîné le déclin des populations de gastéropodes (Gibbs *et al.* 1991, Lapota *et al.* 1993, Alzieu 2000). Du fait de restrictions imposées à l’usage du TBT au début des années 80, le marché des composés organo-stanniques s’est considérablement réduit, même s’ils

2 – Stratégie de surveillance pour l’acquisition des données

sont encore utilisés comme stabilisateurs chimiques de certaines matières plastiques, de lubrifiants et de polymères.

2.2 Suivis des effets biologiques de la contamination chimique : D8C2

2.2.1 Stratégie globale et justification des suivis D8C2

Dans le cadre de la présente évaluation, les effets de la contamination chimique sont renseignés par deux types de suivis :

- Le suivi des effets du TBT chez les gastéropodes (Imposex), mis en place en France en 2003 sur la façade Atlantique. Ce suivi cible principalement l’espèce *Nucella lapillus* qui n’est pas présente en Méditerranée.
- Le Suivi des Effets bioLogiques Induits par la contamination chimique (SELI), mis en place en France en 2016. Il se décline en deux sous-dispositifs, chacun déployé tous les trois ans (deux fois par cycle de six ans, <https://campagnes.flotteoceanographique.fr/series/285/> ; doi : 10.18142/285).
 - SELILOire : suivi des effets de la contamination chez les soles (*Solea solea*) et les moules (*Mytilus edulis*) dans les baies de Loire et de Vilaine (2017 et 2020).
 - SELISeine : suivi des effets de la contamination chez les soles (*Solea solea*), les flets (*Platichthys flesus*), les limandes (*Limanda limanda*) et les moules (*Mytilus edulis*) de la baie de Seine (2018 et 2021).

Sélection des données. Les données utilisées sont les données bancarisées et validées. Au moment de l’extraction des données (début 2021), les analyses du suivi SELISeine 2021 ne sont pas terminées et les données ne sont pas bancarisées. Elles ne peuvent donc pas être intégrées à la présente évaluation (cycle 3, 2024).

Ces deux suivis sont basés sur l’analyse de biomarqueurs, *i.e.* un paramètre biochimique, cellulaire, physiologique ou comportemental qui est mesuré dans les tissus d’un organisme ou sur un organisme entier, pour mettre en évidence l’exposition à, ou les effets d’un ou plusieurs contaminants chimiques (Garric *et al.* 2010). Pour rendre compte de l’effet des contaminants dans l’environnement, les biomarqueurs sont mesurés sur des organismes prélevés *in situ*.

Le biomarqueur le plus communément suivi par les Etats membres européens et reconnu comme indicateur commun par OSPAR est l’imposex. Il correspond à la masculinisation des femelles gastéropodes sous l’effet du TBT.

Le suivi SELI s’appuie sur une initiative du CIEM qui visait à évaluer l’applicabilité d’un suivi intégré chimie-écotoxicologie : les projets ICON et BIOCO entre 2008 et 2012. Ces projets ciblaient un panel de paramètres chimiques et biologiques liés à la contamination chimique, qui étaient mesurés chez les moules et deux espèces de poisson plat (la limande et le flet). Cet exercice a contribué au développement de recommandations par le CIEM pour le suivi des effets biologiques de la contamination chimique (Davies and Vethaak 2012). Une issue spéciale dans Marine Environmental Research N°124 a été consacrée à cet exercice (*e.g.* Burgeot *et al.* 2017). Le suivi SELI complète le suivi des contaminants du D8C1.

i) Les biomarqueurs mesurés dans le cadre du suivi SELI peuvent répondre à un panel plus large de contaminants que ceux ciblés dans le D8C1, engendrant plusieurs types d’effets. Leur utilisation en surveillance permet donc d’évaluer plusieurs types d’impact de la contamination chimique.

Le suivi des contaminants spécifiques tel que décrit pour le critère D8C1 permet de suivre les contaminants identifiés comme prioritaires ou dangereux, afin de comprendre le devenir et le transfert de ces contaminants dans l’océan, d’identifier les habitats ou groupes d’espèces à enjeux et d’alerter sur l’existence ou l’émergence d’un problème environnemental. Il a aussi permis de mettre en avant une diminution des concentrations de certains contaminants une fois les réglementations mises en place, notamment dans les pays appliquant des programmes d’actions nationaux et internationaux (Hites 2019). Néanmoins, le suivi des contaminants se concentre sur une partie minime des contaminants de l’exposome chimique marin, *i.e.* l’ensemble des contaminants présents dans l’environnement marin comprenant : 1) des substances naturelles et/ou d’origine anthropique : les enregistrements de substances par le Chemical Abstract Service Registry (CAS) est passé de 20 à 156 millions de composés chimiques entre 2002 et 2019 (Escher *et al.* 2020) ; et 2) leurs métabolites : certains processus biotiques ou abiotiques conduisent à la biotransformation ou la dégradation des composés parents. Les métabolites/produits de biotransformation sont en général plus hydrophiles et moins toxiques, mais certains sont plus toxiques et persistants dans l’environnement (Escher and Fenner 2011). L’ensemble de ces contaminants et de leurs métabolites peut affecter la santé des organismes et notamment les fonctions visées par les biomarqueurs suivis en France (*e.g.* neurotoxicité, génotoxicité, reprotoxicité).

ii) Les biomarqueurs mesurés dans le cadre du suivi SELI peuvent aussi rendre compte des effets cocktails des contaminants et leur modulation sous l’influence des paramètres environnementaux.

Les contaminants chimiques peuvent exercer une toxicité de façon individuelle, mais ils peuvent également contribuer à la toxicité d’un mélange de contaminants par le biais d’effets cumulatifs ou synergiques, même s’ils sont présents à des concentrations inférieures à leurs seuils de toxicité individuels, voire aux limites de détection analytiques (Kortenkamp and Faust 2018). De plus, la contamination chimique s’additionne à un ensemble de pressions telles que la concentration en oxygène, l’augmentation de la température ou encore l’acidification des océans, et la réponse des organismes peut s’ajuster par des processus de résilience, de résistance ou d’adaptation à la pression.

Tous ces processus sont complexes à prendre en compte, une approche par faisceaux d’évidence basée sur plusieurs paramètres et plusieurs espèces permet d’éclairer le jugement fait sur la qualité du milieu marin et les effets des contaminants sur les organismes. **L’ensemble des dispositifs d’observation de la contamination chimique marine en France constitue un continuum unique pour le suivi des contaminants et de leurs effets potentiels des eaux côtières aux couches profondes de l’Océan dans le cadre du D8 de la DCSMM.**

2 – Stratégie de surveillance pour l’acquisition des données

2.2.2 Échelle géographique ; zone de suivi

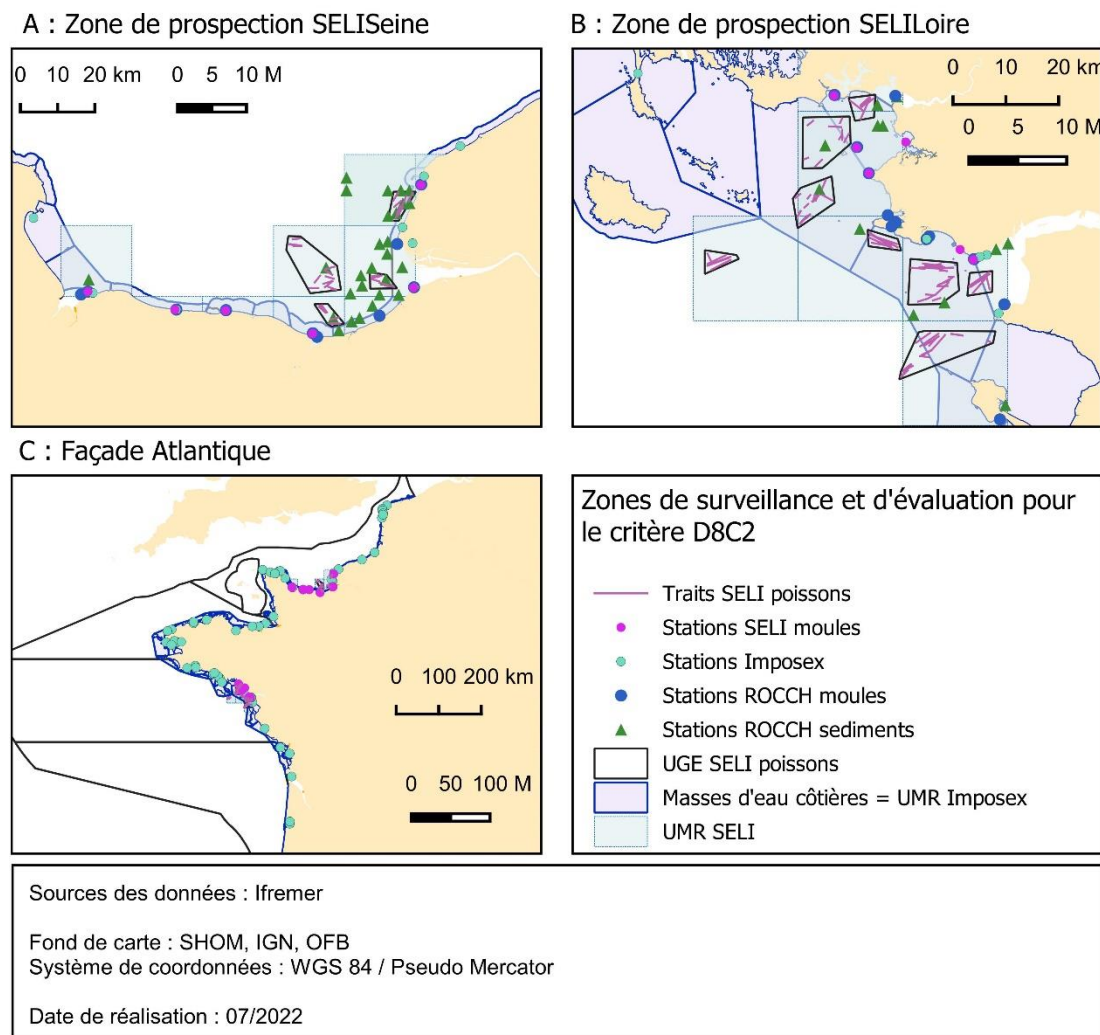


Figure 10. Couverture spatiale de la surveillance renseignant le critère D8C2, i.e. les effets de la contamination chez les poissons (traits de chalutage SELI), les effets de la contamination chez les bivalves (Stations SELI moules = stations ROCCH pour lesquelles des biomarqueurs sont suivis) et les effets du TBT chez les gastéropodes (stations Imposex). Les stations ROCCH sédiments, ainsi que les stations ROCCH moules représentées sont utilisées dans l'évaluation intégrée (voir section 5.3).

Echelle Géographique d'Évaluation (EGE, Tableau 8). Pour les poissons, l'échelle géographique d'évaluation est la zone de pêche qui représente un ensemble de traits de chaluts rapprochés. SELISeine et SELILoire sont composées respectivement de 4 et 8 EGE. Un biomarqueur est évalué dans une EGE s'il a été mesuré sur 8 individus ou plus. Pour les bivalves, l'échelle géographique d'évaluation est la station de prélèvement des moules.

Unité Marine de Rapportage (UMR, Figure 10). Les deux UMR considérées sont les zones de prospection des campagnes SELI : la baie de Seine (SELISeine) pour la SRM Manche-Mer du Nord et la zone côtière à proximité des estuaires de la Loire et de la Vilaine (SELILoire) pour la SRM Golfe de Gascogne. Ces UMR correspondent à des zones d'apport de contaminants par de grands fleuves. Elles incluent des nurseries importantes pour les poissons plats et notamment pour la sole (*Solea solea*) (Riou et al. 2001, Le Pape et al. 2003, Le Pape et al. 2007). Les différences de pressions anthropiques sur les bassins versants de ces deux grands fleuves font que l'estuaire de la Loire est généralement moins contaminé par plusieurs métaux et contaminants organiques que l'estuaire de la Seine

2 – Stratégie de surveillance pour l’acquisition des données

(Bragigand et al. 2006, Bizzozero et al. 2021, Ifremer and LERBN 2021, Mary et al. 2021). Les deux UMR représentent en surface une partie limitée des SRM correspondantes.

L’UMR SELISeine se situe dans la baie de Seine qui recouvre une surface d’environ 5000 m² et est caractérisée par une profondeur inférieure à 30 m et de forts courants de marée. La qualité de l’eau est influencée par les apports de la Seine, dont le bassin versant couvre une surface de 78 650 km², est fortement urbanisé et supporte 40 % de l’activité économique de la France. Le panache de la Seine s’étire vers le nord de la baie et la côte d’Albâtre (Dauvin et al. 2020).

L’UMR SELILOire comprend la partie externe de l’estuaire de la Loire et la baie de Vilaine. Les bassins versants de la Loire et de la Vilaine couvrent respectivement 117 000 km² et 10 500 km². Les eaux de la Loire influencent la bande côtière au nord de l’embouchure du fleuve et particulièrement la baie de Vilaine (Chiffolleau 2017).

Tableau 8. Couverture spatiale et temporelle des données utilisées pour l’évaluation du BEE du D8C2 au cycle 3 de la DCSMM (2024) par groupe d’espèces.

Groupe d’espèces		Gastéropodes	Moules	Poissons
Définition UMR		Zone d’emprise des MEC	SELI	SELI
Définition EGE		Station	Station	Zone de pêche
Nom du suivi		ROCCH	ROCCH/SELI	SELI
	SRM			
Nb EGE (espèce)	MMN	25 (1)	6 (1)	4 (3)
Nb Années (min-max)	MMN	17 (2003-2020)	1 (2018)	1 (2018)
Nb EGE (espèce)	MC	15 (1)	Pas de données	Pas de données
Nb Années (min-max)	MC	17 (2003-2020)	Pas de données	Pas de données
Nb EGE (espèce)	GdG	16 (1)	6 (1)	8 (1)
Nb Années (min-max)	GdG	17 (2003-2020)	2 (2017, 2020)	2 (2017, 2020)
Nb EGE (espèce)	Med	Pas de données	Pas de données	Pas de données
Nb Années (min-max)	Med	Pas de données	Pas de données	Pas de données
Biomarqueurs		1 (Imposex)	4 (1 cytotox., 1 neurotox., 2 génotox.)	6 (1 cytotox., 1 neurotox., 2 génotox., 2 métabolites de HAP)
Doi données		https://doi.org/10.17895/ices.data.21229139	Non rapportées	Non rapportées

UMR : Unité marine de rapportage : « MEC » : Masses d’eau côtière, « SELI » : Zone de prospection des campagnes SELI en Seine : SELISeine et en Loire : SELILOire. EGE : Echelle géographique d’évaluation. Biomarqueurs : voir section 2.2.4 pour une présentation des biomarqueurs.

2.2.3 Espèces suivies (éléments du D8C2)

Les trois espèces de poissons suivies sont :

- La sole commune, *Solea solea* (Soléidés), espèce d’intérêt économique important en Atlantique, déjà étudiée dans plusieurs programmes nationaux de recherche et de surveillance, mais encore assez peu utilisée en France pour la surveillance écotoxicologique. Elle est suivie sur les 2 UMR SELISeine et SELILOire.
- Le flet, *Platichthys flesus* (Pleuronectidés), une des espèces sentinelles recommandées par OSPAR pour la biosurveillance du milieu marin. Il est suivi sur l’UMR SELISeine.
- La limande, *Limanda limanda* (Pleuronectidés), est un des poissons plats modèles pour les pays nordiques. Elle est suivie sur l’UMR SELISeine.

Ces trois espèces benthiques pleuronectiformes vivent sur des substrats meubles en contact avec le sédiment où de nombreux contaminants peuvent s’accumuler. Les adultes se nourrissent essentiellement de crustacés, vers et mollusques. Les poissons plats occupent des zones de nourriceries pendant leur croissance puis les adultes se déplacent de façon saisonnière pour la reproduction, l’alimentation et l’hivernage (Gibson et al. 2014). La maturité sexuelle est atteinte en

général à 3-4 ans. La reproduction a lieu de janvier à avril. Le flet a un habitat estuarien et remonte souvent les cours d’eau. La limande vit plus à distance des côtes, en profondeur (>20 m). La sole a un habitat intermédiaire, fréquentant à la fois des eaux profondes (jusqu’à 200 m, surtout l’hiver) et des eaux plus estuariennes que la limande (Quéro 1984, Cariou et al. 2021 et www.fishbase.de).

L’espèce de bivalves suivie est la moule bleue (*Mytilus edulis*), répandue sur les côtes atlantiques françaises et utilisée depuis des décennies dans la surveillance environnementale, notamment à travers le ROCCH MV. Des gisements naturels de moules se trouvent sur le littoral rocheux dans les deux UMR SELISeine et SELILoire. L’espèce *Mytilus edulis* est la plus représentée mais une hybridation avec l’espèce *M. galloprovincialis* est observée sur les côtes atlantiques françaises (Sussarellu et al. 2022). Les caractéristiques suivantes des mollusques bivalves et notamment des filtreurs benthiques comme la moule, en font des espèces sentinelles du milieu marin pour la surveillance de la contamination chimique :

- Organismes filtreurs : échantillonneurs actifs qui concentrent les contaminants.
- Mode de vie benthique et sessile : représentatifs d’une contamination à l’échelle locale (**Figure 3**).
- Organismes côtiers : proches des sources de déversement des contaminants d’origine terrestre et faciles à collecter.
- Organismes cultivés et consommés par l’homme : intérêt sanitaire permet la mutualisation des efforts de suivis pour un intérêt environnemental et sanitaire.

L’espèce de gastéropodes suivie est la nucelle (*Nucella lapillus*), présente le long des côtes Atlantiques françaises. C’est le gastéropode recommandé comme espèce sentinelle pour le suivi des effets reprotoxiques du TBT (Imposex).

2.2.4 Biomarqueurs suivis (paramètres du D8C2)

Les biomarqueurs utilisés dans le critère D8C2 peuvent être regroupés en cinq catégories selon le type d’information qu’ils donnent sur la santé des organismes :

- **Effets reprotoxiques** suivis chez les gastéropodes par l’apparition d’**imposex**
 - o L’imposex est un phénomène qui se traduit par l’apparition de caractères génitaux mâles chez les femelles. Il est observé chez plus de 150 espèces de gastéropodes. Un des inducteurs les plus connus de l’imposex est le TBT, un perturbateur endocrinien. Le TBT était utilisé dans la composition de peinture antifouling jusqu’en 1982 sur les navires de taille inférieure à 25 m en France, premier pays à interdire l’emploi du TBT sur les bateaux, puis jusqu’en 2008 sur tous types de bateaux (résolution de l’Organisation Maritime Internationale (OMI)). Le suivi de l’imposex est réalisé sur l’espèce *Nucella lapillus* pour laquelle un EAC a été développé par OSPAR. L’évaluation de l’imposex est effectuée au niveau individuel dans le cadre du ROCCH.
- **Effets cytotoxiques** suivis chez les poissons et les bivalves par la mesure de la stabilité de la membrane lysosomale (**LMS**)
 - o La stabilité de la membrane lysosomale (LMS) est considérée comme un biomarqueur universel de stress toxique au niveau cellulaire. Les lysosomes sont des organelles qui contiennent des enzymes hydrolytiques et qui sont impliquées dans la dégradation de composés d’origine intra- ou extra-cellulaire. La stabilité de leur membrane est diminuée par la présence de contaminants. La mesure de la LMS consiste à estimer le temps au bout duquel la perméabilité de la membrane est altérée après application d’un stress aux cellules. L’intégrité de la membrane lysosomale a été analysée par cytochimie dans les cellules de foie des poissons selon Broeg et al. (1999) et

UNEP/RAMOGÉ (1999) et dans les cellules de la glande digestive de moules selon les recommandations du CIEM (Martinez-Gomez et al. 2015).

- **Effets neurotoxiques** suivis chez les poissons et les bivalves par la mesure de l'activité de l'acétylcholine estérase (**AChE**)
 - L'acétylcholine estérase est une enzyme impliquée dans la transmission de l'influx nerveux. L'inhibition de son activité est utilisée comme biomarqueur d'exposition aux contaminants neurotoxiques, tels que de nombreux pesticides (*e.g.* organophosphates, carbamates et autres molécules similaires). L'activité acétylcholinestérase a été mesurée dans les muscles des poissons et les branchies des moules selon les recommandations du CIEM (Bocquene and Galgani 1998).
- **Effets génotoxiques** suivis chez les poissons et les bivalves par la mesure du niveau de cassures des brins d'ADN (**test des comètes**) et de la prévalence des micronoyaux (**MN**). Suite à l'exposition à des contaminants chimiques ainsi qu'à leurs sous-produits issus de la biotransformation, un effet direct sur le matériel génétique peut avoir des conséquences sur l'expression du génome et sur la physiologie des organismes exposés.
 - La mesure des lésions structurales primaires de l'ADN, telles que les cassures de brins de l'ADN, constitue un biomarqueur de génotoxicité précoce. Les cassures de brins de l'ADN se révèlent sous forme d'une queue de comète après migration de l'ADN des cellules sur un gel d'électrophorèse. Le niveau des cassures de brins d'ADN est un biomarqueur d'effets de contaminants génotoxiques. Le % d'ADN dans la queue de la comète (test des comètes) est mesuré chez les poissons selon Akcha et al. (2003) et chez les bivalves selon Barranger et al. (2015).
 - La prévalence des micronoyaux correspond à la fréquence d'altérations chromosomiques apparaissant sous forme de petits noyaux isolés du noyau principal de la cellule. La prévalence des micronoyaux est un biomarqueur intégré dans le temps d'effets de contaminants génotoxiques. Les cellules sont colorées au DAPI (Vincent-Hubert et al. 2011) et les micronoyaux sont comptés dans les érythrocytes de poissons et les hémocytes de moules de manière semi-automatisée.
- **Exposition aux HAP** suivi chez les poissons par la mesure des concentrations biliaires en métabolites hydroxylés de HAP, plus précisément, celles d'un métabolite du pyrène (**OH-pyr**) et celles des métabolites du phénanthrène (**OH-phe**).
 - Les HAP sont métabolisés par les poissons. Les concentrations des métabolites issus de la dégradation peuvent être mesurées dans la bile et constituent un biomarqueur d'exposition récente aux HAP. Les métabolites du pyrène et du phénanthrène sont mesurés dans la bile des poissons par un protocole adapté de Le Dû-Lacoste (2008).

Ces biomarqueurs font partie des méthodes de suivi écotoxicologique au niveau cellulaire ou tissulaire préconisées par le CIEM dans le cadre d'une évaluation intégrée des effets des contaminants (Davies and Vethaak 2012). Ils répondent aux critères de qualité d'OSPAR (OSPAR 2012) : (1) une méthode de référence, (2) une assurance qualité et (3) des seuils d'évaluation reconnus de type BAC ou EAC.

L'ensemble des biomarqueurs de SELI et les méthodes d'analyses sont détaillés dans le rapport SELISeine 2018 (Mauffret *et al.* 2021). Ils répondent à différentes classes de contaminants. Souvent plus un biomarqueur est spécifique d'un type de contaminant (*e.g.* métabolites de HAP), plus sa pertinence écologique est faible, et à l'inverse un biomarqueur qui a une pertinence écologique élevée (*e.g.* cancer), est peu spécifique d'un contaminant, avec la notable exception de l'imposex (**Tableau 9**). L'approche multi-biomarqueurs employée dans les SELI permet donc de combiner des biomarqueurs spécifiques et des biomarqueurs avec une pertinence écologique plus élevée, et ainsi de proposer une interprétation des effets des contaminants sur plusieurs faisceaux d'évidence.

3 – Stratégie d'évaluation

Tableau 9. Caractéristiques des biomarqueurs suivis dans le cadre des campagnes SELI.

Biomarqueur	Tissu	Type de contaminants ¹	Mode d'action ²	Pertinence écologique ²
Stabilité de la membrane lysosomale (LMS)	Poisson : foie Bivalve : glande digestive	Non spécifique	Détoxification, régulation interne, fonction immunitaire	Modérée (lié à plusieurs fonctions physiologiques)
Cassures simple brin d'ADN (Test des comètes) / Prévalence de micronoyaux (MN)	Poisson : sang Bivalve : hémolymphe	Clastogènes, mutagènes, génotoxiques	Génotoxicité, mutagénotoxicité	Modérée-élevée (possible indicateur d'un effet négatif au niveau individuel sur le long terme)
Inhibition de l'Acétylcholinestérase (AChE)	Poisson : muscle Bivalve : branchies	Neurotoxiques e.g. pesticides organo-phosphates et carbamates	Neurotoxique, comportement, fitness, survie, reproduction	Elevée (peut conduire à des effets au niveau individuel)
Métabolites biliaires HAP	Bile	HAP	Détoxification	Faible à élevée

¹(Dallas and Jha 2015); ²(Carere et al. 2021)

2.3 Suivis des effets biologiques des pollutions aiguës : D8C4

La stratégie globale, les échelles d'évaluation et l'espèce suivie sont renseignées dans la fiche indicateur « Proportion d'oiseaux marins mazoutés - Région marine Manche-Atlantique ».

3 Stratégie d'évaluation

L'évaluation du bon état écologique (BEE) au regard des contaminants chimiques et de leurs effets se fait de manière **relative** et **absolue** :

- Évaluation des tendances pour focaliser les différences **relatives** dans le temps et l'espace, qui fournit notamment l'information du taux de changement annuel d'un contaminant et si la contamination est largement répandue ou si elle est localisée. Cette évaluation nécessite une couverture spatiale et temporelle suffisante.
- Évaluation **absolue** du risque de dépassement de seuils indiquant que les concentrations ou les niveaux de biomarqueurs mesurés sont à un niveau pouvant engendrer un risque pour la vie marine. Cette évaluation nécessite des seuils, comme par exemple ceux développés par OSPAR (EAC : Environmental Assessment Criteria) ou par la DCE (NQE : Norme de Qualité Environnementale).

3.1 D8C1

3.1.1 Seuils utilisés

Des seuils permettent d'aider à l'identification de niveaux en contaminants ou réponses biologiques potentiellement indicateurs d'un risque pour l'environnement. Il existe plusieurs types de seuils (**Tableau 10**).

- Seuils indiquant un niveau de base et donc un état sans pression chimique ou avec une pression chimique limitée. Ils constituent l'objectif ultime des conventions des mers régionales (e.g. OSPAR Objectif stratégique 2 (OSPAR 2021)).
 - Background Assessment Concentrations (BAC) pour des contaminants dans les bivalves, les poissons et les sédiments, et des biomarqueurs, valeurs de fond développées par OSPAR. Ce type de seuil correspond à la concentration d'un contaminant indiquant la valeur de fond géochimique ou une valeur de contaminant ou de biomarqueurs mesurable dans une zone sans historique de contamination connue.

- Seuils suggérant un effet de la contamination chimique. Ils constituent l'objectif d'atteinte du bon état écologique pour la DCSMM et la DCE.
 - Environnemental Assessment Criteria (EAC) pour les contaminants dans les bivalves, les poissons et les sédiments et les biomarqueurs, critères d'évaluation environnementale développés par OSPAR. Ce type de seuil représente la concentration en contaminant dans le sédiment et le biote ou le niveau de réponse d'un biomarqueur en dessous (ou au-dessus pour certains biomarqueurs) de laquelle un effet chronique n'est pas attendu pour les espèces marines, autrement dit, elles représentent un risque acceptable pour l'écosystème marin (OSPAR 2023). Pour les PBDE, OSPAR a dérivé des seuils équivalents aux EAC sur la base des Federal Environmental Quality Guideline (FEQG), des seuils Canadiens. Pour les biomarqueurs, des EAC ont été dérivés par Davies and Vethaak (2012). Les seuils EAC ne prennent pas en compte l'empoisonnement secondaire.
 - Normes de Qualité Environnementale dans le biote (NQE) et normes de qualité spécifique (QS) développées par l'EU dans le cadre de la DCE (directive 2013/39/UE) pour des contaminants dans le biote (pour les seuils retenus dans la présente évaluation). Ce type de seuil correspond à la concentration d'un contaminant ou d'un groupe de contaminants qui ne doit pas être dépassée, afin de protéger la santé humaine et l'environnement. Globalement une norme de qualité spécifique (QS) est déterminée pour 5 objectifs de protection : les communautés pélagiques (eaux douces et marines) et benthiques, les prédateurs supérieurs (via l'empoisonnement secondaire) et la santé humaine (via l'eau de boisson et l'ingestion des produits issus de la pêche). La norme de qualité environnementale (NQE) est la plus faible des 5 QS et est retenue dans la directive DCE. Parmi les 45 substances de l'état chimique DCE, seuls 11 substances disposent de seuils NQE fixés sur la matrice biote ; la majorité des substances disposent de seuils NQE fixés dans la matrice eau marine. En pratique dans le cadre DCSMM cycle 3 (2024), les NQE utilisées sont les NQE biote si elles sont basées sur l'empoisonnement secondaire. Pour les NQE biote basées sur la santé humaine via la consommation de produits de la mer, la QS basée sur l'empoisonnement secondaire est considérée plus pertinente pour le D8. Dans ce dernier cas, la NQE (santé humaine) correspond en effet à l'objectif de protection du Descripteur 9 de la DCSMM. En d'autres termes, parmi les seuils DCE pour le biote, le D8 utilise préférentiellement ceux qui sont basés sur l'empoisonnement secondaire (NQE ou QS).
 - Valeur guide environnementale mollusques (VGE) développées au niveau national par une adaptation des NQE définies dans la matrice eau marine ($NQE_{\text{eau marine}}$) aux mollusques bivalves. Des VGE ont été dérivées pour certaines substances hydrophobes et bioaccumulables et certains composés métalliques de la DCE (28 substances). Les VGE ont été dérivées à partir des $NQE_{\text{eau marine}}$ en utilisant des facteurs de conversions (BCF Bioconcentration ou BAF Bioaccumulation) en accord avec la méthodologie définie au niveau européen dans le « Technical Guidance Document for the derivation of EQS, n°27 » (Amouroux and Brun 2018).
 - Concentrations maximales permises dans les produits de la pêche (MPC) développés par la Commission Européenne afin de protéger la santé de l'homme via la consommation de produits de la mer (Commission Regulation no 1881/2006). Les limites sont fixées sur la base du régime alimentaire du consommateur européen "moyen" et devraient, selon le règlement 1881/2006, être fixées à « un niveau strict qui peut raisonnablement être atteint en suivant de bonnes pratiques agricoles, de pêche et de fabrication et en tenant compte du risque lié à la consommation de l'aliment ». Donc, s'il y a des améliorations dans les pratiques (*i.e.* une diminution des niveaux de contaminants environnementaux),

le MPC doit être revu. Si les MPC pour les poissons et les moules sont dépassés, les captures ne doivent pas être mises sur le marché.

- Seuils de risque faible pour les oiseaux (Low-Risk Concentration, LRC) établis par le programme de surveillance et d'évaluation de l'Arctique. Il s'agit d'une concentration sans risque (NRC : no risk concentration), qui est traitée comme une « BAC », et d'une concentration à faible risque (LRC : low risk concentration) en dessous de laquelle la concentration est peu susceptible de nuire à l'espèce, considérée comme le seuil supérieur pour le bon état écologique. La dérivation de seuils dans le sang d'oiseaux est décrite dans Ackerman *et al.* (2016) et pour les plumes dans Dietz *et al.* (2021). Le principe des seuils NRC et BAC ainsi que LRC et EAC semblent similaires et dans le temps de l'évaluation cycle 3 DCSMM (2024) ils seront considérés similaires, mais leur équivalence doit encore être vérifiée.
- Valeurs de risque faible ERL dans les sédiments (Effect Range-Low, ERL). Les ERL ont été élaborées par l'Environmental Protection Agency (EPA) des États-Unis pour évaluer l'importance écologique des concentrations de contaminants dans les sédiments et protéger contre le potentiel d'effets biologiques néfastes sur les organismes. Les concentrations inférieures à ce niveau provoquent rarement des effets néfastes sur les organismes marins. La valeur de l'ERL est définie comme le dixième centile inférieur de l'ensemble de données sur les concentrations dans les sédiments associées à des effets biologiques. La procédure par laquelle les critères ERL sont dérivés est différente des méthodes utilisées pour dériver les EAC et les EQS, et il ne faut donc pas s'attendre à une équivalence précise entre les deux ensembles de critères. Les valeurs d'ERL doivent être utilisées dans les évaluations des métaux et des HAP dans les sédiments comme solution provisoire lorsque les EAC recommandés ne sont pas disponibles.

Chaque type de seuil est développé pour une matrice (*e.g.* ERL s'applique aux sédiments, NQE aux poissons pour les NQE utilisés dans cette évaluation (*i.e.* les NQE basées sur l'empoisonnement secondaire), et peut être spécifique 1) d'un tissu (*e.g.* les MPC sont développés pour être appliqués à la partie consommée (muscle pour les poissons et chair des bivalves), les EAC sont développés pour le foie de poisson sauf pour le Hg (muscle)), 2) d'un niveau trophique (*e.g.* la NQE basée sur l'empoisonnement secondaire s'applique à un poisson marin de niveau trophique théorique 4,5 à 5), 3) d'une méthode d'analyse (*e.g.* l'EAC de la LMS diffère selon la méthode d'analyse) 4) d'un âge (les LRC sont développés pour les oiseaux adultes)... Ces conditions de développement des seuils ne sont pas toujours celles des suivis et donc des données disponibles pour l'évaluation. Dans certains cas, des ajustements peuvent être utilisés (*e.g.* normalisation par le taux de lipides pour les seuils de substances lipophiles afin notamment de s'affranchir du tissu analysé) sinon il est considéré/reconnu qu'une approximation est faite (*e.g.* pas de méthode satisfaisante pour la normalisation à un niveau trophique théorique de 4,5 à 5 pour les valeurs à comparer NQE_{sec.pois.} ou QS_{sec.pois.}). Mauffret *et al.* (2021) discutent l'utilisation de plusieurs seuils et les approximations qui en découlent. De plus, aucun de ces seuils ne prend en compte de manière spécifique les effets long-terme des contaminants tels que les effets cancérigènes, génotoxiques ou reprotoxiques ni les effets cocktails. Leur utilisation ne doit donc pas empêcher l'utilisation du sens commun et du jugement expert.

	PBDE-99 Diphényléthers bromés ⁶	BDE99 SBDE6	BAC	µg/kg p.l.	0,065	FEQG (B+P)	µg/kg p.l.	20						
						NQE (B+P)	µg/kg p.f.	0,0085						
Organofluorés	Perfluorooctane sulfonate	PFOS				NQE (B+P)		9,1						
						-	µg/kg p.f.	-						
						QSsp (B+P)		33						
Phtalates	Di(2-ethylhexyle)- phthalate	DEHP				NQE (B)	µg/kg p.f.	2920						
Organoétains	Tributylétain cation	TBSN+	BAC	µg/kg p.s.	5	EAC (B)	µg/kg p.s.	12			NQE	µg/kg p.s.	0,8	
	Anthracène	ANT				VGE (B)	µg/kg p.f.	47,47						
						-	-	-	BAC	µg/kg p.s.	5	ERL	µg/kg p.s.	85
	Benzo(a)anthracène	BAA	BAC	µg/kg p.s.	2,5	EAC (B+P)	µg/kg p.s.	290						
						EAC (B)	µg/kg p.s.	80	BAC	µg/kg p.s.	16	ERL	µg/kg p.s.	261
	Benzo(a)pyrène	BAP	BAC	µg/kg p.s.	1,4	NQE (B)	µg/kg p.f.	B : 5						
						-	-	-	BAC	µg/kg p.s.	30	ERL	µg/kg p.s.	430
	Benzo(g,h,i)pérylène	BGHIP	BAC Atl/Med	µg/kg p.s.	2,5 / 2,9	EAC (B+P)	µg/kg p.s.	B+P : 600						
	Chrysène	CHR	BAC Atl/Med	µg/kg p.s.	8,1 / 2,4	EAC (B)	µg/kg p.s.	110	BAC	µg/kg p.s.	80			
HAP									BAC	µg/kg p.s.	20	ERL	µg/kg p.s.	384
	Fluoranthène	FLU	BAC	µg/kg p.s.	12,2	NQE (B)	µg/kg p.f.	B : 30						
						-	-	-	BAC	µg/kg p.s.	39	ERL	µg/kg p.s.	600
	Indeno(1,2,3-cd)pyr.	ICDP	BAC Atl/Med	µg/kg p.s.	2,4/2,9	EAC (B+P)	µg/kg p.s.	B+P : 110						
									BAC	µg/kg p.s.	103			
	Naphtalène	NAP				VGE (B)	µg/kg p.f.	19,7						
						-	-	-	BAC	µg/kg p.s.	8	ERL	µg/kg p.s.	160
	Phénanthrène	PA	BAC	µg/kg p.s.	11	EAC (B+P)	µg/kg p.s.	340						
	Pyrène	PYR	BAC	µg/kg p.s.	9	EAC (B)	µg/kg p.s.	1700	BAC	µg/kg p.s.	32	ERL	µg/kg p.s.	240
						EAC (B)	µg/kg p.s.	100	BAC	µg/kg p.s.	24	ERL	µg/kg p.s.	665
	PCB 101	CB101	BAC	µg/kg p.s.	0,7	EAC (B+P)	µg/kg p.l.	121	BAC	µg/kg p.s.	0,14	EAC	µg/kg p.s.	3
	PCB 105	CB105	BAC	µg/kg p.s.	0,75									
	PCB 118	CB118	BAC	µg/kg p.s.	0,6	EAC (B+P)	µg/kg p.l.	25	BAC	µg/kg p.s.	0,17	EAC	µg/kg p.s.	0,6
PCB	PCB 138	CB138	BAC	µg/kg p.s.	0,6	EAC (B+P)	µg/kg p.l.	317	BAC	µg/kg p.s.	0,15	EAC	µg/kg p.s.	7,9
	PCB 153	CB153	BAC	µg/kg p.s.	0,6	EAC (B+P)	µg/kg p.l.	1585	BAC	µg/kg p.s.	0,19	EAC	µg/kg p.s.	40
	PCB 156	CB156	BAC	µg/kg p.s.	0,6									
	PCB 180	CB180	BAC	µg/kg p.s.	0,6	EAC (B+P)	µg/kg p.l.	469	BAC	µg/kg p.s.	0,1	EAC	µg/kg p.s.	12

3 – Stratégie d'évaluation D8C1

	PCB 28	CB28	BAC	µg/kg p.s.	0,75	EAC (B+P)	µg/kg p.l.	67	BAC	µg/kg p.s.	0,22	EAC	µg/kg p.s.	1,7
	PCB 52	CB52	BAC	µg/kg p.s.	0,75	EAC (B+P)	µg/kg p.l.	108	BAC	µg/kg p.s.	0,12	EAC	µg/kg p.s.	2,7
Pesticides et herbicides	Aclonifène	ACLFN				VGE (B)	µg/kg p.f.	10,94						
	Chlorfenvinphos	CVP				VGE (B)	µg/kg p.f.	30,9						
	Chlorpyrifos éthyl	CYFOS				VGE (B)	µg/kg p.f.	10,32						
	Irgarol/Cybutryne	IRGA				VGE (B)	µg/kg p.f.	0,95						
	Quinoxifen	QFN				VGE (B)	µg/kg p.f.	24,9						
	Terbutryne	TERBUT				VGE (B)	µg/kg p.f.	0,94						
	Trifluraline	TRF				VGE (B)	µg/kg p.f.	116						
	DDEpp'	DDEPP	BAC (B+P)	µg/kg p.s.	0,63				BAC	µg/kg p.s.	0,09			
	Hexachlorobenzène	HCB	BAC	µg/kg p.s.	0,63	NQE (B+P)		10						
						-	µg/kg p.f.	-						
						QSsp (B+P) ⁷		16,7						
Autres substances organo-chlorées (pesticides et solvants)	Alpha-HCH	HCHA	BAC	µg/kg p.s.	0,64									
						VGE (B)		0,28						
	Lindane	HCHG	BAC	µg/kg p.s.	0,97	-	µg/kg p.f.	-	BAC	µg/kg p.s.	0,13			
						EAC (B+P)								
	Dieldrine	DIELD				VGE (B)	µg/kg p.f.	37,93						
	Endrine	END				VGE (B)	µg/kg p.f.	0,4						
	DDT total ³	FR_SDD4				VGE (B)	µg/kg p.f.	1282						
	Pentachlorobenzène	QCB				VGE (B)	µg/kg p.f.	2,29						
	C10-13-chloroalcanes	SCCP				VGE (B)	µg/kg p.f.	382						
	Trichlorobenzène	TRCB3				VGE (B)	µg/kg p.f.	100,4						
Phénols	Pentachlorophénol	PCP				VGE (B)	µg/kg p.f.	41,6						
Alkyl Phénols	4-nonylphenols ram.	NOPHE4X				VGE (B)	µg/kg p.f.	344						
	Octylphénols	OCphept				VGE (B)	µg/kg p.f.	2,29						

¹ Les seuils sont décrits avec la signification de leur acronyme section 3.1.1. du présent rapport, NQE/QS : EC, 2013/39/UE; MPC: 1881/2006/CE ; BAC/EAC /FEQG : OSPAR QSR 2023

² L'évaluation des contaminants dans les bivalves et les sédiments est faite en poids sec (p.s., voir section 3.1.2.2). L'évaluation des contaminants dans les poissons est faite en p.f. pour les contaminants non lipophiles et pour les contaminants lipophiles chez les poissons maigres (< 3% taux de lipides), et en poids lipidique (p.l.) pour les contaminants lipophiles chez les poissons gras (taux de lipides > 3%, voir section 0). Pour les substances non lipophiles : les seuils en poids frais (p.f.) de la directive DCE sont convertis en p.s. avec le taux d'humidité de l'espèce pour l'évaluation de la contamination des bivalves et sont utilisés directement en p.f. pour les poissons. Pour les substances lipophiles, les seuils en p.f. sont d'abord convertis en p.l. pour un organisme théorique à 5% de lipides puis utilisés pour les poissons gras, ou à nouveau convertis avec le taux de lipides de l'espèce 1) en p.s. pour les bivalves ou 2) en p.f. pour les poissons maigres.

³ TEQ : calculé avec les facteurs d'équivalent toxique attribués aux 17 dioxines et furanes et aux 12 PCB de type dioxine selon la réglementation EU, 1881/2006 (EU n°1259/2011 amendement).
Somme DDT : *pp'*-DDT+ *op'*-DDT+ *pp'*-DDE+ *pp'*-DDD ; Somme des HBCDD : α -HBCDD + β -HBCDD + γ -HBCDD.
Les sommes ne sont renseignées dans les résultats que si l'ensemble des éléments de la somme est analysé.

⁴ Seuil pour le poisson entier. Afin de pouvoir l'utiliser sur le muscle, le foie ou les fruits de mer, une conversion en poids lipidique est nécessaire sous hypothèse d'un poisson entier à 5 % lipides (0.024 μg TEQ/kg p.l.). Seuil en poids lipidique appliqué aux bivalves après conversion en p.s.
(https://dome.ices.dk/ohat/trDocuments/2022/help_ac_biota_contaminants.html#Environment23).

⁵ Seuil pour le poisson entier. Afin de pouvoir l'utiliser sur le muscle, le foie ou les fruits de mer, une conversion en poids lipidique est nécessaire sous hypothèse d'un poisson entier à 5 % lipides (3 340 μg /kg p.l.). Seuil en poids lipidique appliqué aux bivalves après conversion en p.s.
([https://dome.ices.dk/ohat/trDocuments/2022/help_ac_biota_contaminants.html#Organobromines_\(other\)](https://dome.ices.dk/ohat/trDocuments/2022/help_ac_biota_contaminants.html#Organobromines_(other))).

⁶ Pour le groupe de substances prioritaires dénommé "Diphényléthers bromés", la NQE renvoie à la somme des concentrations des congénères portant les numéros 28, 47, 99, 100, 153 et 154.

⁷ Seuil pour le poisson entier. Afin de pouvoir l'utiliser sur le muscle, le foie ou les fruits de mer, une conversion en poids lipidique est nécessaire sous hypothèse d'un poisson entier à 5 % lipides (334 μg /kg p.l.). Seuil en poids lipidique appliqué aux bivalves après conversion en p.s.
([https://dome.ices.dk/ohat/trDocuments/2022/help_ac_biota_contaminants.html#Organochlorines_\(other\)](https://dome.ices.dk/ohat/trDocuments/2022/help_ac_biota_contaminants.html#Organochlorines_(other))).

3 – Stratégie d'évaluation

3.1.2 Méthode statistique d'évaluation

3.1.2.1 Sédiments

❖ **Approche globale et changements par rapport au cycle précédent**

L'évaluation des contaminants dans les sédiments et de la qualité de l'habitat benthique au regard de la contamination pour les données de la façade Atlantique est effectuée dans le cadre du QSR OSPAR 2023. La normalisation des données de concentration en contaminants est identique à celle réalisée lors du cycle 2, à l'exception des valeurs pivot qui correspondent, pour le présent cycle, aux valeurs pivot OSPAR pour les SRM MMN et MC (**Tableau 11**). Pour les SRM GdG et MO, les valeurs pivot proposées par le laboratoire de biogéochimie des contaminants métalliques (LBCM) de l'Ifremer sont utilisées, comme pour le cycle 2. De plus, contrairement à l'évaluation du cycle 2, l'étendue temporelle des données et la méthode statistique utilisée pour la façade Atlantique correspondent à la méthode utilisée par OSPAR¹, qui est identique à celle utilisée pour les bivalves. Pour les données de Méditerranée, le traitement est identique à celui mis en œuvre lors du cycle 2. La méthode est décrite dans Mauffret et al. (2018), brièvement reprise dans les fiches indicateurs « sédiment » et détaillée ci-dessous.

❖ **Normalisation et évaluation de la contamination dans les sédiments**

Les concentrations en contaminants sont normalisées pour prendre en compte les changements dans la composition physicochimique des sédiments. La normalisation consiste à transformer la concentration de chaque échantillon en ce qu'elle serait si le paramètre normalisateur avait une valeur particulière : 5% d'aluminium pour les métaux (50 000 mg/kg) ou 2,5% de carbone organique pour les contaminants organiques (25 000 mg/kg).

Pour les contaminants métalliques, la concentration normalisée est calculée à partir de la formule suivante :

$$C_{ss} = C_x + \frac{(C_m - C_x)(n_{ss} - n_x)}{n_m - n_x}, \text{ avec :}$$

- C_{ss} : concentration normalisée du contaminant (mg/kg p.s.) ;
- C_m : concentration mesurée du contaminant (mg/kg p.s.) ;
- C_x : concentration pivot du contaminant (mg/kg p.s.) ;
- n_{ss} : concentration de référence du normalisateur (mg/kg p.s.) ;
- n_m : concentration mesurée du normalisateur (mg/kg p.s.) ;
- n_x : concentration pivot du normalisateur (mg/kg p.s.).

Ce calcul nécessite les valeurs pivot du normalisateur (Aluminium, Al) et du contaminant. Des valeurs pivot sont proposées au niveau national par le laboratoire de biogéochimie des contaminants métalliques (LBCM) de l'Ifremer (**Tableau 11**) et reprises pour l'évaluation actuelle du GdG, dans les calculs OSPAR, et de la MO. Pour les autres SRM (MMN et MC), les valeurs pivot proposées par OSPAR sont utilisées.

¹ https://dome.ices.dk/ohat/trDocuments/2022/help_methods_sediment_contaminants.html

3 – Stratégie d'évaluation

Tableau 11. Valeurs pivot pour les contaminants métalliques développées par OSPAR pour la région Atlantique Nord et par Ifremer (CCEM) dans le cadre du ROCCH.

	Unités	Digestion*	OSPAR ^a		ROCCH ^b	
			<i>n_x</i>	<i>n_{ss}</i>	<i>n_x</i>	<i>n_{ss}</i>
Normalisateur						
Al	%	Ps	0,4	5,0		
Al	%	Tot	1,4	5,8	1.02	5.0
Al	%	Pw	0,3	4,0		
Contaminant			<i>C_x</i>		<i>C_x</i>	
Cadmium	mg/kg	Ps, Tot, Pw	0.03		0,05	
Mercure	mg/kg	Ps, Tot, Pw	0		0,002	
Plomb	mg/kg	Ps, Pw	2			
Plomb	mg/kg	Tot	9		8,5	
Arsenic	mg/kg	Ps	3			
Arsenic	mg/kg	Tot	5			
Arsenic	mg/kg	Pw	1.5			
Chrome	mg/kg	Ps, Tot	13			
Chrome	mg/kg	Pw	10		6,6	
Cuivre	mg/kg	Ps, Pw	1			
Cuivre	mg/kg	Tot	3		0,29	
Nickel	mg/kg	Ps, Pw	2.5			
Nickel	mg/kg	Tot	4		1,8	
Zinc	mg/kg	Ps, Pw	8			
Zinc	mg/kg	Tot	13		10	

^a : https://dome.ices.dk/ohat/trDocuments/2022/help_methods_pivot_values.html. Valeurs pivot appliquées aux SRM MMN et MC.

^b: (RNO 2005) valeurs pivot utilisées pour la SRM GdG, où elles ont été déterminées, et la SRM MO.

*Pw (Partial weak), Ps (Partial strong), Tot (Total) : Pw, Ps et Tot sont différentes procédures d'extraction (de la plus faible à la plus forte) permettant l'analyse séquentielle des composés faiblement à très fortement associés aux sédiments.

Cette méthode présente certaines limites notamment pour les échantillons présentant une valeur proche ou inférieure à la valeur pivot. Les échantillons présentant des valeurs en Al inférieures à 1,2 % ont donc été retirés de l'analyse.

Pour les contaminants organiques, quand la concentration en normalisateur (carbone organique) est nulle, la concentration en contaminant est nulle, il n'y a donc pas de valeur pivot et la normalisation est simplifiée :

$$c_{ss} = \frac{C_m * n_{ss}}{n_m}, \text{ avec :}$$

- C_{ss} : concentration normalisée du contaminant (mg/kg p.s.) ;
- C_m : concentration mesurée du contaminant (mg/kg p.s.) ;
- n_{ss} : concentration de référence du normalisateur (mg/kg p.s.) ;
- n_m : concentration mesurée du normalisateur (mg/kg p.s.).

Une seule valeur dans le sédiment par couple substance*station est disponible tous les six ans. Pour la SRM MO, seule la dernière année de données est utilisée, *i.e.* 2016. Pour les autres SRM (MMN, MC et GdG), la même période temporelle que pour les bivalves est utilisée, *i.e.* 2001-2020. La méthode statistique utilisée pour l'évaluation de l'état et de la tendance des concentrations en contaminants dans les sédiments est la même que pour les bivalves et est détaillée dans la section 3.1.2.2.

3.1.2.2 Bivalves

❖ **Approche globale et changements par rapport au cycle précédent**

L'évaluation des contaminants dans les bivalves pour les données de la façade Atlantique est effectuée dans le cadre du QSR OSPAR 2023. La même méthode statistique est appliquée aux données des substances non ciblées par OSPAR, ainsi qu'aux données de Méditerranée. Deux BAC ont été développées pour la Méditerranée pour le Benzo[g,h,i]pérylène et le Chrysène et sont utilisées pour cette SRM. Les changements par rapport à la méthode DCSMM cycle 2 en 2018 (Mauffret et al. 2018) concernent principalement les seuils utilisés, suite à des modifications (e.g. Hg) ou des développements (e.g. PBDE) de seuils et à la prise en compte des VGE (Valeur Guide Environnementale).

L'échelle d'évaluation est la même que l'évaluation précédente : le triplet espèce*station*contaminant. Une évaluation à l'échelle de la masse d'eau, telle que définie par la Directive Cadre sur l'Eau, est effectuée en dehors de la présente évaluation par des comités locaux. La méthode d'évaluation est décrite en annexe 1 (section 0. Annexe 1) et dans les fichiers d'aide en ligne : https://dome.ices.dk/ohat/trDocuments/2022/help_methods_biota_contaminants.html.

❖ **Normalisation et évaluation de la contamination dans les bivalves**

L'évaluation des contaminants dans les bivalves se fait grâce aux séries temporelles des concentrations des différents contaminants chimiques. Les niveaux de contamination dans le temps et les tendances temporelles sont estimés à partir des données collectées entre 2001 et 2020. Les séries temporelles ne comportant pas de données sur la période 2015-2020 sont écartées de l'évaluation. A partir de la série complète comportant N_c année(s) de données, des étapes de filtrage² sont réalisées et conduisent à une série tronquée comportant N_{tr} année(s) de données et N_{tr}^+ année(s) de données avec des valeurs quantifiées, *i.e.* supérieures à la limite de quantification de la méthode d'analyse. Le modèle est ensuite choisi en fonction du nombre d'année(s) de données utilisées pour réaliser l'évaluation (**Figure 11**).

- Si $N_{tr} = 1-2$ ans, quelle que soit la valeur du nombre d'année de données N_c : aucun modèle n'est adapté car les données sont insuffisantes. La valeur d'état retenue correspond à la valeur maximale de la série tronquée. Si un seuil existe mais que la série initiale est composée de moins de 5 années de données (N_c), la valeur d'état est comparée au seuil mais pour information seulement (Statut informel). Si un seuil existe mais que la série initiale est composée d'au moins 5 années de données (N_c), un test des signes est réalisé sur 5 ans pour déterminer si le niveau de contamination est significativement supérieur au seuil ou pas.
- Si N_{tr} est supérieur ou égal à 3, trois cas s'appliquent, selon le nombre d'années avec une donnée quantifiée dans la série tronquée (N_{tr}^+).
 - Si $N_{tr}^+ = 2-4$ ans, les concentrations sont supposées stables dans le temps. La concentration moyenne (log transformée) et son intervalle de confiance unilatéral à 95% (IC) sont estimés. L'exponentielle de la valeur de la borne de l'IC est utilisée comme valeur d'état à comparer au seuil.
 - Si $N_{tr}^+ = 5-6$ ans, un modèle linéaire est ajusté sur les données de concentration log transformées, afin : 1) d'analyser la présence éventuelle d'une tendance temporelle monotone de la concentration en contaminant ; 2) d'estimer les moyennes annuelles et leurs intervalles de confiance unilatéraux à 95% (IC). L'exponentielle de la valeur de

² https://dome.ices.dk/ohat/trDocuments/2022/help_methods_less_thans.html

3 – Stratégie d'évaluation

la borne de l'IC estimé pour la dernière année de données est utilisée comme valeur d'état à comparer au seuil.

- Si N_{tr}^+ est supérieur ou égal à 7 ans : des modèles de changement plus robustes sont ajustés sur les données de concentration log transformées. Le modèle présentant le meilleur compromis entre parcimonie et ajustement, selon le critère d'Akaike corrigé pour les petits échantillons, est utilisé pour évaluer à la fois l'état de l'environnement (*i.e.* exponentielle de la valeur de la borne de l'IC estimé pour la dernière année de données) par rapport aux seuils d'évaluation et les changements temporels (la tendance) des niveaux de contaminants au cours du temps.

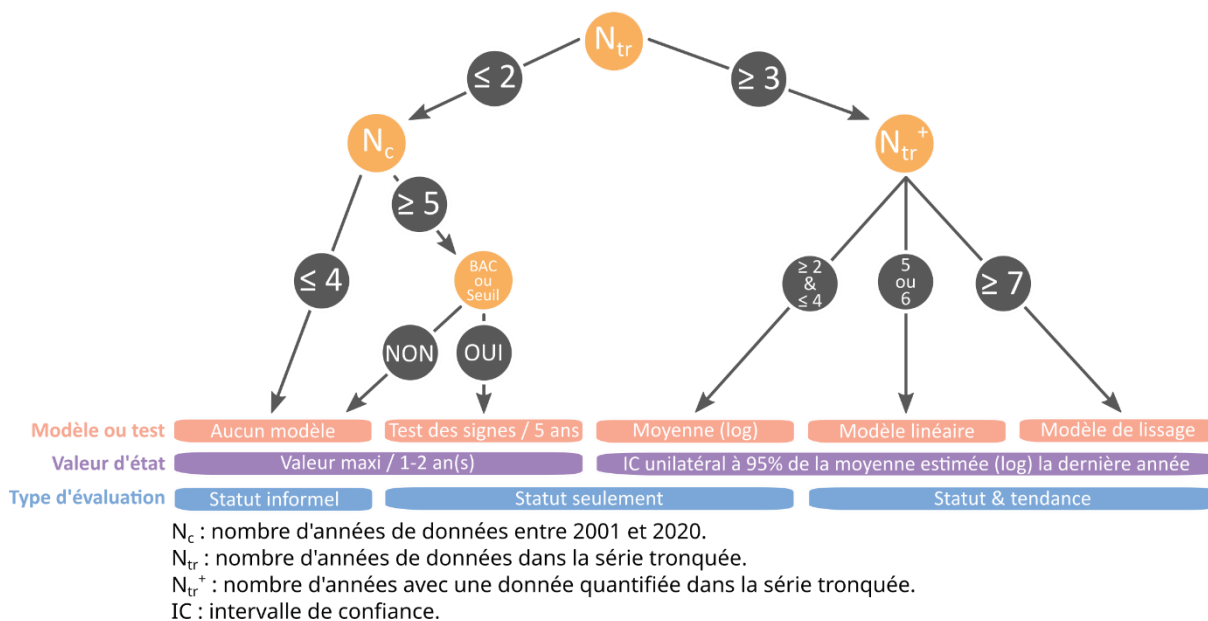


Figure 11. Arbre de décision sur le traitement statistique et le renseignement obtenu suivant le nombre d'années de données disponibles pour chaque triplet matrice*station*substance.

Les concentrations dans les bivalves sont évalués en poids sec (p.s.). Les seuils en poids frais (p.f.) sont transformés en p.s. avec le taux d'humidité de l'espèce. Pour les substances lipophiles, le seuil est d'abord converti en poids lipidique (p.l.) pour un organisme théorique à 5% de lipide et reconverti en p.s. avec le taux de lipides de l'espèce. Les valeurs de taux d'humidité et de lipides de chaque espèce ont été obtenues via OSPAR, à partir des données de suivi entre 2001 et 2020, bancarisées dans la base de données du CIEM, à partir d'une extraction en date du 11 janvier 2022 (**Tableau 12**).

Tableau 12. Facteurs de conversion des seuils pour l'évaluation de l'état de la contamination dans les bivalves. Source : OSPAR - https://dome.ices.dk/ohat/trDocuments/2022/help_ac_basis_conversion.html

Espèce	Nom commun	% p.l.	% p.s.
<i>Callista chione</i>	Vernis	0,7	20,0
<i>Cerastoderma edule</i>	Coque commune		18,0
<i>Donax trunculus</i>	Flion	0,7	20,0
<i>Ruditapes philippinarum</i>	Palourde japonaise		16,1
<i>Mytilus edulis</i>	Moule commune	1,4	16,4
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	Moule méditerranéenne	2,0	19,0
<i>Crassostrea gigas</i>	Huître creuse du pacifique	1,9	18,0

BEE : Un triplet taxon*substance*station est considéré en BEE quand la valeur d'état est inférieure au seuil disponible (**Tableau 10**) et que la tendance, s'il est possible de la calculer, n'augmente pas.

3.1.2.3 Poissons

❖ **Approche globale et changements par rapport au cycle précédent**

L'évaluation des contaminants dans les poissons est effectuée en plusieurs étapes : 1) chaque contaminant est évalué par comparaison aux seuils (**Tableau 10**) pour chaque espèce ($CR_{\text{espèce}}$) selon l'approche OSPAR pour le QSR 2023 pour l'UMR « Large-Plateau » 2) chaque contaminant est intégré à l'échelle du groupe d'espèce « poisson » par l'approche CHASE $CS_{\text{poissons-UMR-elt}} = \frac{\sum CR_{\text{espèce-UMR-elt}}}{\sqrt{\text{nombre d'espèce}}}$. Une dernière étape permet l'intégration des 3 groupes d'espèces évalués (poissons, mammifères et oiseaux) sur l'UMR « Large-Plateau » par la méthode de l'élément le plus déclassant (One Out All Out : OOA, **Figure 13**).

Les changements par rapport à la méthode DCSMM cycle 2 en 2018 (Mauffret et al. 2018) concernent principalement :

- 1) De nouveaux seuils selon les recommandations OSPAR, dont la liste a notamment été complétée par plusieurs NQE ou QE basées sur l'empoisonnement secondaire (**Tableau 10**) ;
- 2) La métrique utilisée : le percentile 95 des concentrations mesurées pour chaque triplet espèce*UMR*élément avait été utilisé en 2018. Pour ce cycle (2024), la méthode OSPAR est suivie et elle inclut des étapes de normalisation supplémentaires pour prendre en compte la diversité des caractéristiques chimiques des nouveaux contaminants et des nouveaux seuils. Ces étapes de normalisation dépendent notamment de l'hydrophobicité des contaminants et de leur capacité à se bioamplifier dans les réseaux trophiques ;
- 3) De nouvelles espèces choisies : en 2018, l'évaluation de la contamination des poissons était basée sur une sélection d'espèces faite au niveau sous-régional. Pour l'évaluation actuelle la sélection d'espèces en Atlantique a été faite selon des critères harmonisés (voir section 2.1.3.2) : i) une combinaison d'espèces ubiquistes et locales ii) espèces à forte biomasse et abondance, iii) espèces d'intérêt commercial important, iv) espèces en période de repos sexuel, v) espèces de niveaux trophiques différents permettant une bonne représentativité des réseaux trophiques (**Tableau 4**) ;
- 4) L'échelle d'évaluation : en 2018, l'échelle d'évaluation était le « large », pour cette évaluation, l'UMR est le plateau continental et son rebord qui correspond à l'aire de répartition des espèces de poissons évaluées, et qui est plus précis et qui permet une intégration avec les 2 autres groupes d'espèces évaluées sur cette même UMR : mammifères et oiseaux (**Figure 13**).

❖ **Base (poids frais (p.f.) ou poids lipidique (p.l.)) dans laquelle est évalué le contaminant et conversion**

i) Base pour l'évaluation des contaminants métalliques et du PFOS (contaminants organiques non lipophiles) chez les poissons

Pour les contaminants non lipophiles tels que les métaux et le PFOS, les concentrations sont évaluées en p.f. et comparées aux seuils exprimés en p.f..

ii) Base pour l'évaluation des contaminants lipophiles chez les poissons

Les PCB, dioxines, PBDE, HBCDD et les pesticides organochlorés suivis sont des contaminants lipophiles, ils s'accumulent préférentiellement dans les lipides des organismes. Les lipides peuvent être utilisés comme normalisateur des concentrations en contaminants lipophiles dans le biote pour faciliter l'analyse des variations spatio-temporelles. Cette normalisation n'est utile que s'il existe une

3 – Stratégie d'évaluation

relation significative entre la concentration en contaminants et le normalisateur. Dans le cas contraire elle apporte plus de variabilité au jeu de données qu'elle n'aide à son interprétation. Les moyennes des teneurs en lipides dans le muscle ont été calculées pour chacune des espèces évaluées pour le cycle 3 de la DCSMM, et le maquereau se détache des autres espèces avec une teneur moyenne en lipides de 8,3% contre 1,2% en moyenne chez les 8 autres espèces (entre 0,8 et 1,9% selon l'espèce, **Tableau 13**). Le maquereau est considéré ensuite dans cette évaluation comme « poisson gras », les 8 autres espèces sont considérées comme « poissons maigres ». Afin de déterminer si une normalisation par la teneur en lipides des seuils est judicieuse, les relations linéaires entre les concentrations de 2 contaminants lipophiles (PCB 118 et PBDE 47) et les teneurs en lipides chez le maquereau et les autres espèces ont été réalisées. Le maquereau présente des corrélations positives et significatives entre la concentration en ces 2 contaminants et la teneur en lipides des individus, contrairement aux autres espèces qualifiées de « poisson maigre » (**Figure 12**).

Tableau 13. Moyennes et écart-types des teneurs en lipides mesurées dans le muscle chez les espèces de poissons évaluées.

Espèces	Nom commun	Teneur en lipides (Moy. ± écart-type, %)	Qualificatif de l'espèce
<i>Engraulis encrasicolus</i>	Anchois commun	1,9 ± 0,7	Poisson maigre
<i>Merlangius merlangus</i>	Merlan	0,8 ± 0,1	Poisson maigre
<i>Merluccius merluccius</i>	Merlu	0,8 ± 0,3	Poisson maigre
<i>Mullus barbatus</i>	Rouget de vase	0,9 ± 0,3	Poisson maigre
<i>Pleuronectes platessa</i>	Plie	1,1 ± 0,2	Poisson maigre
<i>Scomber scombrus</i>	Maquereau	8,3 ± 3,9	Poisson gras
<i>Scyliorhinus canicula</i>	Petite roussette	1,9 ± 0,5	Poisson maigre
<i>Trisopterus minutus</i>	Petit tacaud	1,2 ± 0,3	Poisson maigre

3 – Stratégie d'évaluation

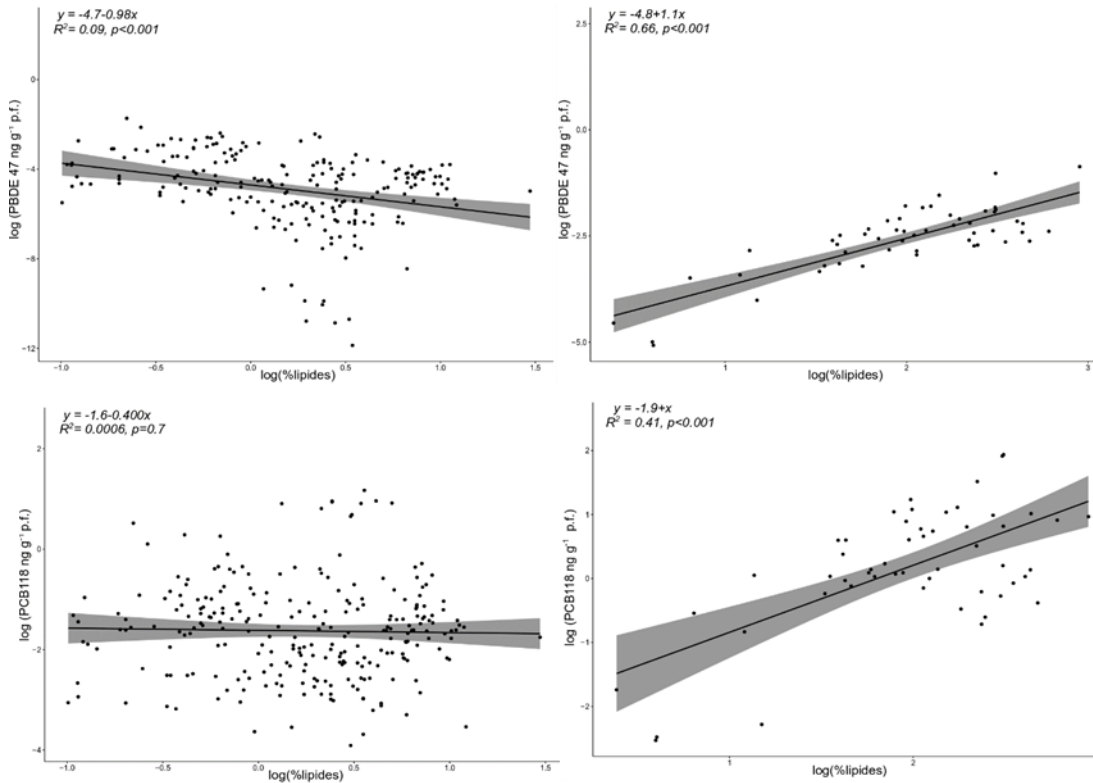


Figure 12. Relation linéaire entre les teneurs en lipides (%) et les concentrations en PBDE 47 (en haut) et PCB 118 (en bas) (ng g^{-1} p.f.) mesurées dans le muscle des espèces qualifiées de « poisson gras » (maquereau) à droite et les espèces qualifiées de « poisson maigre » (les 8 autres espèces évaluées) à gauche. Les teneurs en lipides et les concentrations sont transformées en logarithme népérien.

L'évaluation des contaminants lipophiles dépend de la teneur en lipides moyens de l'espèce :

- Pour les espèces qualifiées de « poisson gras », les contaminants sont évalués en p.l. : les concentrations mesurées dans le muscle de l'individu sont normalisées en p.l. en utilisant la teneur en lipides de l'individu et sont comparées au seuil converti si besoin en p.l. en utilisant la valeur théorique de 5% de teneur en lipides (European Union 2014).
- Pour les espèces qualifiées de « poisson maigre », les contaminants sont évalués en p.f. : les concentrations mesurées dans le muscle de l'individu sont converties en p.f. (en utilisant la teneur en masse sèche de l'individu) et sont comparées au seuil converti du p.l. (utilisé pour les espèces grasses) en p.f. en utilisant la moyenne des teneurs en lipides de l'espèce. Seuls les contaminants dont la valeur de la limite de quantification (LQ) est inférieure d'au moins 3 fois à celle du seuil sont évalués (European Union 2014). De ce fait, le lindane (γ -HCH) n'est pas évalué puisque la LQ est égale à $1,47 \mu\text{g kg}^{-1}$ en poids sec soit $0,37 \mu\text{g kg}^{-1}$ en poids frais (25 % de matière sèche en moyenne dans les poissons du jeu de données CoRePh) et le seuil varie entre 0,18 et $0,42 \mu\text{g kg}^{-1}$ selon l'espèce (Conversion de l'EAC égal à $1,1 \mu\text{g kg}^{-1}$ en poids frais).

Les seuils des directives ou conventions sont donc exprimés en p.l. ou p.f. selon si la substance est lipophile ou non et selon si le poisson est gras (teneur moyenne en lipides dans le muscle > 3%) ou maigre (teneur moyenne en lipides dans le muscle < 3%, **Tableau 14**).

3 – Stratégie d'évaluation

Tableau 14. Seuils utilisés pour évaluer le statut des contaminants dans les poissons selon si la substance est lipophile ou non et si le poisson est gras (teneur moyenne en lipides dans le muscle > 3%) ou maigre (extrait de la Tableau 10).

Substance	Lipophile	Seuils poissons gras (maquereau)	Seuils poissons maigre (anchois, merlan, merlu européen, petite roussette, petit tacaud, plie commune et rouget barbet de vase)
Hg	Non	NQE = 0,02 mg kg ⁻¹ p.f.	NQE = 0,02 mg kg ⁻¹ p.f.
Cd	Non	MPC = 0,05 mg kg ⁻¹ p.f.	MPC = 0,05 mg kg ⁻¹ p.f.
Pb	Non	MPC = 0,30 mg kg ⁻¹ p.f.	MPC = 0,30 mg kg ⁻¹ p.f.
PFOS	Non	QS = 33 µg kg ⁻¹ p.f.	QS = 33 µg kg ⁻¹ p.f.
PCB28	Oui	EAC = 67 µg kg ⁻¹ p.l.	Conversion du seuil exprimé µg kg ⁻¹ p.l. en µg kg ⁻¹ p.f. selon la teneur moyenne en lipide de l'espèce (voir fiches indicateur correspondante pour la valeur convertie pour chaque espèce (Fiche 8 et 12 (PCB et TES), 9 et 13 (PBDE) et 10 et 14 (autres))
PCB52	Oui	EAC = 108 µg kg ⁻¹ p.l.	
PCB101	Oui	EAC = 121 µg kg ⁻¹ p.l.	
PCB118	Oui	EAC = 25 µg kg ⁻¹ p.l.	
PCB138	Oui	EAC = 317 µg kg ⁻¹ p.l.	
PCB153	Oui	EAC = 1585 µg kg ⁻¹ p.l.	
PCB180	Oui	EAC = 469 µg kg ⁻¹ p.l.	
PBDE-28	Oui	FEQG = 2400 µg kg ⁻¹ p.l.	
PBDE-47	Oui	FEQG = 880 µg kg ⁻¹ p.l.	
PBDE-99	Oui	FEQG = 20 µg kg ⁻¹ p.l.	
PBDE-100	Oui	FEQG = 20 µg kg ⁻¹ p.l.	
PBDE-153	Oui	FEQG = 80 µg kg ⁻¹ p.l.	
PBDE-154	Oui	FEQG = 80 µg kg ⁻¹ p.l.	
TEQ	Oui	QS = 0,0012 µg kg ⁻¹ p.f. converti en p.l. soit 0,024 µg kg ⁻¹ p.l. (5% de lipides)	
pp'-DDE	Oui	BAC = 0,10 µg kg ⁻¹ p.f.	
HBCD	Oui	NQE= 167 µg kg ⁻¹ p.f. converti en p.l. soit 3340 µg kg ⁻¹ p.l. (5% de lipides)	
HCB	Oui	QE = 16,70 µg kg ⁻¹ p.f. converti en p.l. soit 334 µg kg ⁻¹ p.l. (5% de lipides)	

¹ Les seuils sont décrits avec la signification de leur acronyme section 3.1.1. du présent rapport, NQE/QS : EC, 2013/39/UE; MPC: 1881/2006/CE ; BAC/EAC /FEQG : OSPAR QSR 2023

² TEQ : calculé avec les facteurs d'équivalent toxique attribués aux 17 dioxines et furanes et aux 12 PCB de type dioxine selon la réglementation EU, 1881/2006 (EU n°1259/2011 amendement); Somme des HBCDD : α-HBCDD + β-HBCDD + γ-HBCDD. Les sommes ne sont renseignées dans les résultats que si l'ensemble des éléments de la somme sont analysés.

iii) Conversion poids secs, poids frais, poids lipidique

Les concentrations mesurées dans les muscles des poissons et les seuils sont convertis d'une base à une autre comme expliqué ci-dessus, selon les équations suivantes :

$$C_{pf} = C_{ps} \times \frac{\%MS}{100}, \text{ avec :}$$

- C_{pf} la concentration exprimée en poids frais (mg kg⁻¹ p.f.) ;
- C_{ps} la concentration exprimée en poids sec (mg kg⁻¹ p.s.) ;
- %MS le pourcentage de matière sèche dans l'échantillon.

Les valeurs des pourcentages de matière sèche sont individuelles, *i.e.* qu'elles ont été mesurées pour chaque échantillon de poisson.

$$C_{pl} = (C_{ps} \times \frac{\%MS}{100}) / (\frac{\%L}{100}) \text{ ou } C_{pl} = C_{pf} / (\frac{\%L}{100}), \text{ avec :}$$

- C_{pl} la concentration exprimée en poids lipidique (ng g⁻¹ p.f.) ;
- C_{pf} la concentration exprimée en poids frais (ng g⁻¹ p.f.) ;

3 – Stratégie d'évaluation

- C_{ps} la concentration exprimée en poids sec (ng g^{-1} p.s.) ;
- %MS le pourcentage de matière sèche dans l'échantillon ;
- %L le pourcentage de lipide dans l'échantillon (% p.f.).

Les valeurs des pourcentages de matière sèche et de lipide sont individuelles, *i.e.* qu'elles ont été mesurées pour chaque échantillon de poisson.

❖ **Évaluation de la contamination dans les poissons**

L'état du triplet poissons*UMR*élément est évalué en deux étapes :

i) Contamination d'une espèce dans l'UMR ($CR_{sp-UMR-elt}$)

L'indice de contamination ($C_{sp-UMR-elt}$) est calculé pour chaque triplet espèce*UMR*élément si le contaminant est analysé chez 8 individus ou plus. Il est défini selon le % de données censurées dans la série (*i.e.* le nombre de données <LQ pour un triplet espèce*UMR*élément) :

1- 0% de donnée censurée : $C_{sp-UMR-elt}$ est l'exponentielle de la borne supérieure de l'intervalle de confiance asymétrique à 95% de la moyenne des concentrations C préalablement transformées en logarithme népérien, selon le calcul suivant :

$$\bar{X} + t_{0,95;n-1} \times \frac{V}{\sqrt{n}} \text{ où } V = \frac{1}{n-1} \sum_i (X_i - \bar{X})^2, \text{ avec :}$$

- \bar{X} moyenne des concentrations C et X_i concentration en contaminant dans l'individu i
- n nombre d'échantillon.

2- Au-delà de 0% et moins de (<) 80% de données censurées : $C_{sp-UMR-elt}$ est l'exponentielle de la borne supérieure de l'intervalle de confiance asymétrique à 95% de la moyenne des concentrations préalablement transformées en logarithme népérien, estimée par la régression robuste sur les statistiques d'ordre (rROS) (Kroll and Stedinger, 1996). Cette méthode est semi-paramétrique et fait l'hypothèse que la variable suit une loi lognormale. La méthode prédit une valeur pour les données censurées en utilisant les paramètres du modèle de régression linéaire des valeurs observées non censurées (transformées en log) par rapport à leurs quantiles normaux (ou log quantile normal). L'utilisation de cette méthode est recommandée pour sa robustesse dans l'estimation des statistiques descriptives face à des échantillons dont la distribution est asymétrique, échantillon de petite taille ($n < 30$) avec un fort pourcentage de données censurées (jusqu'à 80%) (Shoari et al., 2015). La fonction 'ros' du package NADA permet d'obtenir $C_{sp-UMR-elt}$.

3- Entre 80% et 95% de données censurées : $C_{sp-UMR-elt}$ est le percentile 95 des concentrations.

4- 100% de données censurées : $C_{sp-UMR-elt}$ est la valeur de la LQ ou la valeur maximale des LQ lorsqu'il y a plusieurs LQ.

Pour chaque triplet espèce*UMR*élément, le ratio de contamination (CR) est calculé et représente la distance entre le niveau de contamination du triplet espèce*UMR*élément et le seuil :

$$CR_{sp-UMR-elt} = \frac{C_{sp-UMR-elt}}{\text{seuil}_{sp}}$$

ii) Évaluation de la contamination des poissons dans l'UMR (atteinte du paramètre « concentration dans le biote – Poissons », $CS_{\text{poissons-UMR-élément}}$)

Cette étape permet l'intégration des espèces de poisson. La méthode utilisée est inspirée de la méthode « CHASE » développée par HELCOM (HELCOM, 2017). Le score de contamination (CS) permet d'intégrer les $CR_{sp-UMR-elt}$ des différentes espèces de poisson évaluées :

$$CS_{\text{poissons-UMR-elt}} = \frac{\sum CR_{sp-UMR-elt}}{\sqrt{\text{nombre d'espèces dans l'UMR}}}$$

Le paramètre « concentration dans le biote-Poisson » est atteint pour le contaminant dans l'UMR (triplet poisson*UMR*élément) si $CS_{\text{poisson-UMR-elt}}$ est inférieur ou égal à 1.

3.1.2.4 Mammifères marins

❖ **Approche globale**

L'évaluation des contaminants dans les mammifères marins est effectuée en plusieurs étapes : 1) chaque contaminant est évalué par l'analyse des tendances temporelles pour chaque espèce pour l'unité géographique d'évaluation (=EGE ou unité de gestion des mammifères) 2) les contaminants sont intégrés à l'échelle du groupe d'espèces « mammifères » par l'approche du « One Out All Out ». Une dernière étape permet l'intégration des 3 groupes d'espèces évalués (poissons, mammifères et oiseaux) sur l'UMR « Large-Plateau » par la méthode de l'élément le plus déclassant (One Out All Out : OOA, **Figure 13**).

Le seuil LRC pour le mercure dans le foie de mammifères utilisé par AMAP et sous considération à OSPAR n'est pas repris pour l'évaluation DCSMM car il reste encore des questions sur sa valeur et sa significativité. Pour les autres substances (Cd, Pb, PCB, DDT), aucun seuil n'a été développé. Les principales raisons qui expliquent la difficulté de dériver des seuils pour les mammifères marins, notamment par rapport à d'autres espèces, sont 1) l'impossibilité de mener des expériences en milieu contrôlé avec des espèces protégées, 2) la difficulté de définir des populations témoins pour les espèces migratrices et la difficulté d'accès aux échantillons de qualité, et 3) pour les espèces longévives comme les mammifères, les facteurs qui complexifient le lien de causes à effets pour les contaminants (e.g. âge, maturité sexuelle) est amplifié. Néanmoins et malgré ces difficultés, il est essentiel de s'intéresser aux mammifères marins, qui sont les organismes les plus exposés aux contaminants bioamplifiables du fait de leur longévité, leur haut niveau trophique.

❖ **Évaluation de la contamination dans les mammifères marins**

i) Contamination de l'élément par espèce dans l'UMR (tendance temporelle)

En l'absence de seuil reconnu et grâce à la longueur de la série temporelle disponible, l'indicateur développé pour les mammifères marins est basé sur des tendances temporelles des concentrations de contaminants. L'état du contaminant dans les mammifères n'est pas atteint si la tendance est significativement à l'augmentation (dégradation de l'état), ou il est inconnu si la tendance est stable (non significative) ou significativement à la baisse.

Pour chaque unité de gestion (i.e. EGE, **Figure 5**, **Figure 6**), les données sont modélisées par des modèles linéaires dynamiques (DLM) qui permettent d'identifier les tendances temporelles ainsi que les variables biologiques et/ou écologiques qui expliquent le mieux ces tendances. Les DLM sont des modèles bien adaptés pour traiter des séries temporelles non stationnaires comportant une saisonnalité et présentant des données manquantes, des valeurs exceptionnelles et des changements

brutaux (West and Harrison 1997). Ils sont donc bien adaptés pour traiter des séries temporelles environnementales (Mauffret et al. 2018). Pour le Cd et le Hg chez les dauphins et les marsouins, ainsi que pour le Pb chez les dauphins, les modèles ont été construits avec les concentrations en contaminants transformées (log) en variable à expliquer et l'année, l'âge, le sexe et les ratios isotopiques du carbone ou de l'azote comme variables explicatives. Pour le Pb chez les marsouins, les modèles ont été construits avec l'année, la longueur de l'animal (comme proxy de l'âge car les données d'âge n'étaient pas suffisantes) et les ratios isotopiques du carbone ou de l'azote comme variables explicatives ; le sexe n'a pas été inclus car il n'y avait pas assez de femelles disponibles. Les ratios isotopiques du carbone et de l'azote ont été ajoutés séparément aux modèles car ils sont corrélés. Ils sont utilisés en tant que proxys de la zone d'alimentation et du niveau trophique auxquels ces espèces se nourrissent.

Un script général pour l'analyse de l'ensemble de données à l'aide de DLM a été écrit en langage de programmation Stan (Carpenter et al. 2017). Ensuite, il a été incorporé dans un script R à l'aide de la bibliothèque rstan (Stan Development Team 2020). Les DLM sont des modèles linéaires qui révèlent des tendances dans le temps (telles que des « changements ») dans un ensemble de données (Petris et al. 2009). Le modèle est basé sur la décomposition d'une donnée y_{it} (sur une échelle logarithmique des concentrations des éléments chimiques) pour l'individu i à un instant t , en une composante invariante dans le temps et une autre composante spécifique au temps α_t ainsi qu'un résidu ε_{it} :

$$y_{it} = \mu + \sum_{k=1}^p \beta_k \times x_{ik} + \alpha_t + \varepsilon_{it} \quad (1)$$

L'équation (1) est une décomposition de la variable réponse en caractéristiques invariantes dans le temps d'un individu i (e.g. le sexe ou l'âge au décès) modélisées par régression linéaire, un coefficient de régression β_k , la valeur de la covariable K pour l'individu i (x_{ik}) et une composante variable dans le temps α_t (et indépendant de l'individu) modélisée par une marche aléatoire d'ordre 1 :

$$\begin{cases} \alpha_1 = 0 \\ \alpha_{t+1} \sim \mathcal{N}(\alpha_t, \sigma_\alpha) \end{cases} \quad (2)$$

où σ_α est un paramètre d'échelle contrôlant l'ampleur du changement temporel d'une année à l'autre et \mathcal{N} signifie une distribution normale.

Le script R a ensuite été adapté pour les différents contaminants analysés et exécuté systématiquement en prenant les co-variables présentées ci-dessus dans l'ordre suivant : âge, sexe et $\delta^{13}\text{C}$ ou $\delta^{15}\text{N}$.

Le choix du meilleur modèle par espèce et unité de gestion a été basé sur le WAIC (Widely Applicable Information Criterion ou Watanabe-Akaike Information Criterion), qui donne une mesure de la qualité de chaque modèle (Gelman et al. 2014). La tendance linéaire entre la première et la dernière année a été estimée à partir de la distribution *a posteriori* des paramètres du meilleur modèle en termes de parcimonie et d'ajustement à l'ensemble de données, *i.e.* celui avec le plus petit WAIC. Les résultats des comparaisons inter-modèles ont été utilisés pour déterminer l'influence des co-variables sur les tendances temporelles. Les données et le code pour reproduire les analyses sont disponibles sur <https://gitlab.univ-lr.fr/pelaverse/pelaMSFD>.

ii) Évaluation de la contamination des mammifères marins dans l'UMR (atteinte du paramètre « concentration dans le biote – Mammifères »)

L'intégration des espèces de mammifères dans une UMR est faite par la méthode de l'élément le plus déclassant (One Out All Out OOAo) : 1) si la concentration en un contaminant augmente significativement dans une des 2 espèces de mammifère, le paramètre « concentration dans le biote

3 – Stratégie d'évaluation

- mammifères » pour le contaminant dans l'UMR n'est pas atteint. 2) si un contaminant ne présente aucune tendance temporelle ou s'il diminue significativement dans les 2 espèces de mammifères suivies, le paramètre « concentration dans le biote - mammifère » pour le contaminant dans l'UMR est classé inconnu.

3.1.2.5 Oiseaux marins

❖ *Approche globale*

L'évaluation des contaminants dans les oiseaux suit les mêmes étapes principales que l'évaluation de la contamination dans les poissons (0), effectuée en plusieurs étapes : 1) chaque contaminant est évalué par comparaison aux seuils pour chaque espèce et chaque matrice (sang et plume) ($C_{sp*EGE-matrice-elt}$) dans l'EGE « colonies » puis les tissus sont intégrés et les colonies agrégées à l'UMR pour avoir l'état du triplet espèce*UMR*élément ($CR_{sp-UMR-elt}$) 2) chaque contaminant est intégré à l'échelle du groupe d'espèce « oiseaux marins » par l'approche CHASE $CS_{oiseaux*UMR*élément} = \frac{\sum CR_{espèce}}{\sqrt{\text{nombre d'espèce}}}$.

❖ *Évaluation de la contamination dans les oiseaux marins*

Les concentrations en Hg sont mesurées en p.s.. Elles sont converties en p.f. en considérant un taux d'humidité de 79% dans le sang (Eagles-Smith et al. 2008). L'atteinte du paramètre « concentration dans le biote - Oiseaux » pour le triplet oiseaux*UMR*élément est évaluée selon une méthode semblable à celle utilisée pour les poissons, mais adaptée aux tissus et valeurs seuils spécifiques. Elle est évaluée en deux étapes :

i) Contamination par espèce dans l'UMR ($CR_{sp-UMR-elt}$: espèce*UMR*élément)

Concentration de l'élément dans chaque espèce et chaque tissu au niveau de l'EGE

L'indice de contamination $C_{sp-EGE-tissu-elt}$ du contaminant dans chaque tissu (plumes ou sang de poussins) de chaque espèce au niveau de l'EGE (colonie) correspond à la borne supérieure de l'intervalle de confiance à 95% de la moyenne des concentrations C préalablement transformées en logarithme népérien. Le $C_{sp-EGE-tissu-elt}$ est calculé si au moins 8 échantillons de tissus par espèce sont analysés dans l'EGE.

Rapport au seuil pour chaque espèce au niveau de l'EGE ($CR_{sp-EGE-elt}$)

Pour chaque quadruplet espèce*EGE*tissu*contaminant, le ratio de contamination $CR_{sp-EGE-tissu-elt}$ est calculé suivant la formule $CR_{sp-EGE-tissu-elt} = \frac{C_{sp-EGE-tissu-elt}}{\text{Seuil}}$. Il représente la distance entre le niveau de contamination du quadruplet espèce*EGE*tissu*élément et le seuil. Le seuil utilisé est le LRC dérivé par d'après Ackerman et al. (2016) pour les concentrations en mercure dans le sang (7,92 mg kg⁻¹ p.f.) puis adapté par Dietz et al. (2021) pour les plumes (1 mg kg⁻¹ p.f., **Tableau 10**).

Une intégration des tissus (plume et sang) et une agrégation des colonies dans l'UMR Large-Plateau est réalisée en calculant la moyenne des $CR_{sp-EGE-tissu-elt}$ (**Figure 13**) :

$$CR_{sp-UMR-elt} = \frac{\sum \frac{CR_{sp-EGE-tissu-elt}}{\text{nombre de tissu}}}{\text{nombre d'EGE dans UMR par sp-elt}}$$

ii) Évaluation de la contamination des oiseaux marins dans l'UMR (atteinte du paramètre « concentration dans le biote – Oiseaux » : $CS_{oiseaux-UMR-elt}$)

Un score de contamination (CS) est ensuite calculé suivant la formule

3 – Stratégie d'évaluation

$$CS_{oiseaux-UMR-elt} = \frac{\sum CR_{sp-UMR-elt}}{\sqrt{\text{nombre d'espèces}}}$$

Il permet d'intégrer les $CR_{sp-UMR-elt}$ de différentes espèces d'oiseaux évaluées pour chaque UMR. Le paramètre « concentration dans le biote – Oiseaux » dans l'UMR est atteint si $CS_{oiseaux-UMR-elt}$ est inférieur ou égal à 1. Seules les données Hg dans les oiseaux sont disponibles pour le cycle actuel.

3.1.3 Méthode d'évaluation des éléments dans le biote sur le plateau continental et son rebord (biote*UMR*elt)

La contamination du biote sur le plateau continental est évaluée en intégrant les trois groupes d'espèces évaluées sur cette UMR : poissons, mammifères et oiseaux par la méthode de l'élément le plus déclassant (one out all out : OOA, **Figure 13**).

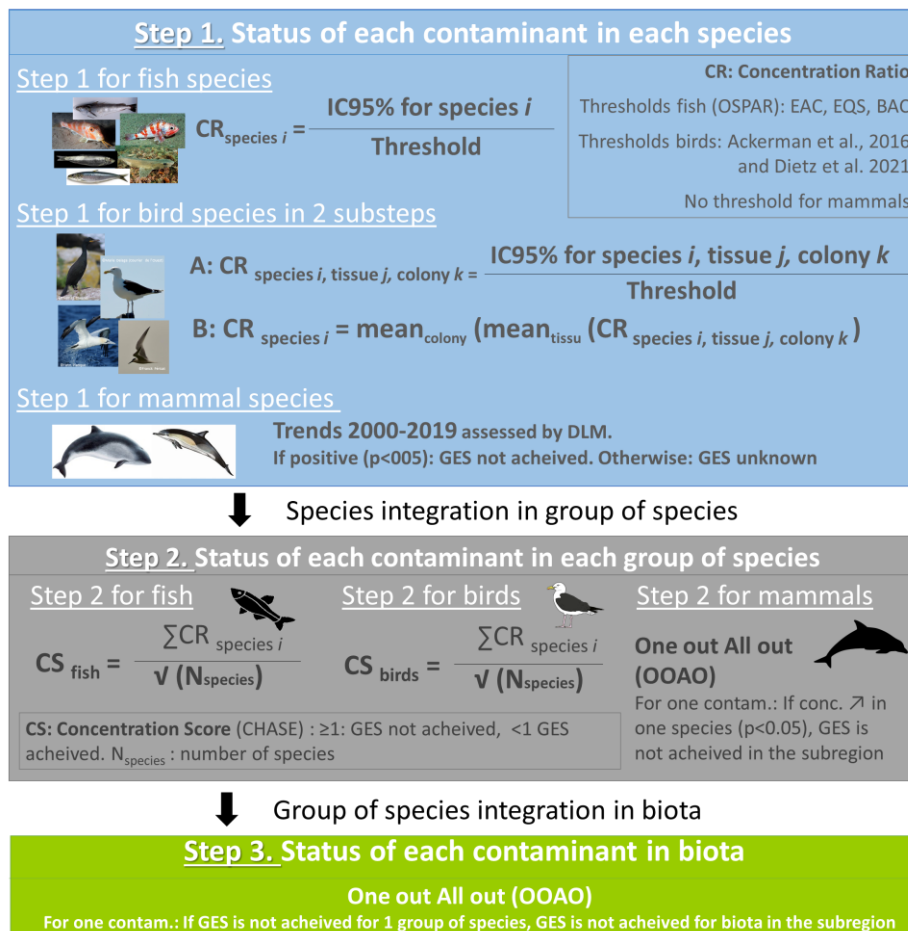


Figure 13. Schéma général de l'évaluation des éléments du D8C1 sur l'UMR « Large-Plateau » basé sur l'évaluation de 3 groupes d'espèces : poissons, oiseaux marins et mammifères marins (extrait de Mauffret et al. (2022)). L'UMR ne comprend pas la zone d'emprise des masses d'eau côtière qui est évaluée par des comités locaux en dehors de la présente évaluation.

3.1.4 Méthode d'évaluation de l'attribut uPBT non uPBT sur l'UMR Large-Plateau

Pour l'UMR Large-Plateau, le pourcentage de substance uPBT ou non uPBT pour lesquelles le paramètre « concentration dans le biote » est calculé correspond à l'évaluation de l'attribut sur cette UMR. Pour l'instant, aucun seuil d'interprétation n'est disponible.

3.2 D8C2

3.2.1 Concept d'évaluation du critère

Les effets biologiques de la contamination chimique sont évalués pour l'attribut « toutes les espèces marines », sur la base de trois « fiches d'évaluation » portant sur la santé des poissons, des bivalves, et des gastéropodes. Les espèces évaluées, et les paramètres biologiques sont décrits dans la **Figure 14**.

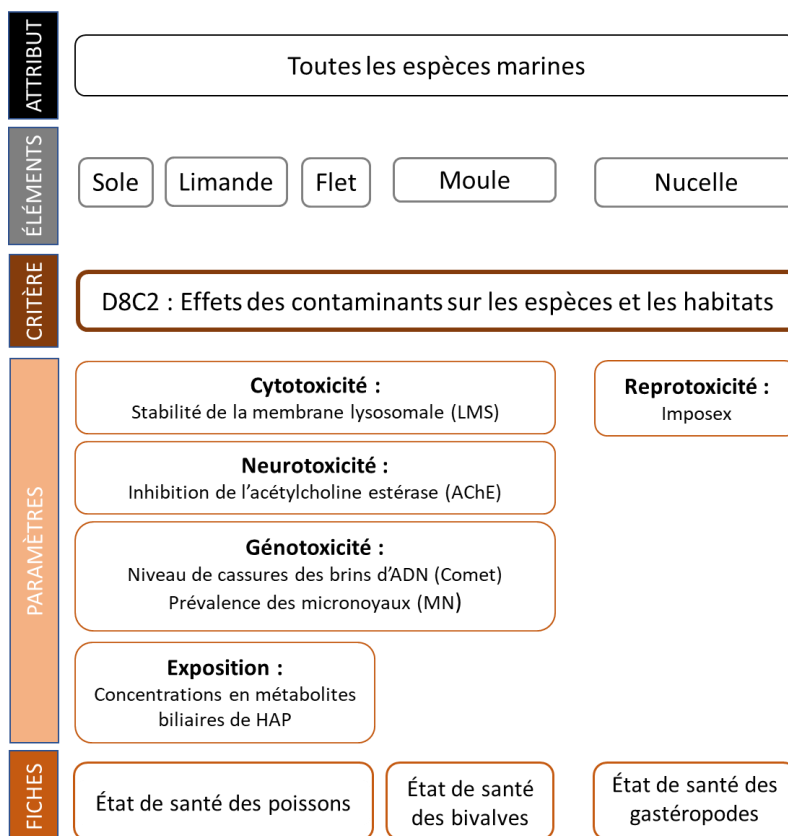


Figure 14. Schéma conceptuel de l'évaluation du critère D8C2.

3.2.2 Imposex

❖ **Approche globale et changements par rapport au cycle précédent.**

L'évaluation l'imposex chez *Nucella lapilus* est effectuée par OSPAR pour le QSR 2023. La méthode d'évaluation est décrite en annexe 2 et dans les fichiers d'aide en ligne : https://dome.ices.dk/ohat/trDocuments/2022/help_methods_biota_imposex.html.

3.2.3 SELI

❖ **Approche globale et changements par rapport au cycle précédent.**

L'évaluation relative à l'effet des contaminants est effectuée en plusieurs étapes : 1) chaque biomarqueur est évalué pour chaque espèce à chaque station/zone de prélèvement, *i.e.* EGE (Note espèce-biomarqueur-station) par comparaison aux seuils ; 2) tous les biomarqueurs mesurés chez une espèce sur une station sont intégrés (Note espèce-station = moyenne pondérée (Note espèce-biomarqueur-station)) ; 3) les notes obtenues à la station sont agrégées à l'échelle de la zone de prospection de la campagne, *i.e.* UMR SELISeine ou SELILOire, pour chaque espèce (Note espèce-UMR = moyenne (Note espèce-station)), **Figure 16**).

3 – Stratégie d'évaluation

Les changements par rapport à la méthode DCSMM cycle 2 en 2018 (Mauffret et al. 2018) concernent principalement :

- 1) le développement d'une approche par classes, basée sur une revue de la littérature et du dire d'experts qui permet de combler l'évaluation de couples biomarqueur*espèce pour lequel aucun seuil n'est développé ;
- 2) la métrique utilisée : le percentile 95 des niveaux mesurés pour chaque triplet espèce*station*biomarqueur avait été utilisé en 2018. Pour ce cycle 3 (2024), l'état du biomarqueur pour l'espèce à la station est la borne supérieure de l'intervalle de confiance unilatérale à 95% pour être homogène avec l'approche utilisée dans le D8C1 et les indicateurs OSPAR ;
- 3) de nouvelles espèces : en 2018, l'évaluation de la contamination des poissons était basée sur les espèces analysées lors des projets ICON et BIOCO : limande, flet et moule. La sole a été ajoutée pour le cycle 3 (2024), c'est une espèce particulièrement d'intérêt pour la France : présente sur l'ensemble des côtes Françaises et qui fait l'objet de nombreuses études en sciences halieutiques ;
- 4) de nouveaux biomarqueurs en lien avec l'arrêté national BEE 2019 : indice de stress général (LMS), biomarqueurs de génotoxicité (micronoyaux et cassures de brins d'ADN (test des comètes)), biomarqueur de neurotoxicité (AChE) et un biomarqueur d'exposition aux HAP (métabolites de HAP chez les poissons) ;
- 5) le développement d'une approche intégrée chimie biologie qui permet de mettre en regard la contamination et les effets observés sur une zone définie par une maille, en s'inspirant de plusieurs initiatives Européennes (Lyons et al. 2010, Davies and Vethaak 2012, Giltrap et al. 2016, Burgeot et al. 2017, Giltrap et al. 2017, Hylland et al. 2017b, Lyons et al. 2017, Vethaak et al. 2017).

Par rapport à l'arrêté national BEE de 2019, les anomalies des larves d'huitres ne sont pas évaluées pour ce cycle (2024) par manque de données de bonne qualité bancarisées (les données bancarisées sont qualifiées à « mauvaises »).

❖ **Détermination des valeurs de limite de classe et des altérations maximales (Altmax)**

Les réponses des différents biomarqueurs SELI utilisés dans l'évaluation ont été classées en notes de santé de 1 à 5, le niveau augmente avec l'état de santé (**Tableau 15**).

Seuils de classe 4 à 5 (type BAC)

Pour la LMS (toutes espèces), l'AChE (limande, flet et moule), et le niveau de cassures de brins d'ADN (Comet chez la moule), le seuil BAC d'ICES (Davies and Vethaak 2012) délimite les classes 4 et 5.

Pour l'AChE chez la sole, le BAC de la limande a été appliqué car les distributions de l'AChE chez ces deux espèces sont proches (Mauffret et al. 2021).

Pour le comet, les valeurs de BAC dans le document ICES (Davies and Vethaak 2012) de 5 % pour la limande (*Limanda limanda*) semblent assez faible par rapport à d'autres études. Une étude bibliographique associée à du dire d'expert ont conduit à retenir une valeur seuil de 19% DNA Tail pour le percentile 90 du jeu de données, ce qui a été considéré pour l'instant plus réaliste que le seuil à 5% proposé par le CIEM. Lors du prochain cycle, une analyse plus approfondie permettra d'affiner ce seuil (e.g. prise en compte d'autres sites de cette étude ICON (Hylland et al. 2017a) ou d'autres études (e.g. Akcha et al. 2003).

3 – Stratégie d'évaluation

Pour les micronoyaux, la BAC chez la sole a été estimée à partir d'une étude sur des soles du plateau continental Basque (0,4 ‰, **Figure 15**).

Pour les métabolites de HAP, les valeurs de BAC déterminées par le CIEM concernent la limande et le flet (Davies and Vethaak 2012). Elles ont également été appliquées à la sole en l'absence d'autres données (OH-pyrène : 16 ng/mL bile et OH-phénanthrène : 3,7 ng/g bile). Les valeurs d'EAC ont été développées chez la morue (OH-pyrène : 483 ng/mL bile et OH-phénanthrène : 528 ng/g bile), et sont appliquées aux poissons plats.

Tableau 15. Seuils et limites de classes des biomarqueurs chez la moule. Les limites de classes 5-4 et 4-3 en vert et gras correspondent respectivement aux BAC et EAC proposés par le CIEM (Davies et Vethaak, 2012). La valeurs d'Alt_{max} en violet et italique, et celles en orange et gras correspondent respectivement aux valeurs obtenues à partir de dire d'expert ou de la bibliographie.

Paramètre	Poids dans la note	Unité	Sens d'altération ¹	Espèce	Limites de classes				Alt _{max}
					5-4	4-3	3-2	2-1	
LMS	1	min	↘	Sole					
				Limande	20	10	7,3	4,7	<i>2</i>
				Flet					
AChE	1	nmol/min/mg prot	↘	Moule					
				Sole	150⁴	105⁴	48	22	<i>10²</i>
				Limande	150	105	65	25	
Comet	1	% ADN queue	↗	Flet	235	165	13	8	<i>5²</i>
				Moule	30	21			
				Sole					
MN	1	‰	↗	Limande	19 ³	25	31	37	<i>43</i>
				Flet					
				Moule	10	23	36	49	<i>62</i>
OH-Pyr	0,5	ng/g de bile	↗	Sole	0,4 ³	1,3	2,1	3,0	
				Limande	0,5	1,3	2,2	3,0	<i>3,8</i>
				Flet	0,3	1,2	2,1	2,9	
OH-Phe	0,5	ng/g de bile	↗	Moule	2,5	8	13,5	19	<i>24</i>
				Sole					
				Limande	16⁴	483⁴	1000	2000	<i>4000⁴</i>
OH-Phe	0,5	ng/g de bile	↗	Flet					
				Sole					
OH-Phe	0,5	ng/g de bile	↗	Limande	3,7⁴	528⁴	1000	2000	<i>4000⁴</i>
				Flet					

¹ Inhibition (↘) ou augmentation (↗) des valeurs du paramètre sous l'effet de la pression toxique

² Minimum estimé sur échelle logarithmique (≠0)

³ Valeurs estimées à partir d'une étude bibliographique (**Figure 15**)

⁶ Un facteur 2 détermine la limite suivante à partir de l'EAC

⁴ Valeurs estimées pour d'autres espèces : BAC et EAC développés pour l'AChE chez la limande sont appliqués à la sole, BAC et EAC développés respectivement chez la limande et la morue sont appliqués aux 3 espèces de poissons plats.

Seuils de classe 1 à 0 (Alt_{max}). L'altération maximale (Alt_{max}) d'un biomarqueur correspond à la valeur maximale mesurée dans la littérature ou mesurable théoriquement.

Pour les paramètres dont les valeurs baissent avec la pression toxique, comme l'AChE ou la LMS, la valeur d'altération maximale a été fixée à une valeur proche de zéro. La classification des réponses de l'AChE se faisant sur une échelle logarithmique, la valeur d'Alt_{max} correspondante ne pouvait être nulle. Après consultation des experts écotoxicologues de l'unité CCEM de l'Ifremer de Nantes, la valeur d'Alt_{max} pour l'AChE a été établie à 10 et 5 nmol/min/mg prot pour les poissons et la moule, respectivement. L'Alt_{max} de la LMS a été fixée à 2 min, selon le dire d'expert du laboratoire d'analyses de Bilbao.

3 – Stratégie d'évaluation

Pour les paramètres augmentant avec la pression toxique ne disposant pas de seuil EAC (cas du Comet et des MN), une valeur d'Alt_{max} plus réaliste que la valeur théorique de 100 % pour le Comet et 1000 ‰ pour les MN a été recherchée dans la littérature, et correspond à la valeur pouvant être atteinte par des individus fortement exposés aux contaminants chimiques (**Figure 15**). Pour cela, une étude bibliographique a été réalisée en ciblant les mesures de cassures de brin d'ADN et les MN réalisées sur les mêmes espèces que celles considérées dans l'évaluation. La valeur Alt_{max} est déterminée en calculant le centile 90 des maxima relevés dans la littérature. Ces maxima correspondent soit au centile 95 des mesures d'une base de données, soit, pour le cas des études expérimentales ou empiriques publiées, à la limite supérieure de l'intervalle de confiance dans la situation où la pression chimique est la plus importante. Pour les bivalves, il s'agit uniquement de données concernant l'espèce *Mytilus edulis*. Pour les poissons plats, comme les données sur ces paramètres sont peu nombreuses, une seule valeur d'Alt_{max} a été déterminée pour chaque paramètre sans faire de distinction entre les espèces.

Pour les concentrations en métabolites biliaries de HAP des poissons, l'Alt_{max} a été fixée approximativement à 8 fois l'EAC, de manière à ce que les limites de classes au-dessus de l'EAC soient séparées par un facteur 2.

Seuils 3-4, 2-3 et 1-2. Pour les paramètres qui ont un seuil de type EAC, celui-ci délimite les classes 3 et 4. Les autres limites de classes sont établies à partir d'un niveau d'altération maximale estimé (Alt_{max}) et une division de l'intervalle [EAC ; Alt_{max}] ou [BAC ; Alt_{max}] en 3 ou 4, respectivement (**Figure 16**). Les valeurs de l'activité de l'acétylcholine estérase (AChE) et de la concentration en métabolites biliaries de HAP ont été log-transformées avant analyse.

3 – Stratégie d'évaluation

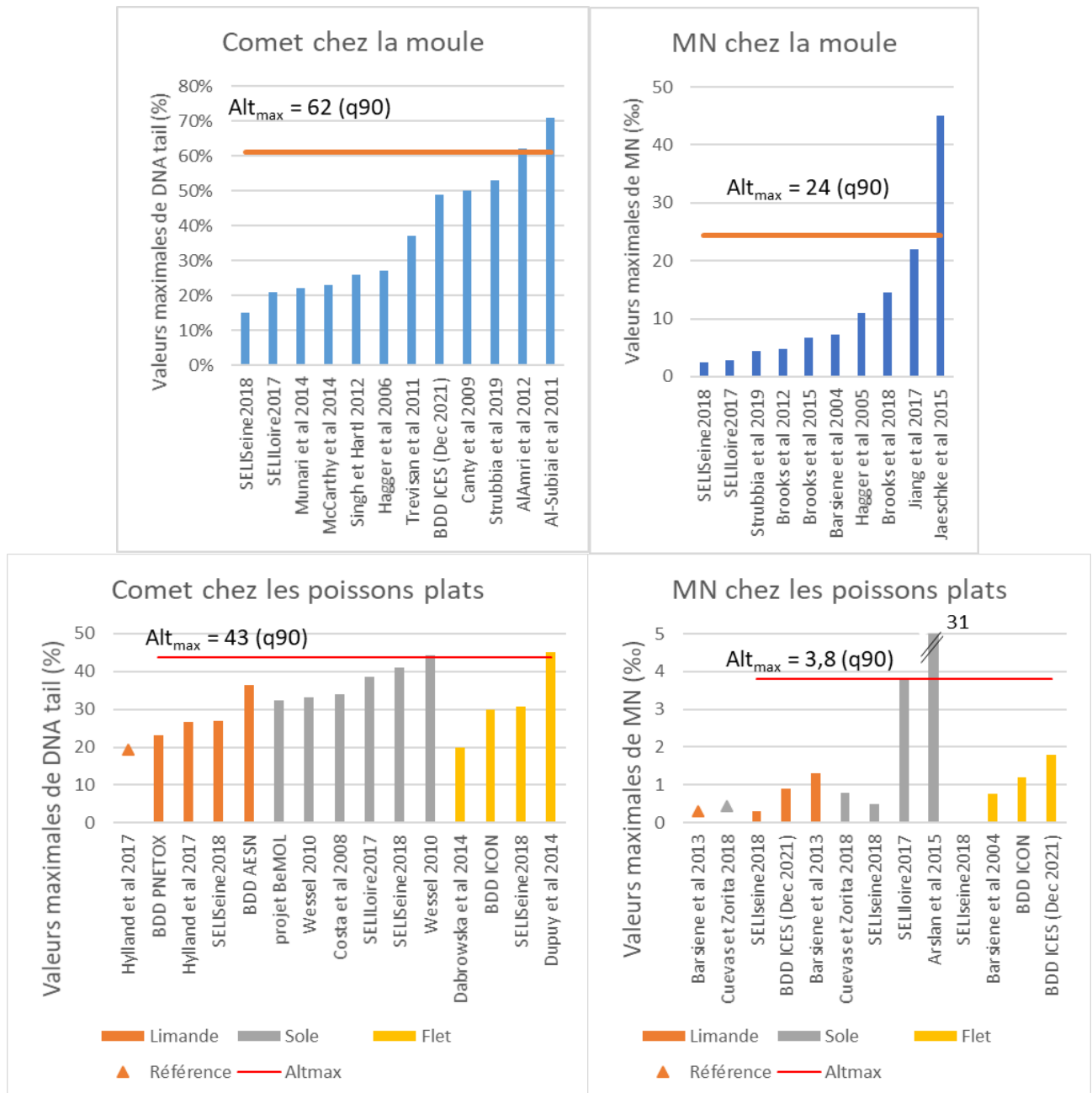


Figure 15. Valeurs maximales rapportées dans différentes études ou base de données du % de DNA tail (Comet, gauche) et d'occurrence de micronoyaux (droite) mesurées chez la moule *Mytilus edulis* (haut) et les poissons plats (bas) et estimation de la valeur d'Alt_{max} (quantile 90 = q90 de l'ensemble des maximas). Les triangles correspondent aux valeurs mesurées sur des zones éloignées de source de contamination (Islande pour le Comet chez la limande (19%) et le plateau continental Basque pur l'occurrence de MN chez la sole (0,43 ‰)).

Références pour la moule :

- AlAmri, O.D., Cundy, A.B., Di, Y., Jha, A.N., Rotchell, J.M., 2012. Ionizing radiation-induced DNA damage response identified in marine mussels, *Mytilus* sp. ENVIRONMENTAL POLLUTION 168, 107–112.
- Al-Subiai, S.N., Moody, A.J., Mustafa, S.A., Jha, A.N., 2011. A multiple biomarker approach to investigate the effects of copper on the marine bivalve mollusc, *Mytilus edulis*. ECOTOXICOLOGY AND ENVIRONMENTAL SAFETY 74, 1913–1920. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2011.07.012>
- Barsiene, J., Lyons, B., Rybakovas, A., Martinez-Gomez, C., Andreikenaite, L., Brooks, S., Maes, T., 2012. Background document: micronucleus assay as a tool for assessing cytogenetic/DNA damage in marine organisms, in: Davies, I.M.,

3 – Stratégie d'évaluation

- Vethaak, D. (Eds.), Integrated Marine Environmental Monitoring of Chemicals and Their Effects, RAPPORT DES RECHERCHES COLLECTIVES. pp. 71–83.
- Barsiene, J., Rybakovas, A., Garnaga, G., Andreikenaite, L., 2012. Environmental genotoxicity and cytotoxicity studies in mussels before and after an oil spill at the marine oil terminal in the Baltic Sea. ENVIRONMENTAL MONITORING AND ASSESSMENT 184, 2067–2078. <https://doi.org/10.1007/s10661-011-2100-0>
- CIEM. Base de données en ligne. Ecosse 2012-2016. <https://data.ices.dk/>
- Brooks, S., Harman, C., Soto, M., Cancio, I., Glette, T., Marigomez, I., 2012. Integrated coastal monitoring of a gas processing plant using native and caged mussels. SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT 426, 375–386. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.03.059>
- Brooks, S.J., Escudero-Onate, C., Gomes, T., Ferrando-Climent, L., 2018. An integrative biological effects assessment of a mine discharge into a Norwegian fjord using field transplanted mussels. SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT 644, 1056–1069. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.058>
- Brooks, S.J., Harman, C., Hultman, M.T., Berge, J.A., 2015. Integrated biomarker assessment of the effects of tailing discharges from an iron ore mine using blue mussels (*Mytilus* spp.). SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT 524, 104–114. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.03.135>
- Canty, M.N., Hutchinson, T.H., Brown, R.J., Jones, M.B., Jha, A.N., 2009. Linking genotoxic responses with cytotoxic and behavioural or physiological consequences: Differential sensitivity of echinoderms (*Asterias rubens*) and marine molluscs (*Mytilus edulis*). AQUATIC TOXICOLOGY 94, 68–76. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2009.06.001>
- Hagger, J., Depledge, M., Galloway, T., 2005. Toxicity of tributyltin in the marine mollusc *Mytilus edulis*. MARINE POLLUTION BULLETIN 51, 811–816. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.06.044>
- Jaeschke, B.C., Lind, O.C., Bradshaw, C., Salbu, B., 2015. Retention of radioactive particles and associated effects in the filter-feeding marine mollusc *Mytilus edulis*. SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT 502, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.09.007>
- Jiang, Y., Tang, X., Sun, T., Wang, Y., 2017. BDE-47 exposure changed the immune function of haemocytes in *Mytilus edulis*: An explanation based on ROS-mediated pathway. AQUATIC TOXICOLOGY 182, 58–66. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2016.11.010>
- McCarthy, M., O'Halloran, J., O'Brien, N.M., van Pelt, F.F.N.A.M., 2014. Does the marine biotoxin okadaic acid cause DNA fragmentation in the blue mussel and the pacific oyster? MARINE ENVIRONMENTAL RESEARCH 101, 153–160. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2014.09.009>
- Munari, M., Sturve, J., Frenzilli, G., Sanders, M.B., Christian, P., Nigro, M., Lyons, B.P., 2014. Genotoxic effects of Ag2S and CdS nanoparticles in blue mussel (*Mytilus edulis*) haemocytes. CHEMISTRY AND ECOLOGY 30, 719–725. <https://doi.org/10.1080/02757540.2014.894989>
- Singh, R., Hartl, M.G.J., 2012. Fluctuating estuarine conditions are not confounding factors for the Comet assay assessment of DNA damage in the mussel *Mytilus edulis*. ECOTOXICOLOGY 21, 1998–2003. <https://doi.org/10.1007/s10646-012-0934-z>
- Strubbia, S., Lyons, B.P., Lee, R.J., 2019. Spatial and temporal variation of three biomarkers in *Mytilus edulis*. MARINE POLLUTION BULLETIN 138, 322–327. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.09.055>
- Trevisan, R., Mello, D.F., Fisher, A.S., Schuwerack, P.-M., Dafre, A.L., Moody, A.J., 2011. Selenium in water enhances antioxidant defenses and protects against copper-induced DNA damage in the blue mussel *Mytilus edulis*. AQUATIC TOXICOLOGY 101, 64–71. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2010.09.003>

Références pour les poissons plats :

- Arslan ÖÇ, Boyacıoğlu M, Parlak H, Katalay S, Karaaslan MA. 2015. Assessment of micronuclei induction in peripheral blood and gill cells of some fish species from Aliğa Bay Turkey. MARINE POLLUTION BULLETIN 94:48–54.
- Baršienė J, Lazutka J, Šyvokienė J, Dedonytė V, Rybakovas A, Bagdonas E, Bjornstad A, Andersen OK. 2004. Analysis of micronuclei in blue mussels and fish from the Baltic and North Seas. ENVIRONMENTAL TOXICOLOGY 19:365–371.
- Baršienė J, Rybakovas A, Lang T, Andreikėnaitė L, Michailovas A. 2013. Environmental genotoxicity and cytotoxicity levels in fish from the North Sea offshore region and Atlantic coastal waters. MARINE POLLUTION BULLETIN 68:106–116.
- CIEM. Base de données en ligne. Ecosse 2012-2013. <https://data.ices.dk/>
- Costa PM, Lobo J, Caeiro S, Martins M, Ferreira AM, Caetano M, Vale C, DelValls TÁ, Costa MH. 2008. Genotoxic damage in *Solea senegalensis* exposed to sediments from the Sado Estuary (Portugal): Effects of metallic and organic contaminants. MUTATION RESEARCH/GENETIC TOXICOLOGY AND ENVIRONMENTAL MUTAGENESIS 654:29–37.
- Cuevas N, Zorita I. 2018. Baseline levels of environmental genotoxicity and potential confounding factors using common sole (*Solea solea*) as sentinel organism. MARINE ENVIRONMENTAL RESEARCH 138:1–8.
- Dabrowska H, Kopko O, Gora A, Waszak I, Walkusz-Miotk J. 2014. DNA damage, EROD activity, condition indices, and their linkages with contaminants in female flounder (*Platichthys flesus*) from the southern Baltic Sea. SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT 496:488–498.

3 – Stratégie d'évaluation

Dupuy C, Galland C, Devaux A, Bony S, Loizeau V, Danion M, Pichereau V, Fournier M, Laroche J. 2014. Responses of the European flounder (*Platichthys flesus*) to a mixture of PAHs and PCBs in experimental conditions. ENVIRONMENTAL SCIENCE AND POLLUTION RESEARCH 21:13789–13803.

Hylland K, Skei BB, Brunborg G, Lang T, Gubbins MJ, Goff J le, Burgeot T. 2017. DNA damage in dab (*Limanda limanda*) and haddock (*Melanogrammus aeglefinus*) from European seas. MARINE ENVIRONMENTAL RESEARCH 124:54–60.

❖ **Évaluation de l'effet des contaminants sur la base des données SELI**

i) Évaluation d'un biomarqueur chez une espèce dans une échelle géographique d'évaluation (EGE) :

Note_{espèce-biomarqueur-station}, Figure 16

Des poissons ont été pêchés au chalut de fond ou au chalut à perche en ciblant par la longueur (22-30 cm) des individus dans la tranche d'âge 2-3 ans sur plusieurs zones en Baie de Seine (SELISeine 2018) et en Baie de Loire et Vilaine (SELIloire 2017 et SELIloire 2020). Les données obtenues en 2017 et 2020 sur une même EGE ont été combinées sans pouvoir prendre en compte l'effet « année » car les données sont arrivées tardivement pour l'évaluation. Les échelles géographiques d'évaluation (EGE) sont les zones de pêche des poissons ou les stations de prélèvement des moules.

Chacun des six biomarqueurs SELI est mesuré sur chaque individu. Un biomarqueur est évalué chez une espèce au niveau d'une EGE si le nombre d'individus analysés pour le triplet espèce*EGE*biomarqueur est supérieur ou égale à 8. Pour chaque triplet espèce*EGE*biomarqueur, la moyenne de l'échantillon et son intervalle de confiance unilatéral à 95%, dans le sens de la dégradation, sont calculés. L'intervalle de confiance est utilisé pour classer le triplet espèce*EGE*biomarqueur Note_{espèce-biomarqueur-station}.

ii) Évaluation de l'effet des contaminants chez une espèce dans une EGE : Note_{espèce-station}, Figure 16

Les notes des six paramètres d'un élément sont intégrées en réalisant une **moyenne pondérée**. Les poids des biomarqueurs sont égaux à 1 sauf ceux des métabolites biliaires de HAP qui valent 0,5 (**Tableau 15**) chacun car ce sont des paramètres représentant les effets d'une même famille de contaminants mesurés dans une même matrice. Cette moyenne correspond à la note de l'élément dans une EGE. La note peut varier de 1 à 5 (du plus au moins altéré).

iii) Évaluation de l'effet des contaminants chez une espèce dans une UMR : Note_{espèce-UMR}, Figure 16

La note d'un élément dans une UMR est obtenue par la **moyenne arithmétique** des notes de l'élément dans les EGE qui appartiennent à cette UMR (Note_{espèce-station}). Elle peut varier également de 1 à 5.

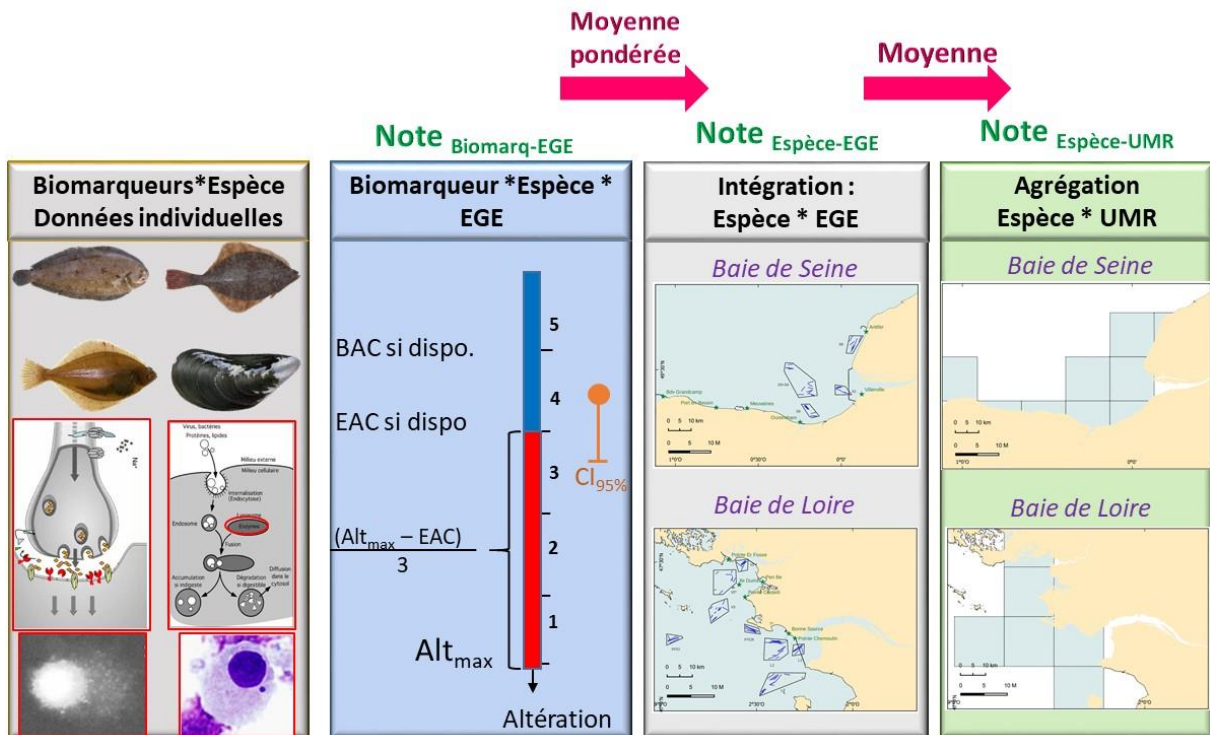


Figure 16. Schéma général de l'évaluation des éléments (poissons et bivalves) du dispositif SELI pour le D8C2 basée sur plusieurs biomarqueurs mesurés sur les individus collectés in situ et représentant les effets de la contamination sur deux UMR SELI Seine et SELI Loire, extrait de Wessel et al. (2022)). Les EGE sont les zones de pêche des poissons ou les stations de prélèvement des moules.

❖ **Precision sur la détermination des intervalles de confiance des paramètres selon la distribution des données pour chaque biomarqueur**

Pour les paramètres AChE et métabolites de HAP (OH-pyr et OH-phe), les distributions des concentrations suivent souvent une loi lognormale. La transformation logarithmique permet alors de se rapporter à une distribution normale et de calculer ensuite un intervalle de confiance de la moyenne à partir de la moyenne et de la variance de l'échantillon ainsi que d'un quantile d'une distribution de Student. La transformation réciproque donne un encadrement de la médiane dans l'unité d'origine. Le modèle gaussien a pu directement être utilisé pour le paramètre Comet sans transformation préalable. Pour les paramètres LMS et MN des fiches indicateurs, d'autres modèles ont été testés. La mesure de la LMS exprime un temps de rupture suite à l'application d'un stress. La mesure des MN correspond au nombre d'occurrences d'un événement rare. Les intervalles de confiance de ces deux paramètres ont donc été établis à partir d'un modèle exponentiel (LMS) et d'un modèle de Poisson (MN).

On considère donc que les mesures des n individus sont des variables aléatoires X_i suivant des lois indépendantes et de mêmes paramètres. Soit V l'estimateur sans biais de la variance de la population, S la somme des X_i et \bar{X} la moyenne de l'échantillon ($=S/n$).

$$V = \frac{1}{n-1} \sum_i (X_i - \bar{X})^2$$

i) AChE

La normalité de la distribution est vérifiée par l'examen des échantillons et des tests d'ajustement. La transformation logarithmique améliore dans la plupart des cas la normalité et peut être appliquée à tous les échantillons.

3 – Stratégie d'évaluation

Si X_i est la variable transformée

X_i suit une loi normale de paramètres m et σ .

$\bar{X} = \frac{1}{n} \sum_i X_i$ suit une loi de student à $n-1$ degrés de liberté

$$\bar{X} - t_{0,95;n-1} \times \frac{V}{\sqrt{n}} \leq m \leq \bar{X} + t_{0,95;n-1} \times \frac{V}{\sqrt{n}}$$

L'estimateur de la moyenne est \bar{X} et la limite de l'intervalle de confiance unilatéral à 95% est :

$$\bar{X} - t_{0,95;n-1} \times \frac{V}{\sqrt{n}}$$

Il s'agit d'un intervalle de confiance autour de la moyenne géométrique d'ACHÉ.

ii) Comet

La mesure individuelle est issue de cent mesures indépendantes réalisées sur le même individu. D'après le théorème central limite, on peut donc considérer que la moyenne par individu suit une loi normale.

On se rapporte ainsi au cas de l'ACHÉ mais sans transformation préalable.

X_i suit une loi normale de paramètres m et σ . L'estimateur de la moyenne est \bar{X} et la limite de l'intervalle de confiance unilatéral à 95% est :

$$\bar{X} + t_{0,95;n-1} \times \frac{V}{\sqrt{n}}$$

iii) Micronoyaux (MN)

Le décompte des cellules avec micronoyaux correspond à l'expérience aléatoire d'une loi binomiale où le nombre de répétitions est grand ($N= 1000$ à 5000) et la probabilité est faible ($p < 0,01$). On peut donc faire l'approximation de la loi binomiale par une loi de Poisson.

X_i suit une loi de Poisson de paramètre λ et \bar{X} est un estimateur de l'espérance λ .

La somme S dans l'échantillon suit alors une loi de Poisson de paramètre $n \times \lambda$

Si la somme des micronoyaux dans l'échantillon vaut s ($S=s$)

D'après la relation entre les lois de Poisson et de χ^2 :

$$P(S \leq s) = P(\chi^2_{2(s+1)} > 2n\lambda)$$

Soit λ_{sup} la borne supérieure de l'intervalle de confiance de λ telle que :

$$P(S \leq s) = \alpha \quad \text{et} \quad P(S \leq s) = P(\chi^2_{2(s+1)} > 2n\lambda_{sup})$$

$$\text{Or } P(\chi^2_{2(s+1)} > \chi^2_{2(s+1);1-\alpha}) = \alpha$$

$$\text{d'où : } 2n\lambda_{sup} = \chi^2_{2(s+1);1-\alpha}$$

La moyenne de la population est estimée par \bar{X} et la borne supérieure de l'intervalle de confiance est :

$$\lambda_{sup} = \frac{1}{2n} \chi^2_{2(s+1);0,95}$$

3 – Stratégie d'évaluation

La méthode est applicable pour les cas où dans un échantillon l'effort de comptage des micronoyaux varie entre les individus (cas de des soles de L3). Le nombre de micronoyaux de chaque individu suit une loi de poisson de paramètre λ_i (dépendant du nombre total de cellules examinées). La somme des micronoyaux de l'échantillon suit une loi de poisson de paramètre ($\Sigma\lambda_i$) et S/n est l'estimateur de $\Sigma\lambda_i/n$ dont la limite supérieure de l'intervalle de confiance est obtenue par la même formule que λ_{sup} .

iv) LMS

Le temps de labilisation correspond au temps au bout duquel survient un événement, comme la défaillance d'un système. Il peut être modélisé par une loi exponentielle de paramètre $1/t_m$ où t_m est le temps moyen de labilisation de la population.

X_i suit une loi exponentielle de paramètre $1/t_m$.

\bar{X} est une estimation du temps moyen de labilisation de la population (t_m).

$\frac{X_i}{t_m}$ suit une loi gamma de paramètre 1.

$\frac{S}{t_m} = \sum_i \frac{X_i}{t_m}$ suit une loi gamma de paramètre n ou $\frac{2 \times S}{t_m}$ suit une loi de χ^2 de paramètre $2n$.

d'où : $2 \times \frac{S}{\chi_{2n;1-\alpha}^2} \leq t_m \leq 2 \times \frac{S}{\chi_{2n;\alpha}^2}$

\bar{X} est l'estimation de la moyenne et $\frac{2S}{\chi_{2n;0,95}^2}$ est la borne inférieure de l'intervalle de confiance.

v) Métabolites de HAP

Ces paramètres sont des concentrations et leur distribution peut être normalisée par une transformation logarithmique préalable (elle améliore la normalité dans la plupart des cas). On revient alors au même cas que pour l'ACHÉ.

Le cas de censure à gauche, *i.e.* données inférieures à la limite de quantification (<LQ) s'est présenté pour le cas de la concentration en métabolites du phénanthrène dans la bile des poissons. Pour ce paramètre, jusqu'à 80 % d'individus dans certaines zones avaient une valeur inférieure à la limite de quantification. Dans ces cas, la moyenne et l'écart-type des échantillons ont été estimés par la méthode ROS (Regression on Order Statistics, Shoari and Dube (2018), `enormCensored(method=« ROS »)` fonction du package R `EnvStats`). Le degré de liberté du quantile de Student correspond au nombre d'individus dans l'échantillon moins un (pas de réduction par le nombre de censures).

L'estimateur de la moyenne est donc \bar{X} et la limite de l'intervalle de confiance unilatéral à 95% est :

$$\bar{X} + t_{0,95;n-1} \times \frac{V}{\sqrt{n}}.$$

Il s'agit d'un intervalle de confiance autour de la moyenne géométrique de la concentration de métabolites de HAP.

3.3 D8C4

L'objectif de Qualité ECOlogique (EcoQO) « Oiled Guillemot » à atteindre pour le milieu marin est le suivant : « La proportion moyenne de Guillemots de Troil mazoutés pendant tous les mois d'hiver devrait être de 10 % ou moins d'ici 2030, du total des Guillemots trouvés échoués morts ou mourants dans chacune des 15 zones de la Mer du Nord sur une période d'au moins 5 ans. » (OSPAR, 2010). La

stratégie d'évaluation est détaillée dans la fiche indicateur « Proportion d'oiseaux échoués mazoutés - Région marine Manche-Atlantique ».

3.4 Incertitude

Les sources d'incertitude pouvant impacter cette évaluation sont listées et détaillées ci-dessous. Des pistes d'amélioration pour réduire cette incertitude sont également proposées.

3.4.1 Variabilité biologique et incertitudes liées à l'échantillonnage et au plan de surveillance

Plusieurs processus biologiques, chimiques ou physiques peuvent impacter les concentrations en contaminants ou les réponses biologiques observées. Certains sont détaillés ci-dessous. Ces sources de variabilité peuvent sembler compliquer l'évaluation environnementale mais ne pas les prendre en compte diminue la pertinence environnementale de l'évaluation du BEE selon le D8. Une balance adéquate entre simplicité / complexité est recherchée pour une observation et une évaluation de la qualité environnementale pragmatique et pertinente pour l'environnement.

❖ *Capacité de bioaccumulation variable entre espèces*

L'évaluation de la contamination des bivalves renseigne sur la contamination côtière et notamment ses évolutions temporelles. Les organismes marins sont ici utilisés comme indicateurs quantitatifs de l'état de la contamination du milieu marin dans lequel ils vivent. En effet, ils possèdent la propriété d'accumuler les contaminants présents dans ce milieu jusqu'à atteindre un équilibre. Mais, ce postulat n'est pas vrai pour tous les contaminants ni tous les organismes. Par exemple, la moule, qui régule le Cu et le Zn jusqu'à un certain seuil, n'est pas un bon indicateur de la contamination par ces substances, alors que l'huître qui ne les régule pas serait un meilleur bioindicateur (Rainbow 1995, Riedel et al. 1995). Chez les espèces suivies sur le plateau continental (poissons, mammifères et oiseaux), il est aussi attendu des différences de capacité de bioaccumulation entre espèces d'autant qu'ils appartiennent à des taxons différents.

❖ *Variabilité saisonnière de la bioaccumulation*

Le processus de contamination est lié à la physiologie des bivalves et présente un caractère saisonnier. A notre connaissance, la seule préconisation concernant la période d'échantillonnage vient de la convention OSPAR qui précise que les données doivent être récoltées durant la période hivernale ; les bivalves fraient toute l'année mais les pics de fraie en Atlantique sont souvent au printemps et en automne (OSPAR 2012). Il a donc été considéré que les seuils OSPAR s'appliquent en hiver. Leur utilisation sur des données acquises en dehors de cette période peut entraîner une incertitude, ce qui est le cas des données Rinbio qui ont été acquises entre mai et août après une immersion en mer d'une durée de deux à trois mois. A noter également qu'en 2017, le plan d'échantillonnage du ROCCH a changé. Antérieurement, certains lieux étaient échantillonnés au premier trimestre uniquement, d'autres au quatrième trimestre uniquement et d'autres les deux trimestres. Depuis 2017, tous les prélèvements sont réalisés au premier trimestre uniquement. Certaines séries temporelles peuvent être impactées par ce changement de protocole. Trois options complémentaires seraient envisageables pour une meilleure évaluation du BEE et une meilleure comparaison des stations entre elles : 1) établir des seuils saisonniers, 2) améliorer le processus de normalisation par l'indice de condition ou le taux de lipides pour les contaminants organiques ou la durée d'exposition, et 3) réaliser un échantillonnage sur quatre trimestres à intervalles réguliers (le pas de temps restant à évaluer/décider), en plus de l'échantillonnage sur un trimestre les autres années, et utiliser un modèle statistique prenant en compte la saisonnalité afin de ré-estimer régulièrement la variabilité saisonnière de la contamination des bivalves. Il sera donc important d'assurer la bancarisation des données nécessaires aux possibles approches de normalisation.

❖ ***Adaptation, résistance, résilience : exemple du développement d'une résistance à l'imposex (syndrome de Dumpton)***

Le syndrome de Dumpton est une anomalie génétique qui provoque un sous-développement de l'appareil génital masculin et confère une résistance aux effets masculinisants du tributylétain (TBT), *i.e.* au développement de l'imposex (superposition des caractères sexuels masculins sur les femelles néogastéropodes) (Huet et al. 2008, Sánchez-Marín et al. 2015). Ce syndrome est suspecté sur plusieurs stations du ROCCH, où une diminution brutale/rapide sur 1 ou 2 années du VDSI suggère l'apparition d'une résistance au TBT plutôt qu'une disparition brutale du TBT. Ce syndrome illustre les phénomènes tels que la résistance, l'adaptation ou la résilience à une pression, qui sont des phénomènes complexes à prendre en compte dans l'observation et impossible à l'heure actuelle à prendre en compte dans les seuils développés. La pertinence des paramètres suivis (contaminants, biomarqueurs) et de leurs seuils seraient théoriquement à revoir régulièrement.

❖ ***Choix des substances et effets suivis***

Le bon état écologique des eaux marines pour le D8 est basé sur une liste de contaminants et d'effets qui ne peut pas être exhaustive. Le bon état écologique n'est pertinent que pour ces substances et ces effets, et impossible à généraliser à l'ensemble de la contamination chimique et de leurs effets.

3.4.2 Incertitudes liées aux méthodes d'analyse

❖ ***Analyse des échantillons (contaminants et effets)***

Les concentrations en contaminants dans le biote ou le sédiment et leurs effets sont mesurés si possible par des laboratoires agréés ou accrédités, ou dans des laboratoires de recherche ayant démontrés leur excellence scientifique pour les analyses effectuées ainsi que leur interprétation.

Les concentrations en contaminants organiques dans les bivalves (ROCCH MV, Rinbio), les sédiments (ROCCH Sed), les poissons (CoRePh) et les mammifères (RNE) sont mesurées par différents laboratoires depuis les années 70. Depuis 2017, le LABERCA, laboratoire national de référence pour le dosage des HAP et des PCB et composés de type dioxines dans les denrées alimentaires, réalise les analyses des contaminants organiques dans tous les échantillons de ces suivis. Le LABERCA est accrédité COFRAC pour l'analyse de plusieurs familles de contaminants organiques dans les sédiments et les mollusques : HAP dans le sédiment (sauf naphthalène, Acenaphthylene, Acenaphthene, Fluorene) et dans les mollusques (sauf Acenaphthylene, Acenaphthene), PCB ndl et dioxines dans le sédiment, PCB et dioxines dans les mollusques, PBDE dans le sédiment et les mollusques (sauf BDE 183, BDE 197, BDE 206, BDE 207), les 3 isomères HBCDD dans les mollusques, DEHP dans les mollusques, PFOS dans les mollusques.

Les concentrations en contaminants organiques dans les poissons (SELI) sont mesurées par le Laboratoire de Biogéochimie des Contaminants Organique (LBCO) de l'Ifremer de Nantes. Les analyses sont réalisées selon des méthodes validées et en suivant des protocoles stricts d'assurance et contrôle qualité : quantification par dilution isotopique, réalisation de blancs de procédure, contrôles qualité internes, participation régulière à des exercices inter-laboratoire pour le milieu marin (QUASIMEME - Quality Assurance of Information for Marine Environmental Monitoring in Europe).

Les concentrations en éléments traces métalliques dans les bivalves (ROCCH, Rinbio), les sédiments (ROCCH), les poissons (SELI) sont mesurés par le Laboratoire de Biogéochimie des Contaminants Métalliques (LBCM) de l'Ifremer de Nantes. Le LBCM était accrédité NF EN/ISO CEI 17025 de 2005 à 2019 par le COFRAC pour les analyses de métaux dans les tissus d'organismes et le sédiment (Accréditation N° 1-2392). A partir de 2019, le LBCM est sorti de l'accréditation COFRAC, trop lourde

3 – Stratégie d'évaluation

pour ce laboratoire de recherche, mais il conserve son excellence analytique. Ils participent aux exercices inter-laboratoire QUASIMEME (2 fois par an) pour l'analyse des éléments traces dans le sédiment, le biote (poisson ou moule), ainsi que les exercices d'intercalibration de l'IAEA (1 fois par an) pour la matrice eau (matrices non suivies mais utilisée dans des programmes de recherche).

Les concentrations en éléments traces métalliques dans les poissons (CoRePh) sont mesurées par le laboratoire de sécurité des aliments (LSA) de l'ANSES, situé à Maisons-Alfort. C'est le laboratoire national de référence pour les éléments traces métalliques dans les denrées alimentaires d'origine animale. Les méthodes utilisées sont normalisées ISO (l'International Standard Organisation), CEN (Comité Européen de Normalisation) et AFNOR (Association Française de Normalisation). Différents contrôles qualité internes sont mis en place et permettent d'assurer la fiabilité des résultats d'une analyse suivant des critères prédéfinis. Ils consistent en une vérification des résultats par l'analyse de matériaux de référence ou d'ajouts, d'étalons de contrôle, d'essais à blanc conduits en parallèle lors de chaque série d'analyse.

Les concentrations en Hg dans les mammifères et les oiseaux ont été mesurées à la plateforme d'analyses élémentaires du laboratoire LIENSs. Le dosage du Hg total est réalisé grâce à un spectrophotomètre d'absorption atomique dédié à l'analyse du mercure, l'AMA 254 de Altec (Advanced Mercury Analyser). Chaque échantillon est analysé en double, voire en triple, afin d'obtenir un coefficient de variation entre les mesures qui soit inférieur à 10%. La valeur retenue est la moyenne des concentrations en Hg. Les mesures sont validées par la mesure régulière (au moins trois fois par jour) de matériaux de référence certifiés pour leur concentration en Hg : DOLT-5, (Dogfish Liver, National Research Council Canada) et TORT-3 (Lobster Hepatopancreas, National Research Council Canada).

Les concentrations en Cd et Pb dans les mammifères ont aussi été mesurées à la plateforme d'analyses élémentaires du laboratoire LIENSs. Ces dosages sont réalisés avec un spectrophotomètre d'émission atomique à plasma à couplage inductif (ICP-AES) et un spectromètre de masse à plasma à couplage inductif (ICP-MS) de la marque Varian Vista-Pro et Thermofisher Scientific XSeries 2, respectivement. Les mesures sont validées par la mesure régulière des blancs et de matériaux de référence certifiés (au moins trois fois par jour) pour leur concentration en Cd et Pb : DOLT-5, (Dogfish Liver, National Research Council Canada) et TORT-3 (Lobster Hepatopancreas, National Research Council Canada). Les récupérations des éléments variaient de 86 à 118 % et les limites de quantification (LOQ) pour le Cd et le Pb étaient de 0,025 µg/g sur la base de 0,2 g.

Les biomarqueurs sont mesurés dans différents laboratoires de recherche spécialisés sur la thématique liée aux biomarqueurs. Lorsque des exercices d'intercalibration sont existants, les laboratoires en charge des analyses y participent :

- Le laboratoire Toxem en charge des analyses de l'imposex participe aux exercices inter-laboratoire QUASIMEME (environ tous les 2 ans) ;
- Les méthodes de mesure des concentrations en métabolites biliaires et de l'analyse des micronoyaux ont fait l'objet de processus d'intercalibration européens (BEQUALM 2019, BQPAHMET 2019) ;
- Le test de la stabilité de la membrane lysosomale ont fait l'objet d'un processus d'intercalibration mené dans le cadre de MED POL ;

- Le test des comètes et le test AChE n'ont pas encore fait l'objet de procédure d'intercalibration mais sont prévus par le programme BEQUALM. Ils suivent une procédure ICES (Bocquene and Galgani 1998, Bean and Akcha 2016).

❖ **Analyse des données**

Normalisation. Certaines données sont normalisées pour compenser les différences dans les stratégies de suivis et rendre l'analyse des tendances spatiales ou temporelles à partir des données de terrain plus sensibles. C'est le cas des concentrations en contaminants métalliques et organiques dans les sédiments qui sont normalisées par rapport à l'Al et au CO respectivement ou des concentrations en contaminants organiques dans les espèces grasses qui sont normalisées par le taux de lipides. Dans tous ces cas, la relation entre les concentrations et le normalisateur est vérifiée.

D'autres approches normalisatrices semblent pertinentes, par exemple la normalisation des concentrations en contaminants bioamplifiables à un niveau trophique commun. Cette normalisation est recommandée par la DCE (European Union 2014) mais elle nécessite des facteurs d'amplification trophique (TMF : trophic magnification factor). Des TMF sont disponibles pour certaines substances, surtout celles pour lesquelles l'amplification est principalement menée par des processus lipophiles et principalement pour des réseaux trophiques d'eau douce (moins longs et moins complexes que les réseaux trophiques marins), mais les TMF sont très dépendants du réseau trophique et de la région dans lesquels ils ont été développés (Fliedner et al. 2016, Kidd et al. 2019). Ces sources de variabilité autour des TMF rendent actuellement la normalisation par le niveau trophique trop incertaine pour être utilisée dans une évaluation de la qualité du milieu marin. L'absence de normalisation des concentrations à un niveau trophique commun, 4,5 à 5 pour le milieu marin, selon les recommandations de l'European Union (2014) peut impacter les résultats présentés.

Le RINBIO est basé sur le suivi de la bioaccumulation de contaminants chez des moules encagées. Certaines des stations RINBIO sont placées dans des zones à faible apport nutritionnel, par exemple plus au large que les gisements naturels. Le stress induit par ce manque de nourriture peut agir sur la capacité de bioaccumulation des moules. La prise en compte de l'indice de condition pour standardiser la concentration en contaminant a déjà été appliquée dans d'autres études pour des comparaisons spatiales (Andral and Tomasino 2010, Andral et al. 2011, Sargian et al. 2013). Ces études ont montré que l'importance et le sens de la relation entre le contaminant et l'indice de condition dépendent du contaminant. Au vu de la variabilité de ces relations, l'indice de condition n'a pas été pris en compte dans cette évaluation, ce qui peut impacter les résultats présentés. Bien qu'aucune préconisation ne soit fournie concernant l'indice de condition des individus pour la comparaison aux seuils, l'importance de la normalisation par l'indice de condition semble à étudier.

Seuils utilisés. Dans plusieurs cas (biomarqueurs et contaminants), les seuils existants sont extrapolés de leurs critères d'application théoriques aux critères suivis, en l'absence de seuils plus adaptés. Un travail doit être mené pour le développement de seuils adaptés aux conditions de suivis pour chaque contaminant et biomarqueur suivi. Ces extrapolations concernent *e.g.* l'utilisation d'un seuil avec un objectif de protection non adapté (seuils protégeant la santé humaine appliqué dans le cadre d'une évaluation environnementale comme le D8), la comparaison d'un seuil développé pour un tissu à des mesures faites dans un autre tissu, la comparaison d'un seuil développé avec des données d'un nombre limité d'espèces à des mesures faites sur d'autres espèces, l'utilisation d'un seuil développé pour une méthode d'analyse pour des données obtenues avec d'autres méthodes d'analyses. L'ensemble de ces approximations est discuté plus en détails dans Mauffret et al. (2021 section 1.5 Utilisation des seuils page 8/98)

Pour les biomarqueurs, quand un EAC n'est pas disponible, une limite de classe équivalente (4-3) est basée sur la distribution des données et non sur une connaissance de l'effet des contaminants. Les limites de classes sont déterminées selon une approche pragmatique qui permet d'avoir une première évaluation des effets de la contamination chimique dans l'attente de développements de seuils type EAC, basés sur la réponse d'organismes en laboratoire et sur le terrain. Ces limites de classe ne peuvent pas se substituer aux développements de ces seuils type BAC ou EAC.

Modèles utilisés. Pour l'évaluation de la contamination chimique chez les bivalves, plusieurs modèles sont utilisés afin de permettre un traitement différencié en fonction de la longueur de la série temporelle. Le nombre et la qualité (présence de valeurs <LQ) des données utilisées varient selon les stations et les substances. Cette variabilité de modèles utilisés ainsi que la disparité dans le nombre de données utilisées entraînent une différence d'incertitude entre les évaluations. Plus la série temporelle est longue et pourvue de données, plus la confiance en l'évaluation sera grande, grâce à la quantité d'information permettant d'estimer les paramètres du modèle et au type de modèle utilisé. A cette incertitude, s'ajoute l'incertitude du choix du modèle, comme pour toute étude faisant appel à des modèles.

Traitement des valeurs <LQ. Les mesures signalées comme inférieures à la limite de détection ou à la limite de quantification sont souvent appelées mesures « inférieures à ». Les « inférieurs à » sont des exemples de données censurées à gauche. Pour les contaminants dans les bivalves et les sédiments, les séries avec des données censurées sont traitées selon la méthode OSPAR (https://dome.ices.dk/ohat/trDocuments/2022/help_methods_less_thans.html). À condition qu'il n'y ait pas trop de « inférieurs à », les mêmes modèles de séries chronologiques peuvent être ajustés à condition que la vraisemblance soit ajustée en conséquence. Des raffinements supplémentaires sont nécessaires pour éviter le sur-ajustement s'il y a beaucoup de données censurées ou si elles sont inégalement réparties dans la série chronologique. Lorsque la plupart des données sont « inférieures à », un test non paramétrique est utilisé pour comparer les niveaux avec les critères d'évaluation.

Pour les données « poissons », les données censurées sont traitées selon la méthode rROS (robust regression on Order Statistics) qui semble la méthode d'estimation de l'intervalle de confiance la plus adaptée aux séries de données à traiter dans la présente évaluation : séries ayant des distributions asymétriques (log-normale), de petite taille ($n < 30$), avec un fort pourcentage de données censurées (jusqu'à 80%) et pour lesquelles une tendance temporelle n'est pas recherchée, car pas assez de données, contrairement à l'approche OSPAR (Shoari et al., 2015). Par contre, cette méthode n'est pas applicable aux sommes de contaminants (e.g. TEQ, HBCDD). Pour les sommes (dioxines/HBCDD), les données censurées ont été substituées par la LQ. L'utilisation d'une méthode adaptée aux données censurées dans le cas des sommes de contaminants permettrait d'améliorer la précision de son estimation.

Bien que ces sources d'imprécisions soient identifiées, il est à l'heure actuelle impossible d'en quantifier ou catégoriser l'ensemble pour l'intégrer dans une évaluation environnementale. Des travaux sont à mener dans ce sens. Néanmoins, la variabilité physico-bio-géo-chimique environnementale est intrinsèquement liée au bon fonctionnement d'un écosystème. L'étude de son fonctionnement et l'évaluation de son état dans son ensemble est souhaitable mais ne peut se faire qu'avec humilité devant l'ampleur des variabilités.

4 Fiches indicateurs

Tableau 16. Liste des 25 fiches indicateurs du D8 dans le cadre de l'évaluation.

N°	Nom	DOI/References	Rédacteur principal	Éléments	Faça de	UMR ¹
	D8C1					
1	Métaux dans les bivalves et les sédiments ²	Larsen et al., 2022	OSPAR	Cd, Hg, Pb	Atl	Cote
2	HAP dans les bivalves et les sédiments ²	Webster et al. 2022	OSPAR	Naphthalene, Phenanthrene, Anthracene, Fluoranthene, Pyrene, Benz[a]anthracene, Benzo[a]pyrene, Benzo[g,h,i]perylene	Atl	Cote
3	PCB dans les bivalves et les sédiments ²	Webster et al 2022	OSPAR	CB28, CB52, CB101, CB118, CB138, CB153, CB180	Atl	Cote
4	PBDE dans les bivalves et les sédiments ²	Viñas et al. 2022	OSPAR	BDE28, BDE47, BDE99, BDE100, BDE153, BDE154	Atl	Cote
5	Autres substances dans les bivalves et les sédiments ²	10.17882/97976	National-Ifremer	Autres ³	Atl	Cote
6	Substances chimiques dans les bivalves et les sédiments ²	10.17882/97976	National-Ifremer	Substances évaluées dans les fiches 1+2+3+4+5	Med	Cote
7	Métaux dans les poissons	10.13155/97964	National-Ifremer	Cd, Hg, Pb	Atl	Plateau
8	PCB et dioxines dans les poissons	10.13155/97966	National-Ifremer	CB28, CB52, CB101, CB118, CB138, CB153, CB180, TEQ	Atl	Plateau
9	PBDE dans les poissons	10.13155/97968	National-Ifremer	BDE28, BDE47, BDE99, BDE100, BDE153, BDE154	Atl	Plateau
10	Autres substances dans les poissons	10.13155/97971	National-Ifremer	HBCDD, HCB, pp'-DDE, PFOS	Atl	Plateau
11	Métaux dans les poissons	10.13155/97965	National-Ifremer	Cd, Hg, Pb	Med	Plateau
12	PCB et dioxines dans les poissons	10.13155/97967	National-Ifremer	CB28, CB52, CB101, CB118, CB138, CB153, CB180, TEQ	Med	Plateau
13	PBDE dans les poissons	10.13155/97969	National-Ifremer	BDE28, BDE47, BDE99, BDE100, BDE153, BDE154	Med	Plateau
14	Autres substances dans les poissons	10.13155/97970	National-Ifremer	HCDD, PFOS	Med	Plateau
15	Métaux dans les mammifères	10.13155/97484	National-Pelagis	Cd, Hg, Pb	Atl	Plateau
16	PCB dans les mammifères	10.13155/97543	National-Pelagis	Somme 48 congénères ⁴	Atl	Plateau
17	Autres substances dans les mammifères	10.13155/97545	National-Pelagis	Somme de 6 congénères de DDT ⁵	Atl	Plateau
18	Métaux dans les oiseaux	10.13155/97482	National-LIENS	Hg	Atl	Plateau
19	Métaux dans les oiseaux	10.13155/97480	National-LIENS	Hg	Med	Plateau
	D8C2					
20	Niveaux d'imposex chez les gastéropodes marins	Hjermann et al 2022	OSPAR	Gastéropodes <i>N. lapillus</i>	Atl	Cote
21	Santé des bivalves	10.13155/97215	National-Ifremer	Moule <i>M. edulis</i>	Atl	SELI
22	Santé des poissons	10.13155/97213	National-Ifremer	Flet <i>P. flesus</i> , Limande <i>L. limanda</i> , Sole <i>S. solea</i>	Atl	SELI
	D8C4					

4 – Fiches indicateurs

23	Proportion d'oiseaux marins mazoutés	10.13155/97977	National-MNHN	Guillemots mazoutés	Atl	SRM
D8C1 : Perspective						
24	Métaux dans les poissons pélagiques profonds	10.13155/97972	National-Pelagis	Cd, Hg, Pb	Atl	Talus/Océan
25	PCB dans les poissons pélagiques profonds	10.13155/97973	National-Pelagis	CB28, CB52, CB101, CB118, CB138, CB153, CB180	Atl	Talus/Océan

Atl : Atlantique, Med : Méditerranée

1 : UMR : Côte : zone d'emprise des masses d'eau côtière. Plateau : Large-Plateau. SELI : 2 UMR : SELISeine et SELIloire.

2 : Les fiches indicateurs de l'UMR « Côte » considérées dans le cadre de cette évaluation sont les fiches OSPAR (voir ²). Elles sont différentes des fiches indicateurs de l'UMR « Côte » rapportées à la Commission Européenne. Ces dernières sont préparées par les comités locaux sur la base des éléments présentés Tableau 17 à Tableau 25. Dans ces tableaux, les évaluations faites pour les indicateurs communs OSPAR sont les mêmes que celles utilisées dans les fiches OSPAR citées ici, et elles sont complétées par l'évaluation d'autres substances qui est effectuée selon la même approche que pour les indicateurs communs OSPAR.

3 : Pentachlorophénol, Dioxines, furanes et PCB-DL, Chrome, Cuivre, Nickel, Zinc, Somme de 3 HBCDD, DDEpp', Dieldrine, Endrine, DDT total, Hexachlorobenzène (HCB), alpha-HCH, Lindane, C10-13-chloroalcanes, Trichlorobenzène, Perfluorooctane sulfonate (PFOS), Pentachlorobenzene, Aclonifène, Chlorfenvinphos, Chlorpyrifos éthyl, Irgarol/Cybutryne, 4-nonylphenols ramifiés, Quinoxifen, Terbutryne, Trifluraline

4 : Somme de 48 congénères : CB 18, 28, 31, 44, 47, 49, 52, 66, 74, 77, 81, 87, 99, 101, 105, 110, 114, 118, 123, 126, 128, 138, 141, 146, 149, 151, 153, 156, 157, 158, 167, 169, 170, 172, 177, 178, 180, 183, 187, 189, 194, 195, 196, 199, 201, 203, 206 et 209.

5 : Somme de 6 congénères et métabolites : *op'*-DDE, *pp'*-DDE, *op'*-DDD, *pp'*-DDD, *op'*-DDT et *pp'*-DDT

5 Intégration et perspectives

5.1 Synthèse de la contamination des bivalves et du sédiment à la côte par masse d'eau côtière (MEC) (UMR Côte-MEC)

L'évaluation de l'ensemble des substances (Fiche indicateur 1 à 6) dans les bivalves et les sédiments est donnée sous 2 formes par SRM.

- Un tableau détaillé par SRM et matrice, dit TableSynthese, incluant des indications sur le mode de calcul pour le triplet matrice*station*substance.
- Un tableau résumé par SRM et matrice, qui reprend les substances supérieures ou égales au seuil (BAC ou EAC-like) et les substances qui augmentent par matrice*station. Ces tableaux résumés sont repris ci-dessous.

L'intégration des éléments à l'échelle de la masse d'eau côtière est effectuée en dehors du cadre de cette évaluation et portée par les comités locaux de chaque SRM. Cette intégration se base notamment sur les éléments fournis ci-dessous et Tableau 17 à Tableau 25.

5.1.1 Tableaux de résultats détaillés

Des tableaux détaillés par SRM et matrice, dit TableSynthese, incluant des indications sur le mode de calcul pour le triplet matrice*station*substance sont disponibles sur [Seanoe](#) :

- TableSynthese_D08C1_Bivalves_MEC.MMN ;
- TableSynthese_D08C1_Bivalves_MEC.MC ;
- TableSynthese_D08C1_Bivalves_MEC.GdG ;
- TableSynthese_D08C1_Bivalves_MEC.MO ;
- TableSynthese_D08C1_Sediment_MEC.MMN ;
- TableSynthese_D08C1_Sediment_MEC.MC ;
- TableSynthese_D08C1_Sediment_MEC.GdG ;
- TableSynthese_D08C1_SEDIMENT.MO.

Les cartes interactives du CIEM sont disponibles :

<https://dome.ices.dk/ohat/?assessmentperiod=2022>

Pour l'évaluation des contaminants dans les sédiments en Méditerranée, la « TableSynthese » ne contient pas le mode de calcul puisque seulement la dernière année de donnée, est considérée, il n'y a donc qu'un seul mode de calcul (*i.e.* comparaison de la valeur normalisée au seuil). Ces huit tableaux regroupent les informations sur l'état et la tendance de chaque triplet station*matrice*substance. Chaque case du tableau contient les informations sur le nombre de données disponibles, le traitement statistique appliqué, l'état et la tendance (**Figure 17**).

5 – Intégration et perspectives

Cadmium	Cuivre	Mercuré
µg/kg p.s.	µg/kg p.s.	µg/kg p.s.
BAC (<i>C. gigas</i> , <i>M. edulis</i>)	BAC (<i>C. gigas</i> , <i>M. edulis</i>)	BAC (<i>M. edulis</i>)
MPC (<i>C. edule</i> , <i>C. gigas</i> , <i>M. edulis</i> , <i>R. philippinarum</i>)		QSp (<i>C. edule</i> , <i>C. gigas</i> , <i>M. edulis</i> , <i>R. philippinarum</i>)
80.00 (1-2 an(s)) (1/1/1)	6700 (1-2 an(s)) (1/1/1)	80.00 (1-2 an(s)) (1/1/0)
539.77 (Lisseur) ↔ (12/12/12)	6067 (Lisseur) ↔ (12/12/12)	161.04 (Lisseur) ↑ (12/12/12)
881.68 (Lisseur) ↑ (11/11/11)	8208 (Lisseur) ↑ (11/11/11)	205.76 (Lisseur) ↑ (11/11/11)
1390 (Moyenne (Log)) (4/4/4)	7276 (Moyenne (Log)) (4/4/4)	220.52 (Moyenne (Log)) (4/4/4)

Couleur	Dépassement du BAC	Dépassement du seuil EAC-like
Blue	NON	NON
Green	OUI / Absence	NON
Yellow	OUI	Absence
Red	OUI	OUI
Grey	Absence	Absence

Encadré noir épais:
Tendance significativement croissante

Ligne 1:
1. Valeur estimée de l'état
2. (Type de modèle utilisé)
3. Tendance ↓↑↔

Ligne 2:
1. Nb. d'années présentes dans la série temporelle initiale
2. Taille de la série après les opérations de filtrage
3. Nombre d'années avec au moins une valeur quantifiée, dans la série filtrée

Figure 17. Lecture des cellules des TablesSynthese.

La lecture de chaque case se fait selon les explications suivantes :

La première ligne indique la valeur estimée de l'état, le type de modèle utilisé et, le cas échéant, le résultat de l'analyse de tendance sur les 20 dernières années, ou moins en cas de série temporelle plus courte.

Le type de modèle mis en œuvre et la métrique utilisée pour estimer l'état dépendent des caractéristiques de la série temporelle. Une description succincte des indications présentes dans les tables est reprise ci-dessous et est expliquée plus en détails plus haut (3.1.2.2).

(1-2 an(s))	Aucun modèle n'est mis en œuvre. La valeur estimée de l'état correspond à la valeur maximale des deux dernières années de données de la série filtrée. Le statut estimé pour la série temporelle est considéré comme « informel ».
(1-2 an(s) & Sign-test)	Aucun modèle n'est mis en œuvre. La valeur estimée de l'état correspond à la valeur maximale des deux dernières années de données de la série filtrée. La présence d'un seuil et d'une taille de série initiale (<i>i.e.</i> non filtrée) supérieure ou égale à cinq ans permettent la mise en œuvre d'un test des signes sur les cinq dernières années de données, afin de déterminer si la concentration médiane est significativement inférieure au seuil. Seul le statut est estimé.
(Moyenne (Log))	La moyenne des concentrations log-transformées de la série filtrée et son intervalle de confiance unilatéral à droite à 95 % sont estimés. La valeur estimée de l'état correspond à la borne de l'intervalle de confiance. Seul le statut est estimé.
(Modèle linéaire)	Un modèle linéaire est ajusté aux données log-transformées de la série filtrée et l'intervalle de confiance unilatéral à droite à 95 % pour la dernière année est estimé. La valeur estimée de l'état correspond à la borne de l'intervalle de confiance. Le statut et la tendance sont estimés.

(Lisseur)	Un modèle de lissage est ajusté aux données log-transformées de la série filtrée et l'intervalle de confiance unilatéral à droite à 95 % pour la dernière année est estimé. La valeur estimée de l'état correspond à la borne de l'intervalle de confiance. Le statut et la tendance sont estimés.
-----------	---

Dans le cas de la présence d'une analyse de tendance, le résultat est résumé selon la symbologie ci-dessous.

↔	Pas de tendance significative.
↓	Tendance significativement décroissante.
↑	Tendance significativement croissante.

La seconde ligne résume les caractéristiques de la série temporelle. Le premier chiffre correspond au nombre d'années présentes dans la série temporelle complète (N_c). Le second chiffre correspond à la taille de la série après les opérations de filtrage (e.g. retrait des anciennes données jusqu'à obtenir au minimum 50 % de données quantifiées, N_{tr}). Le troisième chiffre correspond au nombre d'années avec au moins une valeur quantifiée, dans la série filtrée (N_{tr}^+).

La **couleur de la cellule** indique la position de la valeur d'état vis-à-vis des seuils, selon la symbologie ci-dessous.

Couleur	Dépassement du BAC	Dépassement du seuil EAC-like
	NON	NON
	OUI / Absence	NON
	OUI	Absence
	OUI	OUI
	Absence	Absence

NB : L'endrine et le lindane possèdent respectivement une VGE et un EAC. Cependant, les limites de quantification (LQ) de ces substances ne sont actuellement pas compatibles avec les seuils (**Tableau 10**). En 2019-2020, la LQ pour l'endrine est de 0,3 ou 0,4 µg/kg p.f. pour une VGE à 0,4 µg/kg p.f. Pour le lindane, en 2018-2020, la LQ est de 0,15 ou 0,2 µg/kg p.f. pour un EAC à 0,29 µg/kg p.f. Ces substances sont donc non évaluées et placées dans la catégorie « absence de seuil » (cases grises).

Enfin, la présence d'un **encadré noir épais** permet d'identifier plus facilement les séries présentant une tendance significativement croissante.

5.1.2 Tableaux de résultats synthétiques

Les résultats pour l'ensemble des substances évaluées dans les bivalves en MMN, MC, GdG et MO sont résumés **Tableau 17**, **Tableau 18**, **Tableau 19**, **Tableau 20** respectivement.

Les résultats pour l'ensemble des substances évaluées dans les sédiments en MMN, MC, GdG et MO sont résumés **Tableau 21**, **Tableau 22**, **Tableau 23**, **Tableau 24** respectivement.

5 – Intégration et perspectives

Tableau 17. Evaluation de la contamination chez les bivalves dans la SRM MMN. Pour chaque station, les substances dépassant les seuils EAC_like (i.e. EAC, NQE, QS, FEQG), ou qui augmentent sont listées en rouge, les substances dépassant les BAC sont listées en vert quand il existe aussi une EAC-like ou en orange quand il n'existe pas d'EAC-like. Les substances inférieures à la BAC ne sont pas listées ci-dessous. MEC : Masse d'Eau Côtière

Code de la MEC	Nom de la MEC	Libellé du lieu	Taxon	Substance(s) supérieure(s) aux seuils chez les bivalves dans la SRM MMN	Substance(s) qui augmentent
FRAC02	JETEE DE MALO A EST CAP GRIZ NEZ	Oye plage	<i>M. edulis</i>	EAC_Like : PCB 118, Mercure, Tributylétain cation BAC_Only : PBDE-183, PBDE-66, PBDE-85, PCB 105, Chrysène, Cuivre, DDEpp', Alpha-HCH, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc, PBDE-209 BAC_Like : Plomb, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PBDE-100, PBDE-153, PBDE-154, PBDE-28, PBDE-47, PBDE-99, Benzo(g,h,i)pérylène, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180, PCB 52, Fluoranthène, HCB, Phénanthrène, Pyrène	Zinc
FRAC03	CAP GRIZ NEZ A SLACK	Ambleteuse	<i>M. edulis</i>	EAC_Like : PCB 118, Mercure BAC_Only : PBDE-183, PBDE-66, PBDE-85, PCB 105, Chrysène, Cuivre, DDEpp', Alpha-HCH, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc, PBDE-209 BAC_Like : Cadmium, Plomb, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PBDE-100, PBDE-153, PBDE-154, PBDE-28, PBDE-47, PBDE-99, Benzo(g,h,i)pérylène, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180, PCB 52, Fluoranthène, Phénanthrène, Pyrène, Tributylétain cation, HCB	Plomb, Mercure, Zinc
FRAC05	LA WARENNE A AULT	Authie nord	<i>C. edule</i>	EAC_Like : Mercure	
		Berck Bellevue	<i>M. edulis</i>	EAC_Like : PCB 118, Mercure BAC_Only : PBDE-183, PBDE-66, PBDE-85, PCB 105, PCB 156, Chrysène, Cuivre, DDEpp', Alpha-HCH, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc, PBDE-209 BAC_Like : Plomb, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PBDE-100, PBDE-153, PBDE-154, PBDE-28, PBDE-47, PBDE-99, Benzo(g,h,i)pérylène, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180, PCB 52, Fluoranthène, HCB, Phénanthrène, Pyrène	Nickel, Cadmium, Plomb, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, Mercure, Zinc
		Dannes	<i>M. edulis</i>	BAC_Only : Cuivre, Zinc BAC_Like : Plomb, Mercure	
		Pointe de St Quentin	<i>M. edulis</i>	EAC_Like : PCB 118, PCB 138, Mercure BAC_Only : PBDE-183, PBDE-66, PBDE-85, PCB 105, PCB 156, Chrysène, Cuivre, DDEpp', Alpha-HCH, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc, PBDE-209 BAC_Like : Plomb, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PBDE-100, PBDE-153, PBDE-154, PBDE-28, PBDE-47, PBDE-99, Benzo(g,h,i)pérylène, PCB 101, PCB 153, PCB 180, PCB 52, Fluoranthène, HCB, Phénanthrène, Pyrène, Tributylétain cation	Cadmium, Plomb, Benzo(a)anthracène, Mercure, Zinc
FRHC01	Archipel Chausey	Chausey	<i>M. edulis</i>	EAC_Like : Mercure BAC_Only : PBDE-183, PBDE-66, Chrysène, Cuivre, DDEpp', Alpha-HCH, Zinc, PBDE-209 BAC_Like : Plomb, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PBDE-100, PBDE-153, PBDE-154, PBDE-47, PBDE-99, Benzo(g,h,i)pérylène, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 52, Fluoranthène, HCB, Phénanthrène, Pyrène	Cadmium, Plomb, Benzo(g,h,i)pérylène, Chrysène, Mercure, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc
FRHC02	Baie du Mont-Saint-	Baie St Michel est 6	<i>M. edulis</i>	EAC_Like : Mercure BAC_Only : PBDE-183, PBDE-66, PBDE-85, Chrysène, Cuivre, DDEpp', Alpha-HCH, Zinc, PBDE-209	Nickel, Cadmium, Plomb, Benzo(a)pyrène,

5 – Intégration et perspectives

Code de la MEC	Nom de la MEC	Libellé du lieu	Taxon	Substance(s) supérieure(s) aux seuils chez les bivalves dans la SRM MMN	Substance(s) qui augmentent
	Michel : centre baie			BAC_Like : Plomb, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PBDE-100, PBDE-153, PBDE-154, PBDE-28, PBDE-47, PBDE-99, Benzo(g,h,i)pérylène, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 28, PCB 52, Fluoranthène, HCB, Phénanthrène, Pyrène	PCB 153, PCB 180, Mercure, Zinc
FRHC03	Ouest Cotentin	Blainville - banc du nord	<i>R. philip.</i>	EAC_Like : Mercure BAC_Like : Benzo(a)anthracène	
		Bréville	<i>M. edulis</i>	EAC_Like : Mercure BAC_Only : PBDE-183, PBDE-66, PBDE-85, Chrysène, Cuivre, DDEpp', Alpha-HCH, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc, PBDE-209 BAC_Like : Plomb, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PBDE-100, PBDE-153, PBDE-154, PBDE-47, PBDE-99, Benzo(g,h,i)pérylène, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, Fluoranthène, Phénanthrène, Pyrène	Nickel, Cadmium, Plomb, Benzo(a)anthracène, Cuivre, Mercure, Zinc
		Hauteville sur mer	<i>C. edule</i>		
		Pirou Bergerie Sud	<i>C. gigas</i>	EAC_Like : Mercure, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153 BAC_Only : Cuivre, Zinc	
		Pirou Nord	<i>M. edulis</i>	EAC_Like : Mercure BAC_Only : PBDE-183, PBDE-66, PBDE-85, Chrysène, Cuivre, DDEpp', Alpha-HCH, Zinc, PBDE-209 BAC_Like : Plomb, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PBDE-100, PBDE-153, PBDE-154, PBDE-47, PBDE-99, Benzo(g,h,i)pérylène, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 52, Fluoranthène, HCB, Phénanthrène, Pyrène	Nickel, Cadmium, Plomb, Anthracène, Benzo(a)anthracène, Cuivre, Mercure, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Pyrène, Zinc
FRHC04	Cap de Carteret - Cap de la Hague	Goury	<i>M. edulis</i>	EAC_Like : PCB 118, Mercure BAC_Only : PBDE-183, PBDE-66, PBDE-85, PCB 105, Chrysène, Cuivre, DDEpp', Alpha-HCH, Zinc, PBDE-209 BAC_Like : Plomb, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PBDE-100, PBDE-153, PBDE-154, PBDE-28, PBDE-47, PBDE-99, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180, Fluoranthène, HCB, Phénanthrène, Pyrène	
FRHC07	Cap Levy - Gatteville	Fermanville	<i>C. gigas</i>	EAC_Like : PCB 118, Mercure BAC_Only : PCB 105, Chrysène, Cuivre, DDEpp', Alpha-HCH, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc, PBDE-183, PBDE-209 BAC_Like : Cadmium, Plomb, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, Benzo(g,h,i)pérylène, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180, PCB 52, Fluoranthène, Phénanthrène, Pyrène, PBDE-100, PBDE-154, PBDE-47, PBDE-99, HCB, Tributylétain cation	Cadmium, Zinc
FRHC08	Barfleur	Le Moulard	<i>M. edulis</i>	EAC_Like : PCB 118, Mercure BAC_Only : PBDE-183, PBDE-66, PBDE-85, PCB 105, Chrysène, Cuivre, DDEpp', Alpha-HCH, Zinc, PBDE-209 BAC_Like : Plomb, PBDE-100, PBDE-153, PBDE-154, PBDE-28, PBDE-47, PBDE-99, Benzo(g,h,i)pérylène, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180, PCB 52, Fluoranthène, HCB, Phénanthrène, Pyrène	Plomb, Cuivre, Fluoranthène, Zinc
FRHC09	Anse de Saint-Vaast la Hougue	Morsalines	<i>C. gigas</i>	EAC_Like : PCB 118, Mercure BAC_Only : PBDE-183, PBDE-66, PBDE-85, PCB 105, Chrysène, Cuivre, DDEpp', Alpha-HCH, Zinc, PBDE-209 BAC_Like : Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PBDE-100, PBDE-154, PBDE-47, PBDE-99, Benzo(g,h,i)pérylène, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180, PCB 52, Fluoranthène, HCB, Phénanthrène, Pyrène	
FRHC10			<i>M. edulis</i>	EAC_Like : PCB 118	

5 – Intégration et perspectives

Code de la MEC	Nom de la MEC	Libellé du lieu	Taxon	Substance(s) supérieure(s) aux seuils chez les bivalves dans la SRM MMN	Substance(s) qui augmentent
	Baie des Veys	St Germain de Varreville		<p>BAC_Only : PBDE-183, PBDE-66, PBDE-85, PCB 105, Chrysène, Cuivre, DDEpp', Alpha-HCH, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc, PBDE-209</p> <p>BAC_Like : Plomb, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PBDE-100, PBDE-153, PBDE-154, PBDE-28, PBDE-47, PBDE-99, Benzo(g,h,i)pérylène, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180, PCB 52, Fluoranthène, HCB, Mercure, Phénanthrène, Pyrène</p>	Plomb, Anthracène, Chrysène, Mercure, Zinc
FRHC11	Côte du Bessin	Port en Bessin	<i>M. edulis</i>	<p>EAC_Like : PCB 118, Mercure</p> <p>BAC_Only : PBDE-183, PBDE-66, PBDE-85, PCB 105, PCB 156, Chrysène, Cuivre, DDEpp', Alpha-HCH, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc, PBDE-209</p> <p>BAC_Like : Cadmium, Plomb, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PBDE-100, PBDE-153, PBDE-154, PBDE-28, PBDE-47, PBDE-99, Benzo(g,h,i)pérylène, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180, PCB 52, Fluoranthène, HCB, Phénanthrène, Pyrène</p>	Nickel, Cadmium, Plomb, Anthracène, Cuivre, Zinc
FRHC12	Côte de Nacre Ouest	Meuvaines ouest	<i>C. gigas</i>	<p>EAC_Like : PCB 101, PCB 118, Mercure</p> <p>BAC_Only : PCB 105, Chrysène, Cuivre, Zinc, Indeno(1,2,3-cd)pyrène</p> <p>BAC_Like : Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 138, PCB 153, PCB 180, PCB 52, Benzo(g,h,i)pérylène, Fluoranthène, Phénanthrène, Pyrène</p>	
			<i>M. edulis</i>	<p>EAC_Like : PCB 118, Mercure</p> <p>BAC_Only : PBDE-183, PBDE-66, PBDE-85, PCB 105, PCB 156, Chrysène, Cuivre, DDEpp', Alpha-HCH, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc, PBDE-209</p> <p>BAC_Like : Cadmium, Plomb, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PBDE-100, PBDE-153, PBDE-154, PBDE-28, PBDE-47, PBDE-99, Benzo(g,h,i)pérylène, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180, PCB 52, Fluoranthène, HCB, Phénanthrène, Pyrène</p>	Nickel, Cadmium, Plomb, Benzo(a)anthracène, Chrysène, Mercure, Zinc
FRHC14	Baie de Caen	Ouistreham	<i>M. edulis</i>	<p>EAC_Like : PCB 101, PCB 118, PCB 138, Mercure</p> <p>BAC_Only : PBDE-183, PBDE-66, PBDE-85, PCB 105, PCB 156, Chrysène, Cuivre, DDEpp', Alpha-HCH, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc, PBDE-209</p> <p>BAC_Like : Cadmium, Plomb, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PBDE-100, PBDE-153, PBDE-154, PBDE-28, PBDE-47, PBDE-99, Benzo(g,h,i)pérylène, PCB 153, PCB 180, PCB 52, Fluoranthène, HCB, Phénanthrène, Pyrène, Tributylétain cation</p>	Nickel, Cadmium, Plomb, Anthracène, PBDE-47, Cuivre, Mercure, Zinc
FRHC15	Côte Fleurie	Houlgate	<i>C. edule</i>	<p>BAC_Only : PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 180, Chrysène</p> <p>BAC_Like : Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène</p>	
		Villers sur mer	<i>M. edulis</i>	<p>EAC_Like : PCB 101, PCB 118, PCB 138, Mercure, Tributylétain cation</p> <p>BAC_Only : PBDE-183, PBDE-66, PBDE-85, PCB 105, PCB 156, Chrysène, Cuivre, DDEpp', Alpha-HCH, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc, PBDE-209</p> <p>BAC_Like : Cadmium, Plomb, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PBDE-100, PBDE-153, PBDE-154, PBDE-28, PBDE-47, PBDE-99, Benzo(g,h,i)pérylène, PCB 153, PCB 180, PCB 52, Fluoranthène, HCB, Phénanthrène, Pyrène</p>	Cadmium, Plomb, Anthracène, Benzo(a)anthracène, Cuivre, Mercure, Zinc
FRHC16	Le Havre - Antifer	Antifer - digue	<i>M. edulis</i>	<p>EAC_Like : PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 52, Mercure, Tributylétain cation</p> <p>BAC_Only : PBDE-183, PBDE-66, PBDE-85, PCB 105, PCB 156, Chrysène, Cuivre, DDEpp', Alpha-HCH, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc, PBDE-209</p>	Cadmium, Anthracène, Cuivre, Mercure,

5 – Intégration et perspectives

Code de la MEC	Nom de la MEC	Libellé du lieu	Taxon	Substance(s) supérieure(s) aux seuils chez les bivalves dans la SRM MMN	Substance(s) qui augmentent
				BAC_Like : Cadmium, Plomb, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PBDE-100, PBDE-153, PBDE-154, PBDE-28, PBDE-47, PBDE-99, Benzo(g,h,i)pérylène, PCB 153, PCB 180, PCB 28, Fluoranthène, HCB, Phénanthrène, Pyrène	Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc
		Cap de la Hève	<i>M. edulis</i>	EAC_Like : PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 28, PCB 52, Mercure BAC_Only : PBDE-183, PCB 105, PCB 156, Chrysène, Cuivre, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc, PBDE-66, PBDE-85 BAC_Like : Cadmium, Plomb, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, Benzo(g,h,i)pérylène, PCB 180, Fluoranthène, Phénanthrène, Pyrène, PBDE-100 , PBDE-153, PBDE-154, PBDE-28, PBDE-47, PBDE-99	Cuivre
FRHC17	Pays de Caux Sud	Veules les roses	<i>C. gigas</i>	EAC_Like : Mercure, PCB 101, PCB 118 BAC_Only : Cuivre, Zinc, PCB 105, PCB 156, Chrysène BAC_Like : Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 138, PCB 153, PCB 180, PCB 52	
		Yport	<i>M. edulis</i>	EAC_Like : PCB 101, PCB 118, PCB 138, Mercure, Tributylétain cation BAC_Like : Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 138, PCB 153, PCB 180, PCB 52 BAC_Like : Cadmium, Plomb, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PBDE-100, PBDE-153, PBDE-154, PBDE-28, PBDE-47, PBDE-99, Benzo(g,h,i)pérylène, PCB 153, PCB 180, PCB 52, Fluoranthène, HCB, Phénanthrène, Pyrène	Benzo(a)anthracène, PCB 180, Chrysène, Zinc
FRHC18	Pays de Caux Nord	Varengeville	<i>M. edulis</i>	EAC_Like : PCB 101, PCB 118, Mercure BAC_Only : PBDE-183, PBDE-66, PBDE-85, PCB 105, PCB 156, Chrysène, Cuivre, DDEpp', Alpha-HCH, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc, PBDE-209 BAC_Like : Plomb, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PBDE-100, PBDE-153, PBDE-154, PBDE-28, PBDE-47, PBDE-99, Benzo(g,h,i)pérylène, PCB 138, PCB 153, PCB 180, PCB 52, Fluoranthène, HCB, Phénanthrène, Pyrène, Tributylétain cation	Anthracène, Zinc
FRHC61	Cherbourg : intérieur Grande rade	Grande rade de Cherbourg	<i>M. edulis</i>	EAC_Like : PCB 118, Mercure, Tributylétain cation BAC_Only : PBDE-183, PBDE-66, PBDE-85, PCB 105, PCB 156, Chrysène, Cuivre, DDEpp', Alpha-HCH, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc, PBDE-209 BAC_Like : Cadmium, Plomb, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PBDE-100, PBDE-153, PBDE-154, PBDE-47, PBDE-99, Benzo(g,h,i)pérylène, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180, Fluoranthène, HCB, Phénanthrène, Pyrène	Cadmium, Mercure, Zinc

5 – Intégration et perspectives

Tableau 18. Evaluation de la contamination chez les bivalves dans la SRM MC. Pour chaque station, les substances dépassant les seuils EAC_like (i.e. EAC, NQE, QS, FEQG), ou qui augmentent sont listées en rouge, les substances dépassant les BAC sont listées en vert quand il existe aussi une EAC-like ou en orange quand il n'existe pas d'EAC-like. Les substances inférieures à la BAC ne sont pas listées ci-dessous. MEC : Masse d'Eau Côtière

Code de la MEC	Nom de la MEC	Libellé du lieu	Taxon	Substance(s) supérieure(s) aux seuils chez les bivalves dans la SRM MC	Substance(s) qui augmente(nt)
FRGC01	Baie du Mont-Saint-Michel	Cancale sud	<i>C. gigas</i>	EAC_Like : Mercure BAC_Only : Cuivre, Zinc BAC_Like : Plomb	
		Le Vivier sur mer	<i>M. edulis</i>	EAC_Like : Somme de 3 HBCDD, Mercure BAC_Only : PBDE-183, PBDE-66, PBDE-85, Chrysène, Cuivre, DDEpp', Alpha-HCH, Zinc, PBDE-209 BAC_Like : Plomb, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PBDE-100, PBDE-153, PBDE-154, PBDE-47, PBDE-99, Benzo(g,h,i)pérylène, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, Fluoranthène, Phénanthrène, Pyrène	Nickel, Cadmium, Plomb, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, Cuivre, Mercure, Zinc
		Vildé	<i>R. philip.</i>	EAC_Like : Mercure	
FRGC03	Rance - Fresnaye	Baie de la Fresnaye	<i>C. edule</i>		
			<i>M. edulis</i>	EAC_Like : Anthracène BAC_Only : PBDE-183, PBDE-66, PBDE-85, Cuivre, DDEpp', Alpha-HCH, Zinc, PBDE-209 BAC_Like : Benzo(a)anthracène, PBDE-100, PBDE-153, PBDE-154, PBDE-28, PBDE-47, PBDE-99, Benzo(g,h,i)pérylène, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 52, Fluoranthène, Mercure, Phénanthrène, Pyrène	Nickel, Plomb, Mercure, Zinc
		Fresnaie coques	<i>C. edule</i>		
FRGC05	Fond Baie de Saint-Brieuc	Pointe du Roselier	<i>M. edulis</i>	BAC_Only : Chrysène, Cuivre, Zinc, PBDE-183, DDEpp', Indeno(1,2,3-cd)pyrène BAC_Like : Cadmium, Plomb, Benzo(a)anthracène, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 52, Fluoranthène, Mercure, Phénanthrène, Pyrène, Benzo(a)pyrène, PBDE-100, PBDE-153, PBDE-154, PBDE-47, PBDE-99, Benzo(g,h,i)pérylène	
			<i>M. gallo.</i>	EAC_Like : Mercure BAC_Only : PBDE-66, Cuivre, DDEpp', Alpha-HCH, Zinc BAC_Like : Cadmium, Plomb, PBDE-100, PBDE-153, PBDE-154, PBDE-47, PBDE-99, Benzo(g,h,i)pérylène, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, Fluoranthène, Phénanthrène, Pyrène	
		Saint-Brieuc coques	<i>C. edule</i>		
FRGC07	Paimpol - Perros-Guirec	Beg Nod	<i>C. gigas</i>	EAC_Like : Mercure BAC_Only : PBDE-183, PBDE-66, PBDE-85, Cuivre, DDEpp', Alpha-HCH, Zinc, PBDE-209 BAC_Like : Benzo(a)pyrène, PBDE-100, PBDE-153, PBDE-154, PBDE-47, PBDE-99, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 180, PCB 52, Fluoranthène, Phénanthrène, Pyrène	Cadmium, Cuivre, Mercure
		Le Castel	<i>C. edule</i>	EAC_Like : Mercure	
			<i>C. gigas</i>	EAC_Like : Mercure BAC_Only : Cuivre, Zinc	

5 – Intégration et perspectives

Code de la MEC	Nom de la MEC	Libellé du lieu	Taxon	Substance(s) supérieure(s) aux seuils chez les bivalves dans la SRM MC	Substance(s) qui augmente(nt)
		Sillon noir	<i>C. edule</i>	EAC_Like : Nickel, Mercure	
FRGC10	Baie de Lannion	Le Douron	<i>C. edule</i>		
		St Michel en Grève	<i>M. edulis</i>	EAC_Like : Mercure BAC_Only : DDEpp', Alpha-HCH, Zinc, PBDE-183 BAC_Like : Cadmium, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 28, PCB 52, Fluoranthène, Phénanthrène, Pyrène, PBDE-100, PBDE-154, PBDE-47, PBDE-99	Nickel, Cadmium, Mercure, Zinc
			<i>M. gallo.</i>	EAC_Like : Mercure BAC_Only : PBDE-66, PBDE-85, Chrysène, Cuivre, Zinc, DDEpp', Alpha-HCH BAC_Like : Cadmium, Benzo(a)anthracène, PBDE-100, PBDE-154, PBDE-47, PBDE-99, Benzo(g,h,i)pérylène, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, Phénanthrène, Pyrène	
FRGC16	Rade de Brest	Anse du Bourg	<i>C. gigas</i>	BAC_Like : Plomb	
		Camaret - Pointe Sainte Barbe	<i>M. edulis</i>	EAC_Like : Mercure BAC_Only : Cuivre, Zinc BAC_Like : Plomb	
		Kernisi	<i>C. gigas</i>	EAC_Like : Mercure BAC_Only : Cuivre, Zinc BAC_Like : Plomb	
		Large anse de l'Auberlac'h - blocs de béton	<i>M. edulis</i>	BAC_Only : Cuivre, Zinc BAC_Like : Plomb, Mercure	
		Persuel	<i>C. gigas</i>	EAC_Like : PCB 118, Mercure BAC_Only : PBDE-66, PCB 105, Chrysène, Cuivre, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc BAC_Like : Plomb, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PBDE-100, PBDE-154, PBDE-28, PBDE-47, PBDE-99, Benzo(g,h,i)pérylène, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180, PCB 52, Fluoranthène, Phénanthrène, Pyrène	
		Rossermeur	<i>C. gigas</i>	EAC_Like : PCB 118, Mercure, Tributylétain cation BAC_Only : PBDE-183, PBDE-85, Chrysène, Cuivre, DDEpp', Alpha-HCH, Zinc, PBDE-209 BAC_Like : Cadmium, Plomb, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PBDE-100, PBDE-154, PBDE-28, PBDE-47, PBDE-99, Benzo(g,h,i)pérylène, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180, PCB 52, Fluoranthène, Phénanthrène, Pyrène	Nickel, Cadmium, Plomb, Benzo(a)anthracène, Cuivre, Mercure, Zinc
		Sillon des anglais - Kerberon	<i>M. edulis</i>	EAC_Like : Plomb, Mercure BAC_Only : Cuivre, Zinc BAC_Like : Cadmium	
FRGC18	Iroise (large)		<i>C. gigas</i>	BAC_Only : PBDE-183, Zinc	

5 – Intégration et perspectives

Code de la MEC	Nom de la MEC	Libellé du lieu	Taxon	Substance(s) supérieure(s) aux seuils chez les bivalves dans la SRM MC	Substance(s) qui augmente(nt)
		Baie de Lampaul		BAC_Like : PBDE-100, PBDE-154, PBDE-47, PBDE-99, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, Fluoranthène, Phénanthrène, Pyrène	
			<i>M. edulis</i>	BAC_Only : PBDE-183, PBDE-66, Cuivre, DDEpp', Zinc, PBDE-209, Alpha-HCH BAC_Like : Cadmium, Plomb, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PBDE-100, PBDE-153, PBDE-154, PBDE-47, PBDE-99, Benzo(g,h,i)pérylène, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, Phénanthrène, Pyrène	
FRGC20	Baie de Douarnenez	Kervel	<i>C. gigas</i>	EAC_Like : PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, Fluoranthène, Phénanthrène, Pyrène, Tributylétain cation BAC_Only : PCB 105, Cuivre, Zinc, PBDE-183, Indeno(1,2,3-cd)pyrène BAC_Like : Plomb, PCB 52, Benzo(a)pyrène, PBDE-100, PBDE-47, PBDE-99, Benzo(g,h,i)pérylène, PCB 28	
			<i>M. edulis</i>	EAC_Like : Tributylétain cation BAC_Only : PBDE-183, PBDE-66, Chrysène, Cuivre, DDEpp', Alpha-HCH, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc, PBDE-209 BAC_Like : Plomb, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PBDE-100, PBDE-153, PBDE-154, PBDE-47, PBDE-99, Benzo(g,h,i)pérylène, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 180, Mercure, Phénanthrène, Pyrène	Nickel, Cadmium, Plomb, Benzo(a)pyrène, Cuivre, Mercure, Zinc

5 – Intégration et perspectives

Tableau 19. Evaluation de la contamination chez les bivalves dans la SRM GdG. Pour chaque station, les substances dépassant les seuils EAC_like (i.e. EAC, NQE, QS, FEQG), ou qui augmentent sont listées en rouge, les substances dépassant les BAC sont listées en vert quand il existe aussi une EAC-like ou en orange quand il n'existe pas d'EAC-like. Les substances inférieures à la BAC ne sont pas listées ci-dessous. MEC : Masse d'Eau Côtière

Code de la MEC	Nom de la MEC	Libellé du lieu	Taxon	Substance(s) supérieure(s) aux seuils chez les bivalves dans la SRM GdG	Substance(s) qui augmente(nt)
FRGC29	Baie de Concarneau	Pointe de Moustierlin	<i>M. edulis</i>	<p>EAC_Like : Mercure, Tributylétain cation</p> <p>BAC_Only : PBDE-183, Chrysène, Cuivre, DDEpp', Alpha-HCH, Zinc</p> <p>BAC_Like : Benzo(a)anthracène, PBDE-100, PBDE-153, PBDE-154, PBDE-28, PBDE-47, PBDE-99, Benzo(g,h,i)pérylène, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, Fluoranthène, Phénanthrène, Pyrène</p>	PBDE-28, Mercure
FRGC36	Baie de Quiberon	Men er Roue	<i>C. gigas</i>	<p>EAC_Like : Mercure</p> <p>BAC_Only : Cuivre, Zinc, Chrysène</p> <p>BAC_Like : Benzo(a)anthracène, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153</p>	
FRGC39	Golfe du Morbihan	Le Guilvin	<i>C. gigas</i>	<p>EAC_Like : PCB 118, Mercure</p> <p>BAC_Only : PBDE-183, Chrysène, Cuivre, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc, PBDE-209</p> <p>BAC_Like : Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PBDE-100, PBDE-154, PBDE-47, PBDE-99, Benzo(g,h,i)pérylène, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180, PCB 52, Fluoranthène, Phénanthrène, Pyrène</p>	Cuivre, Mercure
		Roguedas	<i>C. gigas</i>	<p>EAC_Like : PCB 118, Mercure</p> <p>BAC_Only : PBDE-85, Chrysène, Cuivre, DDEpp', Alpha-HCH, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc</p> <p>BAC_Like : Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PBDE-100, PBDE-154, PBDE-47, PBDE-99, Benzo(g,h,i)pérylène, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180, Fluoranthène, Phénanthrène, Pyrène, Tributylétain cation</p>	
FRGC42	Belle-Ile	Belle-Ile	<i>C. chione</i>	<p>BAC_Only : PCB 153, Chrysène</p>	
FRGC44	Baie de Vilaine (côte)	Ile Dumet (a)	<i>M. edulis</i>	<p>EAC_Like : PCB 118, Mercure</p> <p>BAC_Only : PBDE-183, PBDE-66, PCB 105, Chrysène, Cuivre, DDEpp', Alpha-HCH, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc, PBDE-209</p> <p>BAC_Like : Plomb, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PBDE-100, PBDE-153, PBDE-154, PBDE-28, PBDE-47, PBDE-99, Benzo(g,h,i)pérylène, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180, PCB 52, Fluoranthène, Phénanthrène, Pyrène</p>	Nickel, Cadmium, Plomb, Cuivre, Mercure, Zinc
		Pen Bé	<i>M. edulis</i>	<p>EAC_Like : PCB 118, Mercure</p> <p>BAC_Only : PBDE-66, PBDE-85, PCB 105, Chrysène, Cuivre, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc, PBDE-209</p> <p>BAC_Like : Plomb, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PBDE-100, PBDE-153, PBDE-154, PBDE-28, PBDE-47, PBDE-99, Benzo(g,h,i)pérylène, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180, Fluoranthène, Phénanthrène, Pyrène</p>	Nickel, Cadmium, Plomb, Cuivre, Mercure, Zinc
		Pointe Castelli	<i>M. edulis</i>	<p>EAC_Like : Mercure</p> <p>BAC_Only : Cuivre, Zinc, DDEpp', Alpha-HCH</p> <p>BAC_Like : Cadmium, Plomb, PBDE-100, PBDE-47, PBDE-99, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, Phénanthrène, Pyrène</p>	

5 – Intégration et perspectives

Code de la MEC	Nom de la MEC	Libellé du lieu	Taxon	Substance(s) supérieure(s) aux seuils chez les bivalves dans la SRM GdG	Substance(s) qui augmente(nt)
		Pointe er Fosse	<i>C. gigas</i>	EAC_Like : Mercure BAC_Only : Cuivre, Zinc	
			<i>M. edulis</i>	EAC_Like : PCB 118, Mercure BAC_Only : PBDE-183, PBDE-66, PBDE-85, Chrysène, Cuivre, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc, DDEpp', Alpha-HCH BAC_Like : Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PBDE-100, PBDE-154, PBDE-28, PBDE-47, PBDE-99, Benzo(g,h,i)pérylène, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180, Fluoranthène, Phénanthrène, Pyrène	Nickel, Cuivre, Zinc
		Traict Pen Bé	<i>R. philip.</i>	EAC_Like : Mercure	
FRGC45	Baie de Vilaine (large)	Barres de Pen Bron 1	<i>M. edulis</i>	BAC_Only : Cuivre, Zinc	Cadmium, Zinc
		Grand traict 2	<i>C. edule</i>	EAC_Like : Mercure BAC_Only : PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 180, Indeno(1,2,3-cd)pyrène BAC_Like : Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, Benzo(g,h,i)pérylène	
		Le Croisic	<i>M. edulis</i>	EAC_Like : PCB 118, Mercure BAC_Only : PCB 105, Cuivre, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc BAC_Like : Cadmium, Plomb, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, Benzo(g,h,i)pérylène, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180, Fluoranthène, Pyrène	
FRGC46	Loire (large)	Penchateau	<i>M. edulis</i>	EAC_Like : Mercure BAC_Only : Cuivre, Zinc BAC_Like : Plomb	
		Plage Benoît 11	<i>C. edule</i>		
FRGC47	Ile d'Yeu	Ile d'Yeu est	<i>M. edulis</i>	EAC_Like : Mercure BAC_Only : Cuivre, Zinc BAC_Like : Plomb	
		Paillard	<i>C. gigas</i>	EAC_Like : Mercure BAC_Only : Cuivre, Zinc	
FRGC48	Baie de Bourgneuf	Bourgneuf - Coupelasse	<i>C. gigas</i>	EAC_Like : Mercure BAC_Only : PBDE-66, PBDE-85, PCB 105, Cuivre, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc, PBDE-209 BAC_Like : Plomb, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PBDE-100, PBDE-154, PBDE-47, PBDE-99, Benzo(g,h,i)pérylène, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 180, Fluoranthène, Phénanthrène, Pyrène	Plomb

5 – Intégration et perspectives

Code de la MEC	Nom de la MEC	Libellé du lieu	Taxon	Substance(s) supérieure(s) aux seuils chez les bivalves dans la SRM GdG	Substance(s) qui augmente(nt)
		Fort Larron	<i>R. philip.</i>	EAC_Like : Mercure	
		Fromentine bas	<i>C. gigas</i>	EAC_Like : Mercure BAC_Only : Cuivre, Zinc	
		La Sennetière	<i>C. gigas</i>	EAC_Like : Mercure BAC_Only : Cuivre, Zinc BAC_Like : Cadmium, Plomb	
		Les Rouches	<i>R. philip.</i>	EAC_Like : Mercure BAC_Only : PCB 153 BAC_Like : Benzo(a)anthracène	
		Noirmoutier - Gresse-loup	<i>C. gigas</i>	EAC_Like : PCB 118, Mercure BAC_Only : PBDE-183, PBDE-66, Cuivre, DDEpp', Alpha-HCH, Zinc BAC_Like : Plomb, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PBDE-100, PBDE-154, PBDE-28, PBDE-47, PBDE-99, Benzo(g,h,i)pérylène, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180, Fluoranthène, Phénanthrène, Pyrène	Phénanthrène
FRGC50	Nord Sables-d'Olonne	Dunes de Brétignolles	<i>C. gigas</i>	EAC_Like : Mercure BAC_Only : Cuivre, Zinc	
FRGC51	Sud Sables-d'Olonne	Talmont	<i>C. gigas</i>	EAC_Like : Mercure BAC_Only : PBDE-183, PBDE-85, Chrysène, Cuivre, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc BAC_Like : Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PBDE-100, PBDE-154, PBDE-47, PBDE-99, Benzo(g,h,i)pérylène, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 180, Fluoranthène, Phénanthrène, Pyrène	
FRGC52	Ile de Ré (large)	Le Martray	<i>C. gigas</i>	EAC_Like : Mercure BAC_Only : Cuivre, Zinc	
FRGC53	Pertuis Breton	Fier d'Ars	<i>C. gigas</i>	EAC_Like : Mercure BAC_Only : Cuivre, Zinc	
		Filière w	<i>M. edulis</i>	EAC_Like : Mercure BAC_Only : Cuivre, Zinc BAC_Like : Plomb	
		La Pointe de la Roche	<i>M. edulis</i>	EAC_Like : Mercure BAC_Only : Cuivre, Zinc, Indeno(1,2,3-cd)pyrène	Cadmium

5 – Intégration et perspectives

Code de la MEC	Nom de la MEC	Libellé du lieu	Taxon	Substance(s) supérieure(s) aux seuils chez les bivalves dans la SRM GdG	Substance(s) qui augmente(nt)
				BAC_Like : Plomb, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, Benzo(g,h,i)pérylène, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, Fluoranthène, Phénanthrène, Pyrène	
		Le Grand Garçon	<i>R. philip.</i>	EAC_Like : Mercure	
		Les Ecluseaux (terre)	<i>M. edulis</i>	BAC_Like : Mercure	
		Rivedoux	<i>C. gigas</i>	EAC_Like : PCB 118, Mercure, Tributylétain cation BAC_Only : PBDE-183, PBDE-66, PCB 105, Cuivre, DDEpp', Alpha-HCH, Zinc, PBDE-209 BAC_Like : Plomb, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PBDE-100, PBDE-154, PBDE-28, PBDE-47, PBDE-99, Benzo(g,h,i)pérylène, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180, PCB 52, Fluoranthène, Phénanthrène, Pyrène	
FRGC54	La Rochelle	Châtelailon	<i>C. gigas</i>	EAC_Like : PCB 118, Mercure BAC_Only : PBDE-183, PBDE-66, PBDE-85, PCB 105, Chrysène, Cuivre, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc, PBDE-209 BAC_Like : Plomb, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PBDE-100, PBDE-154, PBDE-28, PBDE-47, PBDE-99, Benzo(g,h,i)pérylène, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180, PCB 52, Fluoranthène, Phénanthrène, Pyrène	
		Escalier Gaillard	<i>C. gigas</i>	EAC_Like : Mercure BAC_Only : Cuivre, Zinc BAC_Like : Plomb	
FRFC01	Côte Nord-Est de l'île d'Oléron	Saumonards Filières	<i>M. edulis</i>	EAC_Like : Mercure BAC_Only : Cuivre, Zinc BAC_Like : Plomb	
FRFC02	Pertuis Charentais	Agoût	<i>R. philip.</i>	EAC_Like : Mercure BAC_Only : PCB 101, PCB 153, Chrysène BAC_Like : Benzo(a)anthracène	
		Bourgeois	<i>C. gigas</i>	EAC_Like : PCB 118, Mercure, Dioxines, furanes et PCB-dl BAC_Only : PCB 105, Chrysène, Cuivre, Zinc BAC_Like : Plomb, Benzo(a)anthracène, Benzo(g,h,i)pérylène, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180, PCB 52, Fluoranthène, Phénanthrène, Pyrène	
		Boyardville	<i>C. gigas</i>	EAC_Like : PCB 118, Mercure BAC_Only : PBDE-183, PCB 105, Chrysène, Cuivre, DDEpp', Alpha-HCH, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc, PBDE-209 BAC_Like : Plomb, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PBDE-100, PBDE-154, PBDE-28, PBDE-47, PBDE-99, Benzo(g,h,i)pérylène, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180, PCB 52, Fluoranthène, HCB, Phénanthrène, Pyrène	Phénanthrène

5 – Intégration et perspectives

Code de la MEC	Nom de la MEC	Libellé du lieu	Taxon	Substance(s) supérieure(s) aux seuils chez les bivalves dans la SRM GdG	Substance(s) qui augmente(nt)
		Dagnas	<i>C. gigas</i>	<p>EAC_Like : PCB 118, Mercure</p> <p>BAC_Only : Chrysène, Cuivre, DDEpp', Alpha-HCH, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc, PBDE-209</p> <p>BAC_Like : Cadmium, Plomb, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PBDE-100, PBDE-154, PBDE-28, PBDE-47, PBDE-99, Benzo(g,h,i)pérylène, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180, PCB 52, Fluoranthène, HCB, Phénanthrène, Pyrène</p>	Plomb, Phénanthrène
		Les Ecussons	<i>R. philip.</i>	EAC_Like : Mercure	
		Les Palles	<i>C. gigas</i>	<p>EAC_Like : PCB 118, Mercure</p> <p>BAC_Only : PBDE-183, PBDE-66, PBDE-85, PCB 105, Chrysène, Cuivre, DDEpp', Alpha-HCH, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc, PBDE-209</p> <p>BAC_Like : Cadmium, Plomb, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PBDE-100, PBDE-154, PBDE-47, PBDE-99, Benzo(g,h,i)pérylène, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180, Fluoranthène, Pyrène, Tributylétain cation</p>	
		Perquis	<i>C. gigas</i>	<p>EAC_Like : Mercure</p> <p>BAC_Only : Cuivre, Zinc</p> <p>BAC_Like : Plomb</p>	
FRFC06	Arcachon amont	Comprian	<i>C. gigas</i>	<p>EAC_Like : Mercure</p> <p>BAC_Only : PBDE-183, PBDE-66, PBDE-85, Chrysène, Cuivre, DDEpp', Alpha-HCH, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc, PBDE-209</p> <p>BAC_Like : Plomb, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PBDE-100, PBDE-154, PBDE-47, PBDE-99, Benzo(g,h,i)pérylène, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 180, Fluoranthène, HCB, Phénanthrène, Pyrène</p>	Cadmium, Cuivre, Zinc
		La Touze	<i>R. decussatus</i>	<p>BAC_Only : PCB 153, Chrysène</p> <p>BAC_Like : Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène</p>	
			<i>R. philip.</i>	EAC_Like : Mercure	
		Les Jacquets	<i>C. gigas</i>	<p>EAC_Like : Mercure</p> <p>BAC_Only : PBDE-183, PBDE-85, Chrysène, Cuivre, DDEpp', Alpha-HCH, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc, PBDE-209</p> <p>BAC_Like : Plomb, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PBDE-100, PBDE-154, PBDE-47, PBDE-99, Benzo(g,h,i)pérylène, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 180, Fluoranthène, HCB, Phénanthrène, Pyrène</p>	Nickel, Cadmium, Plomb, Cuivre, Mercure, Zinc
FRFC07	Arcachon aval	Arguin	<i>M. edulis</i>	<p>BAC_Only : PBDE-66, PBDE-85, Chrysène, Cuivre, DDEpp', Alpha-HCH, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc</p> <p>BAC_Like : Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PBDE-100, PBDE-154, PBDE-47, PBDE-99, Benzo(g,h,i)pérylène, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, Fluoranthène, Mercure, Pyrène</p>	
		Cap Ferret	<i>C. gigas</i>	<p>EAC_Like : PCB 118, Mercure</p> <p>BAC_Only : PBDE-183, PBDE-66, PBDE-85, PCB 105, Chrysène, Cuivre, DDEpp', Alpha-HCH, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc, PBDE-209</p>	Anthracène, Phénanthrène

5 – Intégration et perspectives

Code de la MEC	Nom de la MEC	Libellé du lieu	Taxon	Substance(s) supérieure(s) aux seuils chez les bivalves dans la SRM GdG	Substance(s) qui augmente(nt)
				BAC_Like : Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PBDE-100, PBDE-154, PBDE-28, PBDE-47, PBDE-99, Benzo(g,h,i)pérylène, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180, PCB 52, Fluoranthène, HCB, Phénanthrène, Pyrène	
FRFC09	Lac d'Hossegor	Capbreton ouest	<i>M. edulis</i>	EAC_Like : PCB 118, Mercure BAC_Only : PBDE-183, PBDE-66, PBDE-85, Chrysène, Cuivre, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc, PBDE-209, DDEpp' BAC_Like : Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PBDE-100, PBDE-153, PBDE-154, PBDE-28, PBDE-47, PBDE-99, Benzo(g,h,i)pérylène, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180, Fluoranthène, Phénanthrène, Pyrène	Nickel, Cuivre, Mercure
		Hossegor limite nord parcs	<i>C. gigas</i>	EAC_Like : PCB 118, PCB 138, Mercure BAC_Only : PBDE-183, PBDE-66, PBDE-85, PCB 105, Chrysène, Cuivre, DDEpp', Alpha-HCH, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc, PBDE-209 BAC_Like : Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PBDE-100, PBDE-153, PBDE-154, PBDE-28, PBDE-47, PBDE-99, Benzo(g,h,i)pérylène, PCB 101, PCB 153, PCB 180, PCB 52, Fluoranthène, Phénanthrène, Pyrène, Tributylétain cation, HCB	Anthracène
FRFC11	Côte Basque	Biarritz	<i>M. edulis</i>	EAC_Like : PCB 118, Mercure, Pyrène BAC_Only : PBDE-183, PBDE-66, PBDE-85, PCB 105, Chrysène, Cuivre, DDEpp', Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc, PBDE-209, Alpha-HCH BAC_Like : Cadmium, Plomb, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PBDE-100, PBDE-153, PBDE-154, PBDE-28, PBDE-47, PBDE-99, Benzo(g,h,i)pérylène, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180, PCB 52, Fluoranthène, Phénanthrène, Tributylétain cation, HCB	PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 52
		Ciboure - La Nivelle	<i>C. gigas</i>	EAC_Like : PCB 118, Mercure, Tributylétain cation BAC_Only : PBDE-183, PBDE-66, PBDE-85, Chrysène, Cuivre, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc, PBDE-209, PCB 105, DDEpp' BAC_Like : Plomb, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PBDE-100, PBDE-153, PBDE-154, PBDE-28, PBDE-47, PBDE-99, Benzo(g,h,i)pérylène, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180, PCB 52, Fluoranthène, Phénanthrène, Pyrène	Mercure, Zinc

5 – Intégration et perspectives

Tableau 20. Evaluation de la contamination chez *M. galloprovincialis* dans la Région marine Méditerranée. Pour chaque station, les substances dépassant les seuils EAC_like (i.e. EAC, NQE, QS, FEQG), ou qui augmentent sont listées en rouge, les substances dépassant les BAC sont listées en vert quand il existe aussi une EAC-like ou en orange quand il n'existe pas d'EAC-like. Les substances inférieures à la BAC ne sont pas listées ci-dessous. MEC : Masse d'Eau Côtière

Code de la MEC	Nom de la MEC	Libellé du lieu	Substance(s) supérieure(s) aux seuils chez <i>M. galloprovincialis</i> dans la Région MO	Substance(s) qui augmente(nt)
FRDC01	Frontière espagnole - Racou Plage	01A03 - Banyuls 2	BAC_Only : PCB 156, DDEpp', Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc, PBDE-100, PBDE-99 BAC_Like : Benzo(g,h,i)pérylène, Cadmium, Plomb, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 52, Mercure	DDEpp'
		01B - Port Vendres	BAC_Only : Cuivre, Zinc BAC_Like : Cadmium, Plomb, Mercure	Mercure
		Banyuls - Labo Arago	EAC_Like : Mercure BAC_Only : PBDE-183, PBDE-66, Cuivre, DDEpp', Alpha-HCH, Zinc BAC_Like : Chrysène, Cadmium, Plomb, PBDE-100, PBDE-154, PBDE-47, PBDE-99, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 180, Phénanthrène	Cuivre, Zinc
FRDC02A	Racou Plage - Embouchure de l'Aude	02A0 - Argeles	BAC_Only : PCB 105, PCB 156, DDEpp', Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc BAC_Like : Benzo(g,h,i)pérylène, Chrysène, Cadmium, Plomb, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52	Plomb, Mercure
		02B - Canet plage	EAC_Like : Mercure BAC_Only : Cuivre, Zinc BAC_Like : Cadmium, Plomb	
		07A - Port la nouvelle	BAC_Only : Cuivre, DDEpp', Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc BAC_Like : Benzo(g,h,i)pérylène, Plomb, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 52, PBDE-100, PBDE-99	Plomb
FRDC02B	Embouchure de l'Aude - Cap d'Agde	07D - Valras 1	BAC_Only : Zinc BAC_Like : Cadmium, Plomb	Mercure
		07F - Aude	BAC_Only : Zinc	
	Embouchure de l'Hérault	EAC_Like : Mercure BAC_Only : Chrysène, PBDE-66, Cuivre, DDEpp', Alpha-HCH, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc BAC_Like : Benzo(g,h,i)pérylène, Cadmium, Plomb, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PBDE-100, PBDE-154, PBDE-47, PBDE-99, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 180, Phénanthrène, Pyrène	Cadmium	
FRDC02C	Cap d'Agde	07G - Cap Agde Sud	BAC_Only : PCB 156, Cuivre, DDEpp', Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc BAC_Like : Benzo(g,h,i)pérylène, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, Phénanthrène, PBDE-100, PBDE-99	Nickel, Cuivre
FRDC02D	Limite Cap d'Agde - Sète	Filières de Sète-Marseillan	EAC_Like : Mercure BAC_Only : Cuivre, Zinc BAC_Like : Plomb	
FRDC02F	Frontignan - Pointe de l'Espiguette	10A0 - Frontignan	BAC_Only : DDEpp', Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc BAC_Like : Benzo(g,h,i)pérylène, Cadmium, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 180, PCB 52	Nickel, Plomb, Mercure
		10C - Palavas	BAC_Only : Cuivre, Zinc BAC_Like : Cadmium	Mercure
			BAC_Only : Zinc, DDEpp', Alpha-HCH, Indeno(1,2,3-cd)pyrène	

5 – Intégration et perspectives

Code de la MEC	Nom de la MEC	Libellé du lieu	Substance(s) supérieure(s) aux seuils chez <i>M. galloprovincialis</i> dans la Région MO	Substance(s) qui augmente(nt)
		10E - Grau du roi - Récif limite NE	BAC_Like : Benzo(g,h,i)pérylène, Chrysène, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PBDE-100, PBDE-99, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 52	
FRDC04	Golfe de Fos	15C - Rhône	EAC_Like : Mercure BAC_Only : Cuivre, Zinc BAC_Like : Cadmium, Plomb	
		16B - Ponteau	EAC_Like : Mercure, Tributylétain cation BAC_Only : Cuivre, DDEpp', Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc, PBDE-100, PBDE-99 BAC_Like : Benzo(g,h,i)pérylène, Chrysène, Cadmium, Plomb, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 180, PCB 52	Plomb, Mercure
		Anse de Carteau 2	EAC_Like : Mercure, Tributylétain cation BAC_Only : Chrysène, PBDE-183, PBDE-66, PBDE-85, Cuivre, DDEpp', Alpha-HCH, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc, PBDE-209 BAC_Like : Benzo(g,h,i)pérylène, Plomb, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PBDE-100, PBDE-153, PBDE-154, PBDE-47, PBDE-99, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 180, PCB 52, Fluoranthène, HCB, Phénanthrène, Pyrène	Nickel, Cadmium, Mercure, Zinc
		Pointe St Gervais	EAC_Like : Mercure BAC_Only : Chrysène, PBDE-183, PBDE-66, PBDE-85, PCB 105, Cuivre, DDEpp', Alpha-HCH, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc, PBDE-209 BAC_Like : Benzo(g,h,i)pérylène, Plomb, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PBDE-100, PBDE-153, PBDE-154, PBDE-28, PBDE-47, PBDE-99, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 180, PCB 52, Fluoranthène, Phénanthrène, Pyrène, HCB	Cadmium, Plomb, Anthracène, Cuivre, Mercure, Zinc
FRDC05	Côte Bleue	18A - Carry	EAC_Like : PCB 118, Mercure, Tributylétain cation BAC_Only : PCB 105, Cuivre, DDEpp', Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc BAC_Like : Benzo(g,h,i)pérylène, Cadmium, Plomb, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180, PBDE-100, PBDE-99	Plomb, Mercure
		Cap Couronne	EAC_Like : Mercure BAC_Only : Chrysène, PBDE-66, PBDE-85, Cuivre, DDEpp', Alpha-HCH, Zinc BAC_Like : Benzo(g,h,i)pérylène, Cadmium, Plomb, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PBDE-100, PBDE-153, PBDE-154, PBDE-28, PBDE-47, PBDE-99, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 180, Phénanthrène	Nickel, Cadmium, Cuivre, Mercure, Zinc
FRDC06A	Petite Rade de Marseille	19C - Marseille jetee	EAC_Like : Mercure BAC_Only : Cuivre, Zinc BAC_Like : Cadmium, Plomb	
		19E - Huveaume	EAC_Like : Mercure BAC_Only : Zinc BAC_Like : Plomb	
FRDC06B	Pointe d'Endoume - Cap Croisette et îles du Frioul	Pomègues	EAC_Like : Mercure, Tributylétain cation BAC_Only : PCB 105, PCB 156, DDEpp', Alpha-HCH, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc BAC_Like : Benzo(g,h,i)pérylène, Cadmium, Plomb, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 180, PCB 52 EAC_Like : Plomb, PCB 118, Somme de 3 HBCDD, Mercure	Nickel

5 – Intégration et perspectives

Code de la MEC	Nom de la MEC	Libellé du lieu	Substance(s) supérieure(s) aux seuils chez <i>M. galloprovincialis</i> dans la Région MO	Substance(s) qui augmente(nt)
		Pomègues Est	BAC_Only : Chrysène, PBDE-183, PBDE-66, PBDE-85, PCB 105, PCB 156, Cuivre, DDEpp', Alpha-HCH, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc BAC_Like : Benzo(g,h,i)pérylène, Cadmium, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PBDE-100, PBDE-153, PBDE-154, PBDE-28, PBDE-47, PBDE-99, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Fluoranthène, HCB, Phénanthrène, Pyrène, PBDE-100, PBDE-99	Cadmium, PCB 52, Zinc
FRDC07A	îles de Marseille hors Frioul	20A0 - Cortiou 2	EAC_Like : Mercure BAC_Only : PCB 105, PCB 156, DDEpp', Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc BAC_Like : Benzo(g,h,i)pérylène, Chrysène, Cadmium, Plomb, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 180, Phénanthrène, PBDE-100, PBDE-99	Nickel, Cadmium, Mercure, Zinc
		20C - ile plane	EAC_Like : Mercure BAC_Only : PCB 156, Cuivre, DDEpp', Alpha-HCH, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc BAC_Like : Benzo(g,h,i)pérylène, Cadmium, Plomb, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PBDE-100, PBDE-99, Tributylétain cation	Cuivre, Mercure, Zinc
		Marseille Cortiou Rejet STEP	EAC_Like : Mercure BAC_Only : Zinc BAC_Like : Cadmium, Plomb	
FRDC07B	Cap croisette - Bec de l'Aigle	20B - Cassis	EAC_Like : Mercure BAC_Only : Zinc BAC_Like : Cadmium, Plomb	Mercure
		Cap Canaille	EAC_Like : Mercure BAC_Only : PCB 105, PCB 156, Cuivre, DDEpp', Alpha-HCH, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc BAC_Like : Benzo(g,h,i)pérylène, Cadmium, Plomb, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 52, PBDE-100, PBDE-99, Tributylétain cation	
FRDC07C	Bec de l'Aigle - Pointe de la Fauconnière	21A0 - La ciotat 2	EAC_Like : Mercure BAC_Only : PCB 156, Cuivre, DDEpp', Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc BAC_Like : Benzo(g,h,i)pérylène, Cadmium, Plomb, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PBDE-100, PBDE-99, Tributylétain cation	Plomb, Mercure
FRDC07E	Ilot Pierreplane - Pointe du Gaou	21B - Bandol	EAC_Like : Mercure BAC_Only : Cuivre, DDEpp', Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc BAC_Like : Benzo(g,h,i)pérylène, Cadmium, Plomb, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 52	Mercure
		21E - ile embiez	EAC_Like : Mercure BAC_Only : PCB 156, Cuivre, DDEpp', Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc BAC_Like : Benzo(g,h,i)pérylène, Cadmium, Plomb, Benzo(a)pyrène, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 28, PCB 52, PBDE-100, PBDE-99	Zinc
FRDC07F	Pointe du Gaou - Pointe Escampobaridou	21C - Sicie	EAC_Like : Mercure BAC_Only : PCB 156, Cuivre, DDEpp', Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc BAC_Like : Benzo(g,h,i)pérylène, Cadmium, Plomb, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 28, PCB 52	Nickel, Mercure

5 – Intégration et perspectives

Code de la MEC	Nom de la MEC	Libellé du lieu	Substance(s) supérieure(s) aux seuils chez <i>M. galloprovincialis</i> dans la Région MO	Substance(s) qui augmente(nt)
		23A - Giens	EAC_Like : Mercure BAC_Only : Cuivre, Zinc BAC_Like : Cadmium, Plomb	
		Toulon Cap Sicie Rejet STEP	EAC_Like : Mercure BAC_Only : Zinc BAC_Like : Cadmium, Plomb	
FRDC07G	Cap Cepet - Cap de Carqueiranne	22B - Toulon gde rade	EAC_Like : Mercure, Tributylétain cation BAC_Only : Cuivre, DDEpp', Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc BAC_Like : Benzo(g,h,i)pérylène, Chrysène, Cadmium, Plomb, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 52, PBDE-100, PBDE-99	Nickel, Mercure
		22C - Toulon pte rade	EAC_Like : Mercure, Tributylétain cation BAC_Only : Chrysène, PCB 105, PCB 156, Cuivre, DDEpp', Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc BAC_Like : Benzo(g,h,i)pérylène, Cadmium, Plomb, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 153, PCB 180, PCB 52, Fluoranthène, Phénanthrène, Pyrène, PBDE-100, PBDE-99	
		22E - Carqueiranne	EAC_Like : Mercure BAC_Only : PCB 156, Cuivre, DDEpp', Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc BAC_Like : Benzo(g,h,i)pérylène, Cadmium, Plomb, Benzo(a)pyrène, PCB 138, PCB 153	Zinc
		Toulon - Lazaret	EAC_Like : Plomb, PCB 118, Mercure, Dioxines, furanes et PCB-dl, Tributylétain cation BAC_Only : Chrysène, PBDE-183, PBDE-66, PBDE-85, PCB 105, PCB 156, Cuivre, DDEpp', Alpha-HCH, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc, PBDE-209 BAC_Like : Benzo(g,h,i)pérylène, Cadmium, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PBDE-100, PBDE-153, PBDE-154, PBDE-28, PBDE-47, PBDE-99, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180, PCB 52, Fluoranthène, HCB, Phénanthrène, Pyrène	Nickel, Cadmium, Dioxines, furanes et PCB-dl, Zinc
FRDC07H	Ile d'Hyères	23F - Porquerolles	EAC_Like : Mercure BAC_Only : PCB 156, Cuivre, DDEpp', Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc BAC_Like : Benzo(g,h,i)pérylène, Cadmium, Plomb, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153	Cuivre, Zinc
		Ile Levant Sud DC	EAC_Like : Mercure BAC_Only : PCB 105, PCB 156, DDEpp', Alpha-HCH, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc BAC_Like : Benzo(g,h,i)pérylène, Chrysène, Cadmium, Plomb, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 180, PCB 52, PBDE-100, PBDE-99	
FRDC07I	Cap de l'Estérel - Cap de Brégançon	23B - Hyeres ouest 1	EAC_Like : Mercure BAC_Only : Zinc BAC_Like : Cadmium, Plomb	
FRDC07J	Cap Bénat - Cap Camarat	24A - Lavandou	EAC_Like : Mercure BAC_Only : Cuivre, Zinc BAC_Like : Cadmium, Plomb	Mercure
		24B - Cavalaire	EAC_Like : Mercure BAC_Only : Cuivre, DDEpp', Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc	Nickel, Mercure

5 – Intégration et perspectives

Code de la MEC	Nom de la MEC	Libellé du lieu	Substance(s) supérieure(s) aux seuils chez <i>M. galloprovincialis</i> dans la Région MO	Substance(s) qui augmente(nt)
			BAC_Like : Benzo(g,h,i)pérylène, Cadmium, Plomb, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 52	
FRDC08A	Cap Camarat - Ouest Fréjus	25A - Pampelone	EAC_Like : Mercure BAC_Only : PCB 105, Cuivre, DDEpp', Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc BAC_Like : Benzo(g,h,i)pérylène, Chrysène, Cadmium, Plomb, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 52, PBDE-100, PBDE-99	Plomb, Mercure
		26B - Les issambres	EAC_Like : Mercure BAC_Only : Zinc BAC_Like : Cadmium, Plomb	
		27A - Frejus ouest	EAC_Like : Mercure BAC_Only : Cuivre, DDEpp', Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc BAC_Like : Benzo(g,h,i)pérylène, Cadmium, Plomb, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 52	Mercure
FRDC08B	Ouest Fréjus - Saint Raphaël	26A - St tropez	EAC_Like : Mercure BAC_Only : PCB 105, Cuivre, DDEpp', Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc BAC_Like : Benzo(g,h,i)pérylène, Cadmium, Plomb, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 52, Phénanthrène	Mercure
FRDC08D	Saint Raphaël - Pointe de la Galère	27B - Frejus est	EAC_Like : Mercure BAC_Only : Cuivre, DDEpp', Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc BAC_Like : Benzo(g,h,i)pérylène, Cadmium, Plomb, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 52	Nickel, Plomb, Mercure
FRDC08E	Pointe de la Galère - Cap d'Antibes	28A0 - Cannes ouest	EAC_Like : Mercure BAC_Only : PCB 105, Cuivre, DDEpp', Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc BAC_Like : Benzo(g,h,i)pérylène, Cadmium, Plomb, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 180, PCB 52, PBDE-100, PBDE-99	Nickel, Mercure
		28C - ile st honorat	EAC_Like : Mercure BAC_Only : Cuivre, Zinc BAC_Like : Cadmium, Plomb	
		Golfe de la Napoule	EAC_Like : Mercure BAC_Only : Chrysène, PBDE-183, PBDE-66, PBDE-85, PCB 105, PCB 156, Cuivre, DDEpp', Alpha-HCH, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc BAC_Like : Benzo(g,h,i)pérylène, Plomb, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PBDE-100, PBDE-153, PBDE-154, PBDE-28, PBDE-47, PBDE-99, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 180, PCB 52, Fluoranthène, Phénanthrène, Pyrène	Nickel, Cadmium, Zinc
FRDC09A	Cap d'Antibes - Sud port Antibes	29E - Antibes sud	EAC_Like : Mercure BAC_Only : PCB 105, PCB 156, DDEpp', Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc BAC_Like : Benzo(g,h,i)pérylène, Chrysène, Cadmium, Plomb, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 52, Phénanthrène, PBDE-100, PBDE-99, Tributylétain cation	Nickel
FRDC09B	Port Antibes - Port de	29D - Emb.du var	EAC_Like : Mercure BAC_Only : Cuivre, Zinc BAC_Like : Cadmium, Plomb	

5 – Intégration et perspectives

Code de la MEC	Nom de la MEC	Libellé du lieu	Substance(s) supérieure(s) aux seuils chez <i>M. galloprovincialis</i> dans la Région MO	Substance(s) qui augmente(nt)
	commerce de Nice	Antibes nord DC	EAC_Like : Mercure BAC_Only : PCB 105, PCB 156, DDEpp', Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc BAC_Like : Benzo(g,h,i)pérylène, Chrysène, Cadmium, Plomb, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 52, PBDE-100, PBDE-99, Tributylétain cation	Nickel
FRDC09C	Port de commerce de Nice - Cap Ferrat	29C03 - Villefranche	EAC_Like : Mercure BAC_Only : Cuivre, Zinc BAC_Like : Cadmium, Plomb	
FRDC09D	Rade de Villefranche	Rade villefranche DC	EAC_Like : PCB 52, Mercure, Tributylétain cation BAC_Only : Chrysène, PCB 105, PCB 156, Cuivre, DDEpp', Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc BAC_Like : Benzo(g,h,i)pérylène, Cadmium, Plomb, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 180, Phénanthrène, PBDE-100, PBDE-99	
FRDC10C	Monte Carlo-Frontière italienne	30A - Menton	EAC_Like : Mercure BAC_Only : DDEpp', Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc BAC_Like : Benzo(g,h,i)pérylène, Cadmium, Plomb, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 52, PBDE-100, PBDE-99, Tributylétain cation	Nickel, Mercure
FRECO1AB	Pointe Palazzu - Sud Nonza	47A - Galeria	EAC_Like : Mercure BAC_Only : Cuivre, Zinc BAC_Like : Cadmium, Plomb	
		48B - Ile rousse	EAC_Like : Mercure BAC_Only : PCB 105, PCB 156, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc BAC_Like : Benzo(g,h,i)pérylène, Cadmium, Plomb, Benzo(a)pyrène, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 52	Mercure
		Revellata SM	EAC_Like : Mercure BAC_Only : PCB 105, PCB 156, DDEpp', Alpha-HCH, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc BAC_Like : Benzo(g,h,i)pérylène, Cadmium, Plomb, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 52, Phénanthrène, PBDE-100, PBDE-99, Tributylétain cation	Nickel
		Toulon gde rade coffre	EAC_Like : Mercure BAC_Only : Alpha-HCH, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc BAC_Like : Benzo(g,h,i)pérylène, Chrysène, Cadmium, Plomb, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 138, PCB 153	
FRECO1C	Golfe de Saint-Florent	50A - St florent	EAC_Like : PCB 101, PCB 118, Mercure BAC_Only : PCB 105, PCB 156, DDEpp', Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc BAC_Like : Benzo(g,h,i)pérylène, Chrysène, Cadmium, Plomb, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 138, PCB 153, PCB 28, Phénanthrène	
FRECO1D	Canari	31A - Pino	EAC_Like : Mercure BAC_Only : Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc BAC_Like : Benzo(g,h,i)pérylène, Cadmium, Plomb, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 52	Mercure
		50E - Canari	EAC_Like : Mercure	

5 – Intégration et perspectives

Code de la MEC	Nom de la MEC	Libellé du lieu	Substance(s) supérieure(s) aux seuils chez <i>M. galloprovincialis</i> dans la Région MO	Substance(s) qui augmente(nt)
			<p>BAC_Only : PCB 105, PCB 156, DDEpp', Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc</p> <p>BAC_Like : Benzo(g,h,i)pérylène, Chrysène, Cadmium, Plomb, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 52</p>	
FREC02AB	Cap Est de la Corse	31D - Rogliano	<p>EAC_Like : Mercure</p> <p>BAC_Only : PCB 105, PCB 156, DDEpp', Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc</p> <p>BAC_Like : Benzo(g,h,i)pérylène, Chrysène, Cadmium, Plomb, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 52, PBDE-100, PBDE-99</p>	Nickel
FREC02C	Littoral Bastiais	32A03 - Bastia sud 2	<p>EAC_Like : Mercure</p> <p>BAC_Only : Cuivre, Zinc</p> <p>BAC_Like : Cadmium, Plomb</p>	
		Bastia Nord Rejet STEP	<p>EAC_Like : Mercure</p> <p>BAC_Only : Cuivre, Zinc</p> <p>BAC_Like : Cadmium, Plomb</p>	
		Bastia Sud Marana STEP	<p>EAC_Like : Mercure</p> <p>BAC_Only : Cuivre, Zinc</p> <p>BAC_Like : Cadmium</p>	
		Emb. Golu Sud	<p>EAC_Like : Mercure</p> <p>BAC_Only : Cuivre, Zinc</p> <p>BAC_Like : Cadmium</p>	
FREC02D	Plaine Orientale	34C - Tavignano	<p>EAC_Like : Mercure</p> <p>BAC_Only : PCB 105, DDEpp', Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc</p> <p>BAC_Like : Benzo(g,h,i)pérylène, Cadmium, Plomb, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 52</p>	Mercure
		38A - cavu	<p>EAC_Like : Mercure</p> <p>BAC_Only : Zinc</p> <p>BAC_Like : Cadmium, Plomb</p>	Mercure
		Poggio-Mezzana	<p>EAC_Like : Mercure</p> <p>BAC_Only : PCB 105, PCB 156, DDEpp', Alpha-HCH, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc</p> <p>BAC_Like : Benzo(g,h,i)pérylène, Cadmium, Plomb, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 52, PBDE-100, PBDE-99</p>	Nickel
FREC03AD	Littoral Sud Est de la Corse	39A - porto vecchio	<p>EAC_Like : Mercure</p> <p>BAC_Only : PCB 105, DDEpp', Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc</p> <p>BAC_Like : Benzo(g,h,i)pérylène, Cadmium, Plomb, PCB 153</p>	Nickel, Mercure
		41A - ile lavezzi	<p>EAC_Like : Mercure</p> <p>BAC_Only : Zinc</p> <p>BAC_Like : Cadmium, Plomb</p>	
		Pointe Sant'Amanza	<p>EAC_Like : Mercure</p> <p>BAC_Only : Zinc</p> <p>BAC_Like : Cadmium</p>	

5 – Intégration et perspectives

Code de la MEC	Nom de la MEC	Libellé du lieu	Substance(s) supérieure(s) aux seuils chez <i>M. galloprovincialis</i> dans la Région MO	Substance(s) qui augmente(nt)
		Santa Giulia	EAC_Like : Mercure, Naphtalène BAC_Only : PCB 105, PCB 156, DDEpp', Alpha-HCH, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc BAC_Like : Benzo(g,h,i)pérylène, Chrysène, Cadmium, Plomb, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Fluoranthène, Phénanthrène, Pyrène, PBDE-100, PBDE-99, Tributylétain cation	
FREC03C	Golfe de Santa Amanza	Sant'Amanza	EAC_Like : Mercure BAC_Only : PBDE-66, Cuivre, DDEpp', Alpha-HCH, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc BAC_Like : Benzo(g,h,i)pérylène, Chrysène, Cadmium, Plomb, PBDE-100, PBDE-154, PBDE-47, PBDE-99, PCB 138, PCB 153	Nickel, Cadmium, Plomb, Mercure
FREC03EG	Littoral Sud Ouest de la Corse	Figari-Bruzzi DC	EAC_Like : PCB 118, Mercure, Naphtalène, Tributylétain cation BAC_Only : PCB 105, PCB 156, DDEpp', Alpha-HCH, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc BAC_Like : Benzo(g,h,i)pérylène, Chrysène, Cadmium, Plomb, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Fluoranthène, PBDE-100, PBDE-99	
FREC03F	Goulet de Bonifacio	Goulet de Bonifacio	EAC_Like : PCB 118, Mercure BAC_Only : Cuivre, DDEpp', Alpha-HCH, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc BAC_Like : Benzo(g,h,i)pérylène, Chrysène, Plomb, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 138, PCB 153	
FREC04AC	Pointe Senetosa - Pointe Palazzu	37A - Etang de palo	EAC_Like : PCB 118, Mercure BAC_Only : PCB 105, DDEpp', Alpha-HCH, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc BAC_Like : Benzo(g,h,i)pérylène, Chrysène, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PBDE-100, PBDE-99, PCB 101, PCB 138, PCB 153	
		43B0 - Propriano	EAC_Like : Mercure BAC_Only : PCB 105, PCB 156, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc BAC_Like : Benzo(g,h,i)pérylène, Cadmium, Plomb, PCB 101, PCB 118, PCB 153, PCB 52	Mercure
		43C - Sartene	EAC_Like : Mercure BAC_Only : Cuivre, Zinc BAC_Like : Cadmium, Plomb	
		45A - Sagone nord	EAC_Like : Mercure BAC_Only : Zinc BAC_Like : Cadmium, Plomb	
		46A - Porto	EAC_Like : Mercure BAC_Only : PCB 105, DDEpp', Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc BAC_Like : Benzo(g,h,i)pérylène, Cadmium, Plomb, PCB 138, PCB 153	Mercure
		Cargese Nord	EAC_Like : Mercure BAC_Only : PCB 105, PCB 156, DDEpp', Alpha-HCH, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc BAC_Like : Benzo(g,h,i)pérylène, Cadmium, Plomb, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 52, Phénanthrène, PBDE-100, PBDE-99	Nickel
FREC04B	Golfe d'Ajaccio	44A - Ajaccio sud	EAC_Like : Mercure BAC_Only : Cuivre, Zinc BAC_Like : Cadmium, Plomb	Mercure

5 – Intégration et perspectives

Code de la MEC	Nom de la MEC	Libellé du lieu	Substance(s) supérieure(s) aux seuils chez <i>M. galloprovincialis</i> dans la Région MO	Substance(s) qui augmente(nt)
		Ajaccio - Pte de Parata	EAC_Like : Mercure BAC_Only : Chrysène, PBDE-183, PBDE-66, PBDE-85, Cuivre, DDEpp', Alpha-HCH, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc BAC_Like : Benzo(g,h,i)pérylène, Cadmium, Plomb, PBDE-100, PBDE-153, PBDE-154, PBDE-47, PBDE-99, PCB 138, PCB 153, Fluoranthène, Phénanthrène	Zinc
		Ajaccio Gravone STEP	EAC_Like : Mercure BAC_Only : Cuivre, Zinc	
		Ajaccio Rejet STEP	EAC_Like : Mercure BAC_Only : Cuivre, Zinc BAC_Like : Cadmium, Plomb	
Large - Camargue		15B - Emb. rhône	EAC_Like : PCB 118, Mercure BAC_Only : PCB 105, Cuivre, DDEpp', Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc BAC_Like : Benzo(g,h,i)pérylène, Cadmium, Plomb, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180, PCB 52	Plomb, Mercure
Large - Corse		32C - Emb. golu	EAC_Like : Mercure BAC_Only : Zinc BAC_Like : Cadmium, Plomb	Mercure
		34B - Fium orbo	EAC_Like : Mercure BAC_Only : PCB 105, Cuivre, DDEpp', Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc BAC_Like : Benzo(g,h,i)pérylène, Chrysène, Cadmium, Plomb, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 153, PCB 52	Nickel, Mercure
Large - Cote languedocienne		08A - Marseillan	EAC_Like : Mercure BAC_Only : Zinc	
		10D - Montpellier émissaire STEP	BAC_Only : Zinc	
Large - Littoral du Tech à Agde		07B - Fleury	BAC_Only : DDEpp', Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Zinc BAC_Like : Benzo(g,h,i)pérylène, Chrysène, Cadmium, Plomb, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 52	Plomb, Mercure

5 – Intégration et perspectives

Tableau 21. Evaluation de la contamination dans les sédiments de la SRM MMN. Pour chaque station, les substances dépassant le seuil les seuils EAC-like sont listées en rouge, les substances dépassant les BAC sont listées en vert quand il existe aussi une EAC-like ou en orange quand il n'existe pas d'EAC-like. Les substances inférieures à la BAC ne sont pas listées ci-dessous. MEC : Masse d'Eau Côtière

Code de la MEC	Nom de la MEC	Libellé du lieu	Substance(s) supérieure(s) aux seuils dans les sédiments de la SRM MMN
FRAC01	FRONTIERE BELGE A JETEE DE MALO	Malo - ouest	EAC_Like : PCB 118, Chrome, Cuivre, Mercure, Tributylétain cation, Zinc BAC_Only : DDEpp', Lindane, Nickel BAC_Like : Anthracène, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Cadmium, Chrysène, Fluoranthène, Naphtalène, Phénanthrène, Pyrène
FRAC02	JETEE DE MALO A EST CAP GRIZ NEZ	Avant-port Est (Dunkerque)	EAC_Like : Chrome, Tributylétain cation BAC_Only : DDEpp', Lindane BAC_Like : Anthracène, Benzo(a)anthracène, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Cadmium, Chrysène, Fluoranthène, Mercure, Naphtalène, Pyrène, Zinc
		Les Hemmes d'Oye	EAC_Like : Chrome, Cuivre, Mercure, Tributylétain cation, Zinc BAC_Only : DDEpp', Lindane, Nickel BAC_Like : Anthracène, Benzo(a)anthracène, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Cadmium, Chrysène, Naphtalène, Phénanthrène, Pyrène
FRAC04	SLACK A LA WARENNE	Le Portel	EAC_Like : PCB 118, Tributylétain cation BAC_Only : DDEpp', Lindane BAC_Like : Anthracène, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Chrysène, Fluoranthène, Naphtalène, Phénanthrène, Pyrène
FRAC05	LA WARENNE A AULT	Le Touquet-Paris-Plage	EAC_Like : PCB 118, Tributylétain cation BAC_Only : DDEpp', Lindane BAC_Like : Anthracène, Benzo(a)anthracène, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Chrysène, Fluoranthène, Naphtalène, Phénanthrène, Pyrène
FRHC01	Archipel Chausey	Chausey nord - Les Carniquets	EAC_Like : Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 118, PCB 153, PCB 28, PCB 52, Chrysène, Chrome, Fluoranthène, Phénanthrène, Pyrène, Tributylétain cation BAC_Only : Benzo(g,h,i)pérylène, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, DDEpp', Lindane BAC_Like : PCB 101, PCB 180, Naphtalène
FRHC03	Ouest Cotentin	Havre de la Vanlée	EAC_Like : PCB 118, Tributylétain cation BAC_Only : DDEpp', Lindane BAC_Like : PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Naphtalène
		Havre de Régnerville	EAC_Like : Anthracène, Benzo(a)anthracène, PCB 118, PCB 52, Chrome, Cuivre, Phénanthrène, Pyrène, Tributylétain cation BAC_Only : Benzo(g,h,i)pérylène, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Nickel, DDEpp', Lindane BAC_Like : Benzo(a)pyrène, PCB 153, PCB 180, Chrysène, Fluoranthène, Mercure, Zinc, PCB 101, PCB 138, PCB 28, Naphtalène
		Havre de Saint Germain	EAC_Like : Benzo(a)anthracène, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Chrome, Pyrène, Tributylétain cation BAC_Only : Nickel, DDEpp', Lindane BAC_Like : Anthracène, Benzo(a)pyrène, Chrysène, Cuivre, Fluoranthène, Phénanthrène, PCB 101, PCB 118, Naphtalène
FRHC09	Anse de Saint-Vaast la Hougue	Est Cotentin - Crasville	EAC_Like : Anthracène, PCB 101, PCB 118, PCB 52, Chrome, Mercure, Phénanthrène, Plomb, Zinc, Tributylétain cation BAC_Only : Benzo(g,h,i)pérylène, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Nickel, DDEpp', Lindane BAC_Like : Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 153, Cadmium, Chrysène, Cuivre, Fluoranthène, Pyrène, PCB 138, PCB 180, PCB 28, Naphtalène
			EAC_Like : PCB 118, Chrome, Tributylétain cation

Code de la MEC	Nom de la MEC	Libellé du lieu	Substance(s) supérieure(s) aux seuils dans les sédiments de la SRM MMN
		Est Cotentin - Lestre	BAC_Only : Nickel BAC_Like : Anthracène, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Cadmium, Chrysène, Mercure, Plomb, Pyrène, Zinc, PCB 138
		Est Cotentin - Quinéville	EAC_Like : PCB 118, Chrome, Plomb, Zinc, Tributylétain cation BAC_Only : Nickel, DDEpp', Lindane BAC_Like : Anthracène, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Cadmium, Chrysène, Mercure, Naphtalène, Pyrène, PCB 138
		Est Cotentin - Ravenoville	EAC_Like : PCB 118, Chrome, Cuivre, Plomb, Zinc, Tributylétain cation BAC_Only : Benzo(g,h,i)pérylène, Nickel BAC_Like : Anthracène, Benzo(a)anthracène, PCB 153, Cadmium, Chrysène, Mercure, Phénanthrène, Pyrène, PCB 101, PCB 138, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Naphtalène
		Est Cotentin - St Marcouf	EAC_Like : PCB 118, Chrome, Plomb, Zinc, Tributylétain cation BAC_Only : Benzo(g,h,i)pérylène, Nickel, DDEpp', Lindane BAC_Like : Anthracène, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 153, PCB 180, Cadmium, Chrysène, Cuivre, Fluoranthène, Mercure, Phénanthrène, Pyrène, PCB 138, PCB 28, PCB 52, Naphtalène
FRHC10	Baie des Veys	Grandcamp sud	EAC_Like : PCB 118, PCB 52, Cadmium, Chrome, Cuivre, Mercure, Plomb, Zinc, Tributylétain cation BAC_Only : Nickel, DDEpp', Lindane BAC_Like : Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 153, Chrysène, Fluoranthène, Phénanthrène, Pyrène, Anthracène, PCB 138, PCB 180, PCB 28, Naphtalène
FRHC11	Côte du Bessin	Calvados - Saint Laurent	EAC_Like : PCB 118, PCB 52, Naphtalène, Tributylétain cation BAC_Like : Anthracène, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 153, PCB 180, Chrysène, Fluoranthène, Phénanthrène, Pyrène, DDEpp', Lindane BAC_Like : PCB 138, PCB 28
FRHC15	Côte Fleurie	Dives 3	EAC_Like : PCB 101, PCB 118, Cadmium, Chrome, Cuivre, Mercure, Plomb, Zinc, Tributylétain cation BAC_Only : Benzo(g,h,i)pérylène, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Nickel, DDEpp', Lindane BAC_Like : Anthracène, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Chrysène, Fluoranthène, Naphtalène, Phénanthrène, Pyrène PCB 138
		Le Hôme-Merville ouest	EAC_Like : PCB 118, Cadmium, Chrome, Mercure, Plomb, Tributylétain cation, Zinc BAC_Only : DDEpp', Lindane BAC_Like : Anthracène, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Chrysène, Fluoranthène, Naphtalène, Phénanthrène, Pyrène
FRHC16	Le Havre - Antifer	Bricquemare	EAC_Like : Anthracène, Benzo(a)anthracène, PCB 101, PCB 118, PCB 28, Cadmium, Chrysène, Chrome, Cuivre, Fluoranthène, Mercure, Naphtalène, Phénanthrène, Plomb, Zinc, Tributylétain cation BAC_Only : Benzo(g,h,i)pérylène, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Nickel BAC_Like : Benzo(a)pyrène, PCB 153, PCB 180, PCB 52, Pyrène, PCB 138
FRHC17	Pays de Caux Sud	St Aubin Seine Maritime	EAC_Like : PCB 118, Tributylétain cation BAC_Only : Benzo(g,h,i)pérylène, DDEpp', Lindane, Indeno(1,2,3-cd)pyrène BAC_Like : Anthracène, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Chrysène, Fluoranthène, Naphtalène, Phénanthrène, Pyrène
FRHC18	Pays de Caux Nord	Penly - Biville	EAC_Like : Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 118, Chrysène, Fluoranthène, Phénanthrène, Pyrène, Tributylétain cation

Code de la MEC	Nom de la MEC	Libellé du lieu	Substance(s) supérieure(s) aux seuils dans les sédiments de la SRM MMN
			<p>BAC_Only : Benzo(g,h,i)pérylène, DDEpp', Lindane, Indeno(1,2,3-cd)pyrène</p> <p>BAC_Like : Anthracène, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Naphtalène</p>
		Penly - nord	<p>EAC_Like : PCB 118</p> <p>BAC_Only : DDEpp', Lindane</p> <p>BAC_Like : Anthracène, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Chrysène, Fluoranthène, Naphtalène, Phénanthrène, Pyrène</p>
FRHC60	Rade de Cherbourg	Le Becquet	<p>EAC_Like : Anthracène, Benzo(a)anthracène, PCB 101, PCB 52, Chrome, Cuivre, Fluoranthène, Phénanthrène, Plomb, Pyrène, Zinc, PCB 118, Tributylétain cation</p> <p>BAC_Only : Benzo(g,h,i)pérylène, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Nickel, DDEpp', Lindane</p> <p>BAC_Like : Benzo(a)pyrène, PCB 153, Cadmium, Chrysène, Mercure, Naphtalène, PCB 138, PCB 180, PCB 28</p>
FRHC61	Cherbourg: intérieur Grande rade	Fort Central	<p>EAC_Like : Anthracène, PCB 118, PCB 28, PCB 52, Chrome, Plomb, Tributylétain cation</p> <p>BAC_Only : Benzo(g,h,i)pérylène, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Nickel, DDEpp', Lindane</p> <p>BAC_Like : Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 153, PCB 180, Chrysène, Cuivre, Fluoranthène, Mercure, Naphtalène, Phénanthrène, Pyrène, Zinc, PCB 138</p>
		Fort de l'Ouest	<p>EAC_Like : Anthracène, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 52, Chrysène, Chrome, Cuivre, Fluoranthène, Mercure, Naphtalène, Phénanthrène, Pyrène, Tributylétain cation</p> <p>BAC_Only : Benzo(g,h,i)pérylène, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Nickel</p> <p>BAC_Like : PCB 153, Plomb, Zinc, PCB 118, PCB 138, PCB 180, PCB 28</p>
Large - Calvados		Calvados - Lougues	<p>EAC_Like : Anthracène, PCB 118, PCB 52, Tributylétain cation</p> <p>BAC_Only : Benzo(g,h,i)pérylène, Indeno(1,2,3-cd)pyrène</p> <p>BAC_Like : Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 153, Chrysène, Fluoranthène, Phénanthrène, Pyrène, PCB 138, PCB 180, PCB 28, Naphtalène</p>
		Pointe du Hoc - Large de Gold Beach	<p>EAC_Like : PCB 101, PCB 118, PCB 28, PCB 52, Tributylétain cation</p> <p>BAC_Only : Benzo(g,h,i)pérylène, DDEpp', Lindane</p> <p>BAC_Like : Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 153, Chrysène, Fluoranthène, Phénanthrène, Pyrène, Anthracène, PCB 138, PCB 180, Naphtalène</p>
Large - Dieppe et Fécamp		Paluel 8	<p>EAC_Like : PCB 118</p> <p>BAC_Only : DDEpp', Lindane</p> <p>BAC_Like : Anthracène, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Chrysène, Fluoranthène, Phénanthrène, Pyrène</p>
Large - Estuaire et baie de Seine		Banc du dépôt des dragages	<p>EAC_Like : PCB 101, PCB 118, PCB 28, PCB 52, Cadmium, Chrome, Cuivre, Mercure, Plomb, Zinc, Tributylétain cation</p> <p>BAC_Only : Benzo(g,h,i)pérylène, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Nickel</p> <p>BAC_Like : Anthracène, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 153, PCB 180, Chrysène, Fluoranthène, Naphtalène, Phénanthrène, Pyrène, PCB 138</p>
		Bouée Carosse	<p>EAC_Like : Anthracène, PCB 101, PCB 118, PCB 28, PCB 52, Chrome, Cuivre, Mercure, Plomb, Tributylétain cation, Zinc</p> <p>BAC_Only : Benzo(g,h,i)pérylène, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Nickel</p> <p>BAC_Like : Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 153, PCB 180, Cadmium, Chrysène, Fluoranthène, Naphtalène, Phénanthrène, Pyrène, PCB 138</p>
		Chenal Antifer A26	<p>EAC_Like : PCB 101, PCB 118, PCB 28, PCB 52, Naphtalène, Tributylétain cation</p> <p>BAC_Only : Benzo(g,h,i)pérylène</p> <p>BAC_Like : Anthracène, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 153, PCB 180, Chrysène, Fluoranthène, Phénanthrène, Pyrène, PCB 138</p>

Code de la MEC	Nom de la MEC	Libellé du lieu	Substance(s) supérieure(s) aux seuils dans les sédiments de la SRM MMN
		Chenal de l'Orne	EAC_Like : Anthracène, PCB 118, PCB 180, Tributylétain cation BAC_Only : Benzo(g,h,i)pérylène, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, DDEpp', Lindane BAC_Like : Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 153, Chrysène, Fluoranthène, Phénanthrène, Pyrène, PCB 138, PCB 28, PCB 52, Naphtalène
		Dives - Houlgate	EAC_Like : Cadmium, Chrome, Cuivre, Mercure, Plomb, Zinc BAC_Only : Nickel
		Extrémité chenal du Havre	EAC_Like : PCB 101, PCB 118, PCB 28, PCB 52, Phénanthrène, Tributylétain cation BAC_Only : Benzo(g,h,i)pérylène, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, DDEpp', Lindane BAC_Like : Anthracène, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 153, PCB 180, Chrysène, Fluoranthène, Pyrène, PCB 138, Naphtalène
		Grande Rade Sud LH4	EAC_Like : PCB 101, PCB 118, Phénanthrène, Tributylétain cation BAC_Only : Benzo(g,h,i)pérylène, Indeno(1,2,3-cd)pyrène BAC_Like : Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 153, Chrysène, Fluoranthène, Pyrène, Anthracène, PCB 138, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Naphtalène
		Intersect. Cabourg - Antifer	EAC_Like : Anthracène, PCB 118, PCB 28, PCB 52, Chrome, Cuivre, Mercure, Plomb, Zinc, Tributylétain cation BAC_Only : Benzo(g,h,i)pérylène, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Nickel, DDEpp', Lindane BAC_Like : Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 153, PCB 180, Cadmium, Chrysène, Fluoranthène, Naphtalène, Phénanthrène, Pyrène, PCB 138
		Large Dives 1	EAC_Like : PCB 101, PCB 118, Chrome, Cuivre, Mercure, Plomb, Zinc, Tributylétain cation BAC_Only : Benzo(g,h,i)pérylène, Nickel BAC_Like : Anthracène, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 153, PCB 180, Cadmium, Chrysène, Fluoranthène, Phénanthrène, Pyrène, PCB 138, PCB 28, PCB 52, Naphtalène
		Large Heuqueville	EAC_Like : Anthracène, PCB 118, PCB 180, Chrome, Cuivre, Mercure, Naphtalène, Plomb, Zinc, Tributylétain cation BAC_Only : Benzo(g,h,i)pérylène, Nickel BAC_Like : Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 153, Cadmium, Chrysène, Fluoranthène, Phénanthrène, Pyrène, PCB 138, PCB 28, PCB 52
		Le Hôme-Merville nord	EAC_Like : Chrome, Cuivre, Mercure, Plomb, Zinc BAC_Only : Nickel BAC_Like : Cadmium
		Le Parfond	EAC_Like : Anthracène, PCB 101, PCB 118, Naphtalène, Chrome, Cuivre, Mercure, Plomb, Tributylétain cation, Zinc BAC_Only : Benzo(g,h,i)pérylène, Nickel BAC_Like : Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 153, PCB 180, Chrysène, Fluoranthène, Phénanthrène, Pyrène, PCB 138, PCB 28, PCB 52, Cadmium
		Nord dépôt de dragage	EAC_Like : Anthracène, PCB 101, PCB 118, PCB 28, Chrome, Cuivre, Mercure, Phénanthrène, Plomb, Zinc, Tributylétain cation BAC_Only : Benzo(g,h,i)pérylène, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Nickel BAC_Like : Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 153, PCB 180, PCB 52, Cadmium, Chrysène, Fluoranthène, Naphtalène, Pyrène, PCB 138
		Saint Jouin - Château d'eau	EAC_Like : Benzo(a)anthracène, PCB 101, PCB 118, PCB 28, PCB 52, Cadmium, Chrome, Cuivre, Mercure, Plomb, Tributylétain cation, Zinc BAC_Only : Benzo(g,h,i)pérylène, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Nickel BAC_Like : Anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 153, PCB 180, Chrysène, Fluoranthène, Naphtalène, Phénanthrène, Pyrène, PBDE-153, PCB 138
		Saint Jouin - Château d'eau large	EAC_Like : Mercure, Plomb BAC_Like : Zinc

Code de la MEC	Nom de la MEC	Libellé du lieu	Substance(s) supérieure(s) aux seuils dans les sédiments de la SRM MMN
		Saint Jouin - Le Grand Hameau	EAC_Like : Chrome, Mercure BAC_Like : Plomb
		Seine - Cap de la Hève	EAC_Like : PCB 101, PCB 118, PCB 28, Tributylétain cation BAC_Only : Benzo(g,h,i)pérylène, Indeno(1,2,3-cd)pyrène BAC_Like : Anthracène, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 153, PCB 180, PCB 52, Chrysène, Fluoranthène, Naphtalène, Phénanthrène, Pyrène, PCB 138
		Seine - Cauville	EAC_Like : Anthracène, Benzo(a)anthracène, PCB 101, PCB 118, PCB 28, PCB 52, Cadmium, Chrysène, Chrome, Cuivre, Fluoranthène, Mercure, Phénanthrène, Plomb, Zinc, Tributylétain cation BAC_Only : Benzo(g,h,i)pérylène, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Nickel BAC_Like : Benzo(a)pyrène, PCB 153, PCB 180, Naphtalène, Pyrène, PCB 138
		Seine - Estuaire 1	EAC_Like : PCB 101, PCB 118, PCB 28, PCB 52, Cadmium, Chrome, Cuivre, Mercure, Plomb, Zinc, Tributylétain cation BAC_Only : Benzo(g,h,i)pérylène, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Nickel, DDEpp', Lindane BAC_Like : Anthracène, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 153, PCB 180, Chrysène, Fluoranthène, Naphtalène, Phénanthrène, Pyrène, PCB 138
		Seine - Estuaire 11	EAC_Like : PCB 118, Chrome, Cuivre, Mercure, Plomb, Zinc, Tributylétain cation BAC_Only : Nickel BAC_Like : Anthracène, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 153, PCB 180, Cadmium, Chrysène, Fluoranthène, Phénanthrène, Pyrène, PCB 138, PCB 28, PCB 52, Naphtalène
		Seine - Estuaire 4	EAC_Like : Anthracène, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 118, PCB 28, PCB 52, Chrysène, Fluoranthène, Phénanthrène, Pyrène, Tributylétain cation BAC_Only : Benzo(g,h,i)pérylène, DDEpp', Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Lindane BAC_Like : PCB 153, PCB 180, Naphtalène, PCB 138
		Seine - Estuaire 6	EAC_Like : PCB 101, PCB 118, PCB 28, PCB 52, Chrome, Cuivre, Mercure, Plomb, Tributylétain cation, Zinc BAC_Only : Benzo(g,h,i)pérylène, DDEpp', Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Nickel, Lindane BAC_Like : Anthracène, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 153, PCB 180, Cadmium, Chrysène, Fluoranthène, Naphtalène, Phénanthrène, Pyrène, PCB 138
		Seine - Estuaire 8	EAC_Like : Anthracène, Benzo(a)anthracène, PCB 101, PCB 118, PCB 28, Cadmium, Chrome, Cuivre, Mercure, Plomb, Tributylétain cation, Zinc BAC_Only : Benzo(g,h,i)pérylène, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Nickel BAC_Like : Benzo(a)pyrène, PCB 153, PCB 180, Chrysène, Fluoranthène, Phénanthrène, Pyrène, PCB 138, PCB 52, Naphtalène
		Seine - Grand large Antifer	EAC_Like : Naphtalène, Phénanthrène, PCB 118, Tributylétain cation BAC_Only : Benzo(g,h,i)pérylène BAC_Like : Anthracène, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 153, Chrysène, Fluoranthène, Pyrène, PCB 101, PCB 138, PCB 180, PCB 28, PCB 52
		Seine - Nord des Vaches Noires	EAC_Like : Anthracène, PCB 101, PCB 118, PCB 28, Cadmium, Chrome, Cuivre, Mercure, Naphtalène, Plomb, Zinc, Tributylétain cation BAC_Only : Benzo(g,h,i)pérylène, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Nickel BAC_Like : Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 153, PCB 180, PCB 52, Chrysène, Fluoranthène, Phénanthrène, Pyrène, PCB 138
		Seine - Octeville	EAC_Like : Anthracène, Benzo(a)anthracène, PCB 101, PCB 118, PCB 28, Chrome, Cuivre, Mercure, Phénanthrène, Plomb, Zinc, Tributylétain cation BAC_Only : Benzo(g,h,i)pérylène, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Nickel BAC_Like : Benzo(a)pyrène, PCB 153, PCB 180, PCB 52, Cadmium, Chrysène, Fluoranthène, Naphtalène, Pyrène, PCB 138

5 – Intégration et perspectives

Code de la MEC	Nom de la MEC	Libellé du lieu	Substance(s) supérieure(s) aux seuils dans les sédiments de la SRM MMN
		Seine 16	<p>EAC_Like : PCB 101, PCB 118, PCB 28, Chrome, Cuivre, Mercure, Plomb, Tributylétain cation, Zinc</p> <p>BAC_Only : Benzo(g,h,i)pérylène, DDEpp', Lindane, Indeno(1,2,3-cd)pyrène</p> <p>BAC_Like : Anthracène, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 138, PCB 153, PCB 180, PCB 52, Cadmium, Chrysène, Fluoranthène, Naphtalène, Phénanthrène, Pyrène</p>
		Villers sur Mer - Côte Fleurie	<p>EAC_Like : Cadmium, Chrome, Cuivre, Mercure, Plomb, Zinc</p> <p>BAC_Only : Nickel</p>
Large - Ouest Cotentin		Basse Jourdan	<p>EAC_Like : PCB 52, Chrome, Tributylétain cation</p> <p>BAC_Only : Nickel, DDEpp', Lindane</p> <p>BAC_Like : Naphtalène, Phénanthrène, Plomb, Zinc, PCB 101, PCB 118, PCB 153, PCB 180</p>
		Nord Chausey	<p>EAC_Like : PCB 52, Chrome, Mercure, Tributylétain cation</p> <p>BAC_Only : Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Nickel, DDEpp', Lindane</p> <p>BAC_Like : Anthracène, Benzo(a)anthracène, Cuivre, Naphtalène, Phénanthrène, Plomb, Zinc, PCB 101, PCB 118, PCB 153, PCB 180, PCB 28</p>

5 – Intégration et perspectives

Tableau 22. Evaluation de la contamination dans les sédiments de la SRM MC. Pour chaque station, les substances dépassant le seuil les seuils EAC-like sont listées en rouge, les substances dépassant les BAC sont listées en vert quand il existe aussi une EAC-like ou en orange quand il n'existe pas d'EAC-like. Les substances inférieures à la BAC ne sont pas listées ci-dessous. MEC : Masse d'Eau Côtière.

Code de la MEC	Nom de la MEC	Libellé du lieu	Substance(s) supérieure(s) aux seuils dans les sédiments de la SRM MC
FRHC02	Baie du Mont-Saint-Michel: centre baie	Les Blanchets	EAC_Like : PCB 118, PCB 28, Tributylétain cation BAC_Only : DDEpp', Lindane BAC_Like : Anthracène, PCB 101, PCB 153, PCB 180, PCB 52, Naphtalène, Phénanthrène
		Milieu de baie 1 - St Michel	EAC_Like : Tributylétain cation BAC_Only : DDEpp', Lindane BAC_Like : Benzo(a)anthracène, Chrysène, Fluoranthène, Phénanthrène, Pyrène, PCB 101, PCB 118, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Naphtalène
FRGC01	Baie du Mont-Saint-Michel	Banc de Chatry	EAC_Like : PCB 52, Chrome, Phénanthrène, Plomb, Zinc, Tributylétain cation BAC_Only : Benzo(g,h,i)pérylène, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Nickel, DDEpp', Lindane, BAC_Like : Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 153, Cadmium, Chrysène, Fluoranthène, Mercure, Naphtalène, Pyrène, Anthracène, PCB 101, PCB 118, PCB 180, PCB 28
		Cancale Port	EAC_Like : Tributylétain cation BAC_Only : DDEpp', Lindane BAC_Like : PCB 101, PCB 118, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Mercure, Zinc
		Le Vivier s/mer - Nord parcs 2	EAC_Like : Chrome, Plomb, Tributylétain cation, Zinc BAC_Only : DDEpp', Lindane, Nickel BAC_Like : PCB 101, PCB 118, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Cadmium, Cuivre, Mercure, Naphtalène
FRGC03	Rance - Fresnaye	Le Bouton	EAC_Like : Tributylétain cation BAC_Only : DDEpp', Lindane BAC_Like : PCB 101, PCB 118, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Cadmium, Mercure
		Nord Pointe du Grouin	EAC_Like : Chrome, Cuivre, Mercure, Plomb, Tributylétain cation, Zinc BAC_Only : DDEpp', Lindane, Nickel BAC_Like : PCB 101, PCB 118, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Cadmium
		Porte des Hébihens	EAC_Like : Tributylétain cation BAC_Only : DDEpp', Lindane, Nickel BAC_Like : PCB 101, PCB 118, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Cadmium, Mercure, Naphtalène
FRGC05	Fond Baie de Saint-Brieuc	Basse Herbaut	EAC_Like : PCB 118, Tributylétain cation BAC_Only : DDEpp', Lindane BAC_Like : Anthracène, PCB 101, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Naphtalène, Phénanthrène, Pyrène
		Guyoméré Est	EAC_Like : PCB 118, PCB 28, Chrome, Tributylétain cation, Zinc BAC_Only : DDEpp', Lindane BAC_Like : Anthracène, PCB 101, PCB 153, PCB 180, PCB 52, Cadmium, Naphtalène, Phénanthrène, Pyrène
		Large Les Rosaires	EAC_Like : Tributylétain cation BAC_Only : DDEpp', Lindane BAC_Like : PCB 101, PCB 118, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Mercure
		Rade d'Erquy	EAC_Like : Chrome, Tributylétain cation BAC_Only : DDEpp', Lindane BAC_Like : Anthracène, PCB 101, PCB 118, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Naphtalène, Pyrène
FRGC06	Saint-Brieuc (large)	Anse de Bréhec - centre	EAC_Like : Tributylétain cation BAC_Only : DDEpp', Lindane

Code de la MEC	Nom de la MEC	Libellé du lieu	Substance(s) supérieure(s) aux seuils dans les sédiments de la SRM MC
			BAC_Like : PCB 101, PCB 118, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52
		Basse de la Hatte	EAC_Like : Tributylétain cation BAC_Only : DDEpp', Lindane BAC_Like : Anthracène, PCB 101, PCB 118, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52
		Basse Virouhot nord	EAC_Like : Tributylétain cation BAC_Only : DDEpp', Lindane BAC_Like : PCB 101, PCB 118, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Naphtalène
FRGC07	Paimpol - Perros-Guirec	Roches du Roho Sud	EAC_Like : Tributylétain cation BAC_Only : DDEpp', Lindane BAC_Like : PCB 101, PCB 118, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52
		Tourelle Men Gamm	EAC_Like : Tributylétain cation BAC_Only : DDEpp', Lindane BAC_Like : Anthracène, Benzo(a)anthracène, PCB 101, PCB 118, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Chrysène, Fluoranthène, Phénanthrène, Pyrène
FRGC09	Perros-Guirec - Morlaix (large)	Roc'h Parou	EAC_Like : Tributylétain cation BAC_Only : DDEpp', Lindane BAC_Like : Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 118, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Chrysène, Fluoranthène, Phénanthrène, Pyrène
FRGC11	Baie de Morlaix	Nord Pointe du Cosmeur	EAC_Like : PCB 118, Plomb, Tributylétain cation BAC_Only : DDEpp', Lindane BAC_Like : Anthracène, PCB 101, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Cadmium, Mercure, Naphtalène, Phénanthrène
		Sud Ouest Ile Callot	EAC_Like : Tributylétain cation BAC_Only : DDEpp', Lindane BAC_Like : Anthracène, Benzo(a)anthracène, PCB 101, PCB 118, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Chrysène, Fluoranthène, Phénanthrène, Pyrène
FRGC16	Rade de Brest	Anse de l'Auberlac'h	EAC_Like : Mercure, Plomb, Tributylétain cation, Zinc BAC_Only : Benzo(g,h,i)pérylène, DDEpp', Lindane, Indeno(1,2,3-cd)pyrène BAC_Like : Anthracène, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 118, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Chrysène, Fluoranthène, Phénanthrène, Pyrène
		Anse du Caro	EAC_Like : Anthracène, Benzo(a)anthracène, Cuivre, Mercure, Phénanthrène, Plomb, Tributylétain cation BAC_Only : Benzo(g,h,i)pérylène, DDEpp', Lindane, Indeno(1,2,3-cd)pyrène BAC_Like : Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 118, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Chrysène, Fluoranthène, Pyrène, Zinc
		Banc du Bindy	EAC_Like : Mercure, Plomb, Tributylétain cation, Zinc BAC_Only : Benzo(g,h,i)pérylène, DDEpp', Indeno(1,2,3-cd)pyrène BAC_Like : Anthracène, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 118, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Chrysène, Fluoranthène, Phénanthrène, Pyrène
		Cale de Kelern	EAC_Like : Mercure, Plomb, Tributylétain cation BAC_Only : DDEpp' BAC_Like : Anthracène, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 118, PCB 153, PCB 180, PCB 52, Chrysène, Fluoranthène, Phénanthrène, Pyrène, Zinc
		La Coet	EAC_Like : Mercure, Plomb, Tributylétain cation, Zinc BAC_Only : DDEpp' BAC_Like : Anthracène, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 118, PCB 153, PCB 180, PCB 52, Cadmium, Chrysène, Fluoranthène, Pyrène
		Pointe de Plougastel	EAC_Like : Cuivre, Mercure, Plomb, Tributylétain cation, Zinc BAC_Only : DDEpp', Indeno(1,2,3-cd)pyrène

5 – Intégration et perspectives

Code de la MEC	Nom de la MEC	Libellé du lieu	Substance(s) supérieure(s) aux seuils dans les sédiments de la SRM MC
			BAC_Like : Anthracène, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 118, PCB 153, PCB 180, PCB 52, Chrysène, Fluoranthène, Phénanthrène, Pyrène
		Port du Fret est	EAC_Like : Benzo(a)anthracène, Plomb, Tributylétain cation BAC_Only : Benzo(g,h,i)pérylène, DDEpp', Lindane, Indeno(1,2,3-cd)pyrène BAC_Like : Anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 118, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Chrysène, Fluoranthène, Mercure, Phénanthrène, Pyrène
		Sillon des anglais - Kerberon	EAC_Like : Mercure, Plomb, Tributylétain cation, Zinc BAC_Only : DDEpp' BAC_Like : Benzo(a)anthracène, PCB 101, PCB 153, PCB 180, PCB 52, Cadmium, Chrysène, Fluoranthène, Pyrène
FRGC20	Baie de Douarnenez	Douarnenez	EAC_Like : Tributylétain cation BAC_Only : DDEpp', Lindane BAC_Like : Anthracène, Benzo(a)anthracène, PCB 101, PCB 118, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Chrysène, Fluoranthène, Pyrène
		la Pierre Profonde suroit	EAC_Like : Tributylétain cation BAC_Only : DDEpp', Lindane BAC_Like : PCB 101, PCB 118, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Pyrène, Zinc
		Nord Pointe de la Jument	EAC_Like : Tributylétain cation BAC_Only : DDEpp', Lindane BAC_Like : Anthracène, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 118, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Chrysène, Fluoranthène, Pyrène
		Pointe du Bellec ouest	EAC_Like : Chrome, Tributylétain cation BAC_Only : DDEpp', Lindane BAC_Like : Benzo(a)anthracène, PCB 101, PCB 118, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Pyrène, Zinc
		Pointe Leyde	EAC_Like : Tributylétain cation BAC_Only : DDEpp', Lindane BAC_Like : PCB 101, PCB 118, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52

5 – Intégration et perspectives

Tableau 23. Evaluation de la contamination dans les sédiments de la SRM GdG. Pour chaque station, les substances dépassant le seuil les seuils EAC-like sont listées en rouge, les substances dépassant les BAC sont listées en vert quand il existe aussi une EAC-like ou en orange quand il n'existe pas d'EAC-like. Les substances inférieures à la BAC ne sont pas listées ci-dessous. MEC : Masse d'Eau Côtière

Code de la MEC	Nom de la MEC	Libellé du lieu	Substance(s) supérieure(s) aux seuils dans les sédiments de la SRM GdG
FRGC24	Audierne (large)	Ar Bronnou	BAC_Like : Plomb, Zinc
		Large Kergalan	BAC_Like : Plomb
FRGC28	Concarneau (large)	Corven de La Jument	BAC_Only : DDEpp' BAC_Like : Anthracène, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 118, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Chrysène, Fluoranthène, Plomb, Pyrène
		Le corven de Trévignon	BAC_Only : DDEpp' BAC_Like : Benzo(a)anthracène, PCB 101, PCB 118, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Chrysène, Fluoranthène, Pyrène
		Sud est Basse jaune	BAC_Only : DDEpp' BAC_Like : Anthracène, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 118, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Chrysène, Fluoranthène, Phénanthrène, Plomb, Pyrène
FRGC32	Laïta - Pouldu	Nord ouest Pen Men	BAC_Like : Plomb, Zinc
		Ouest pointe du Talus	BAC_Like : Plomb, Zinc
FRGC33	Laïta (large)	Basse du Caudan	EAC_Like : Plomb BAC_Like : Zinc
FRGC34	Lorient - Groix	Lorient 16	EAC_Like : Benzo(a)anthracène, PCB 118, Plomb, Zinc BAC_Only : Benzo(g,h,i)pérylène, DDEpp', Lindane, Indeno(1,2,3-cd)pyrène BAC_Like : Anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Chrysène, Fluoranthène, Mercure, Phénanthrène, Pyrène
		Lorient 17	EAC_Like : Chrome, Plomb, Zinc BAC_Only : DDEpp', Lindane, Nickel BAC_Like : Anthracène, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 118, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Chrysène, Fluoranthène, Mercure, Phénanthrène, Pyrène
		Ouest banc des truies	EAC_Like : Benzo(a)anthracène, PCB 101, PCB 118, Fluoranthène, Phénanthrène BAC_Only : Benzo(g,h,i)pérylène, DDEpp', Lindane, Indeno(1,2,3-cd)pyrène BAC_Like : Anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Chrysène, Plomb, Pyrène
		Passe de Lorient	BAC_Only : Benzo(g,h,i)pérylène, DDEpp', Lindane, Indeno(1,2,3-cd)pyrène BAC_Like : Anthracène, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 118, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Chrysène, Fluoranthène, Naphtalène, Phénanthrène, Plomb, Pyrène
FRGC35	Baie d'Etel	Etel - Pierres noires	EAC_Like : Plomb BAC_Only : DDEpp', Lindane BAC_Like : Anthracène, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 118, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Chrysène, Fluoranthène, Pyrène
FRGC36	Baie de Quiberon	Baie de Quiberon - Rohu	BAC_Only : DDEpp', Lindane BAC_Like : Anthracène, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 118, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Chrysène, Fluoranthène, Phénanthrène, Pyrène
		Large Port Haliguen	EAC_Like : Anthracène, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, Chrysène, Fluoranthène, Phénanthrène, Pyrène BAC_Only : Benzo(g,h,i)pérylène, DDEpp', Lindane, Indeno(1,2,3-cd)pyrène BAC_Like : PCB 101, PCB 118, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52
FRGC38	Golfe du Morbihan (large)	Morbihan 27	EAC_Like : Plomb, Zinc BAC_Like : Mercure
		Plateau du Grand mont ouest	BAC_Like : Plomb
FRGC39	Golfe du Morbihan	Ile aux Oiseaux	BAC_Like : PCB 101, PCB 153, PCB 52
		Nord Ile Tascon	BAC_Only : DDEpp' BAC_Like : PCB 101, PCB 153, PCB 180, PCB 52, Pyrène
		Pointe du Blair	BAC_Only : DDEpp' BAC_Like : Anthracène, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 118, PCB 153, PCB 180, PCB 52, Chrysène, Fluoranthène, Pyrène

5 – Intégration et perspectives

Code de la MEC	Nom de la MEC	Libellé du lieu	Substance(s) supérieure(s) aux seuils dans les sédiments de la SRM GdG
		Pointe Sperneguy	BAC_Only : DDEpp' BAC_Like : PCB 101, PCB 153, PCB 180, PCB 52, Pyrène
FRGC42	Belle-Ile	Sud du chariot	BAC_Only : DDEpp' BAC_Like : Benzo(a)anthracène, PCB 101, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Chrysène, Fluoranthène, Plomb, Pyrène, Zinc
FRGC44	Baie de Vilaine (côte)	Accroche	EAC_Like : Zinc BAC_Only : DDEpp', Lindane BAC_Like : Benzo(a)anthracène, PCB 101, PCB 118, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Cadmium, Chrysène, Fluoranthène, Plomb, Pyrène
		La Vilaine 9	BAC_Only : DDEpp', Lindane BAC_Like : Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 118, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Chrysène, Fluoranthène, Plomb, Pyrène, Zinc
		Ouest Loscolo	BAC_Only : DDEpp', Lindane BAC_Like : Benzo(a)anthracène, PCB 101, PCB 118, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Chrysène, Fluoranthène, Plomb, Pyrène, Zinc
FRGC45	Baie de Vilaine (large)	Banc de Houat	BAC_Only : DDEpp', Lindane BAC_Like : Anthracène, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 118, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Chrysène, Fluoranthène, Phénanthrène, Plomb, Pyrène, Zinc
		Grand traict 2	EAC_Like : Plomb
		Ile Dumet (b)	BAC_Only : DDEpp', Lindane BAC_Like : PCB 101, PCB 118, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52
		Morbihan 25	BAC_Only : DDEpp' BAC_Like : Benzo(a)anthracène, PCB 101, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Chrysène, Fluoranthène, Plomb, Pyrène, Zinc
		Nord plateau du Four	BAC_Only : DDEpp', Lindane BAC_Like : PCB 101, PCB 118, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Plomb, Zinc
		Plateau de l'Artimon	BAC_Only : DDEpp' BAC_Like : PCB 101, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Plomb
FRGC46	Loire (large)	Pointe du Croisic	BAC_Only : DDEpp' BAC_Like : Benzo(a)anthracène, PCB 101, PCB 118, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Chrysène, Fluoranthène, Mercure, Plomb, Pyrène, Zinc
		Sud Lambarde	EAC_Like : PCB 118 BAC_Only : Benzo(g,h,i)pérylène, DDEpp', Lindane, Indeno(1,2,3-cd)pyrène BAC_Like : Anthracène, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Chrysène, Fluoranthène, Phénanthrène, Plomb, Pyrène
FRGC48	Baie de Bourgneuf	Sud Phare de la Banche	EAC_Like : Plomb BAC_Only : DDEpp' BAC_Like : Anthracène, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 118, PCB 153, PCB 180, PCB 52, Chrysène, Fluoranthène, Mercure, Pyrène, Zinc
		Banc de Bourgneuf	EAC_Like : Plomb BAC_Only : DDEpp', Lindane BAC_Like : PCB 101, PCB 118, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Chrysène, Pyrène, Zinc
		Coupelasse Nord	EAC_Like : Plomb BAC_Only : DDEpp', Lindane BAC_Like : Benzo(a)anthracène, PCB 101, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Cadmium, Chrysène, Mercure, Pyrène, Zinc
		Embarcadere	EAC_Like : Plomb BAC_Only : DDEpp', Lindane BAC_Like : PCB 101, PCB 118, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Pyrène
		Loire 26	BAC_Only : DDEpp' BAC_Like : Benzo(a)anthracène, PCB 101, PCB 118, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Chrysène, Fluoranthène, Plomb, Pyrène, Zinc
		Mariolle HF 3	EAC_Like : Chrome, Cuivre, Plomb, Zinc BAC_Only : DDEpp', Lindane BAC_Like : PCB 101, PCB 118, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Cadmium, Chrysène, Fluoranthène, Mercure, Pyrène
			BAC_Only : DDEpp', Lindane

5 – Intégration et perspectives

Code de la MEC	Nom de la MEC	Libellé du lieu	Substance(s) supérieure(s) aux seuils dans les sédiments de la SRM GdG
		Noirmoutier - Gresse-loup	BAC_Like : PCB 101, PCB 118, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Plomb, Pyrène
		Sennetière coté Moutiers	EAC_Like : PCB 118, PCB 28, PCB 52, Plomb BAC_Only : DDEpp', Lindane BAC_Like : Anthracène, Benzo(a)anthracène, PCB 101, PCB 153, PCB 180, Chrysène, Fluoranthène, Naphtalène, Pyrène
FRGC50	Nord Sables-d'Olonne	Large Bretignolles	EAC_Like : PCB 118, PCB 28, Chrome, Plomb, Zinc BAC_Only : DDEpp', Lindane BAC_Like : Anthracène, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 153, PCB 180, PCB 52, Cadmium, Chrysène, Fluoranthène, Mercure, Naphtalène, Phénanthrène, Pyrène
FRGC52	Ile de Ré (large)	Large pointe du Lizay	EAC_Like : Plomb BAC_Like : Zinc
FRGC53	Pertuis Breton	Peu Breton	BAC_Only : DDEpp', Lindane BAC_Like : Anthracène, Benzo(a)anthracène, PCB 101, PCB 118, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Chrysène, Fluoranthène, Plomb, Pyrène, Zinc
		Sud banc des Jaux	BAC_Only : DDEpp', Lindane BAC_Like : Anthracène, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Chrysène, Fluoranthène, Mercure, Phénanthrène, Plomb, Pyrène, Zinc
FRGC54	La Rochelle	Le Clône	BAC_Like : Mercure, Plomb, Zinc
FRFC02	Pertuis Charentais	Marennes 27	BAC_Only : DDEpp', Lindane BAC_Like : Anthracène, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 118, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Chrysène, Fluoranthène, Mercure, Plomb, Pyrène, Zinc
		Marennes 28	BAC_Like : Mercure, Plomb, Zinc
FRFC06	Arcachon amont	Gahignon	
FRFC09	Lac d'Hossegor	Hossegor Huitrière du lac	EAC_Like : Anthracène, Benzo(a)pyrène, Fluoranthène, Phénanthrène BAC_Only : Benzo(g,h,i)pérylène, Indeno(1,2,3-cd)pyrène BAC_Like : Benzo(a)anthracène, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 180, PCB 52, Chrysène, Naphtalène, Pyrène
FRFC11	Côte Basque	Digue d'Ortha	EAC_Like : Chrome, Cuivre, Mercure, Plomb, Zinc BAC_Only : Nickel
Large - Arcachon et Landes		Large Lit et Mixte	EAC_Like : Chrome, Plomb BAC_Like : Mercure, Zinc
Large - Audierne		Large Guilvinec	BAC_Only : DDEpp', Lindane BAC_Like : Benzo(a)anthracène, PCB 101, PCB 118, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Chrysène, Fluoranthène, Pyrène
		Penmarc'h sud	BAC_Only : DDEpp', Lindane BAC_Like : Benzo(a)anthracène, PCB 101, PCB 118, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Chrysène, Fluoranthène, Naphtalène, Pyrène
Large - Concarneau Aven Belon		Basse Perennes	EAC_Like : Plomb BAC_Like : Mercure
		Large Lesconil	BAC_Only : DDEpp', Lindane BAC_Like : Anthracène, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)pyrène, PCB 101, PCB 118, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Chrysène, Fluoranthène, Phénanthrène, Plomb, Pyrène
		Sud Glénan	BAC_Only : DDEpp', Lindane BAC_Like : PCB 101, PCB 118, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Plomb, Pyrène
Large - Gascogne large		Large Hourtin	EAC_Like : Chrome BAC_Only : Nickel BAC_Like : Plomb, Zinc
		Large Naujac sur Mer	BAC_Like : Plomb, Zinc
		Large pointe de Gatseau	BAC_Like : Plomb
		Large pointe de la Coubre	BAC_Like : Mercure, Plomb, Zinc
			EAC_Like : Plomb

5 – Intégration et perspectives

Code de la MEC	Nom de la MEC	Libellé du lieu	Substance(s) supérieure(s) aux seuils dans les sédiments de la SRM GdG
		Ouest Rochebonne 1	BAC_Only : DDEpp', Lindane BAC_Like : PCB 101, PCB 118, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Chrysène
		Ouest Rochebonne 2	BAC_Only : DDEpp', Lindane BAC_Like : PCB 101, PCB 118, PCB 153, PCB 180, PCB 28, PCB 52, Chrysène, Fluoranthène, Mercure, Plomb
Large - Gironde		Large Pointe de la Négade	
Large - Pays basque		Doigt-mordu	EAC_Like : Chrome, Mercure, Plomb, Zinc
		Large Ondres	
		Large Saint-Jean-de-Luz	EAC_Like : Chrome, Cuivre, Mercure, Plomb, Zinc BAC_Only : Nickel

5 – Intégration et perspectives

Tableau 24. Evaluation de la contamination dans les sédiments de la Région marine Méditerranée. Pour chaque station, les substances dépassant le seuil les seuils EAC_like sont listées en rouge. Les substances inférieures à la BAC ne sont pas listées ci-dessous. Le pourcentage de substances en BEE par station est indiqué.




Masse d'eau	Libellé du lieu	Substances > seuil EAC_like	% BEE
FRDC01 Large	Cap d'Oune	DDE-4,4'	97
FRDC02A	02D - Tet 1		100
FRDC02B	07F - Aude		100
FRDC02A	02C - Barcares 1		100
FRDC02A Large	Embouchure du Tech		100
FRDC02A Large	Narbonne-Plage 1	CB118	97
FRDC02B Large	Orb	Chrome	96
FRDC02B Large	Hérault	Chrome, Nickel	71
FRDC02F Large	Le Grau du Roi 1		100
FRDC02D Large	Large étang de Thau	CB118	97
FRDC02F Large	Sud de l'Espiguette		100
FRDC02D Large	Agde Large	CB118	97
FRDC02F Large	Golfe d'Aigues Mortes 2		100
FRDC04	Fos 7 S	Hg, Ni, CB118, DDD-4,4', DDT-4,4'	83
FRDT21 Large	Grand Rhône 1	DDD-4,4', DDT-4,4'	92
FRDC05	Baie de Marseille 4	Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, CB118, TBT	79
FRDC07A	20A0 - Cortiou 2	Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn, CB101, CB118, CB138, CB153, CB180, CB28, CB52, TBT, DDD-4,4', DDE-4,4', DDT-4,4'	50
FRDC07B	20B - Cassis		100
FRDC06B	Prado SM	Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn	14
FRDC07G	Toulon - Grande rade	Cr, Cu, Hg, Pb, Zn, Ant, BaA, Fluo, Phe, CB118, TBT, DDT-4,4'	67
FRDC07J	Baie de Cavalaire 1	Cr	83
FRDC08B	St Tropez 1	TBT	96
FRDC08C	Argens 6		100
FRDC07I	Gapeau 1		100
FRDC07F	Rade d'Hyères 3	Cr	97
FRDC09B Large	Nice - La Réserve	Ant, BaA, Fluo, Naoh, Phe, Pyr, CB118, TBT,	67
FRDC09B	St. Laurent du Var - Sortie port	Ni, DDT-4,4'	92
FRDC09A	Antibes sud SM	Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn, Phe	78
FRDC09B	Nord Apt nice SM	Hg, Ant, BaA, Fluo, Phe, CB118, CB138, DDD-4,4', DDT-4,4'	70
FRDC08D	St Raphael DC		100
FRDC10C	Menton 2		100
FREC02C	Bastia	Cr, Ni, Ant, Fluo, Phe, TBT	83
Corse Large	Golo	Cr, Hg, Ni	88
FREC02D	Aleria POSIDO	Cr, Ni	93
FREC02D	Tavignano 3	Cr, Ni	92
FREC02D	Fium Orbu	Cr, Ni	92
FREC03C	Manza	Ni	97
FREC03AD	Sant'Amanza 1	Cr, Ni	93
FREC03B	Porto Vecchio 3	Cr, Ni, TBT	92
FREC04B	Capitello 2		100
FREC01AB	Calvi 1		100
FREC04AC	Porto - Punta Bianca		100
FREC01C	50A' - st florent	Cr, Cu, Hg, Ni	33
FREC03F	Bonifacio POSIDO	Cu, Hg, Pb, Zn, CB118, TBT	83
FREC03EG	Bruzzi	Cr, Hg, Ni	91
FREC01C	St Florent	Cr, Ni	94
FREC04AC	Propriano - Rizzanese		100
FREC01D Large	COCON SF 06	Cr, Cu, Ni	57
FREC01D Large	COCON SF 11	Cr, Ni	71
FREC01D	Canari	Cr, Ni, CB118	89
FREC04AC	Taravo		100

5.2 Évaluation de la contamination sur le plateau continental et son rebord (UMR Large-Plateau)

La contamination chimique du plateau continental et son rebord (UMR Large-Plateau) est évaluée chez les poissons, les mammifères marins et les oiseaux marins. Les évaluations des trois groupes d'espèces sont ensuite intégrées par la méthode du plus déclassant (One Out All Out, **Figure 13**, (Mille et al., 2023, Mauffret et al. 2022)).

- Hg : Les concentrations en Hg sont inférieures aux seuils LRC chez les oiseaux sur les façades Atlantique et Méditerranéenne. Par contre, les concentrations en Hg sont supérieures au seuil (NQE) pour les poissons et elles augmentent significativement chez les dauphins dans toutes les SRM où le Hg est évalué, indiquant qu'il représente un potentiel risque pour la vie marine dans les eaux marines de la métropole et/ou que l'état se dégrade (Mille et al. 2022).
- Cd : les concentrations en Cd augmentent significativement chez les dauphins en Atlantique indiquant que l'état des eaux du plateau continental se dégrade.
- PCB : les concentrations en PCB et dioxines sont supérieures aux seuils pour les poissons en MMN, GdG et MO, indiquant qu'elles peuvent aussi affecter la vie marine dans ces SRM.
- Autres : Selon les seuils disponibles actuellement, les concentrations en HCB, HBCDD, PBDE et PFOS retrouvées dans les poissons en France métropolitaine ne semblent pas représenter un risque pour la vie marine (Tableau 25). L'état du DDT ne semble pas augmenter chez les mammifères, mais ses concentrations dans les poissons sont supérieures aux niveaux retrouvés dans des zones sans historique de contamination (BAC). En l'absence de seuil type EAC ou NQE, l'état du DDT est qualifié d'inconnu.

Tableau 25. Évaluation de l'état des contaminants dans l'UMR Large-Plateau de chaque SRM au regard du D8C1 de la DCSMM (cycle 3, 2024). En bleu : tous les contaminants sont en bon état. En rouge : l'état d'au moins un contaminant n'est pas bon, ce contaminant est indiqué dans la cellule. En orange : l'état d'au moins un contaminant est supérieur au BAC (pas de seuil type EAC/NQE disponible). En gris : état non connu. En blanc : non évalué.

Famille de contaminant	SRM	CS _{poisson} -UMR-elt 	CS _{oiseau} -UMR-elt 	Tendance temporelle 	Statut du D8C1 le biote dans l'UMR - Contaminants déclassants
Métaux (Cd, Hg, Pb)	MMN	Hg	1	Cd, Hg : ↗	Hg, Cd
	MC	Hg	1	Cd, Hg : ↗	Hg, Cd
	GdG	Hg	1	Cd, Hg : ↗	Hg
	MO	Hg	1		Hg
PCB (28, 52, 101, 118, 138, 153, 180) et TEQ	MMN	TEQ, CB118		↔ ²	TEQ et CB118
	MC			↔ ²	
	GdG	TEQ, CB118		↔ ²	TEQ et CB118
	MO	TEQ, CB118, CB138			TEQ, CB118, CB138
Autres (HCB, HBCDD, PBDE, PFOS)	MMN				
	MC				
	GdG				
	MO				
DDT	MMN	pp'-DDE		↔ ³	pp'-DDE
	MC	pp'-DDE		↔ ³	pp'-DDE
	GdG	pp'-DDE		↔ ³	pp'-DDE

↗ : augmentation des concentrations dans les mammifères. ↔ : pas de tendance significative.

1: seul le Hg est évalué chez les oiseaux.

5 – Intégration et perspectives

2: Somme de 48 congénères chez les mammifères : CB 18, 28, 31, 44, 47, 49, 52, 66, 74, 77, 81, 87, 99, 101, 105, 110, 114, 118, 123, 126, 128, 138, 141, 146, 149, 151, 153, 156, 157, 158, 167, 169, 170, 172, 177, 178, 180, 183, 187, 189, 194, 195, 196, 199, 201, 203, 206 and 209.

3: Somme de 6 congénères chez les mammifères : *op'*-DDE, *pp'*-DDE, *op'*-DDD, *pp'*-DDD, *op'*-DDT, and *pp'*-DDT.

4: HCB Hexachlorobenzene en MMN, MC et GdG (pas en MO); congénères évalués individuellement: BDE28, 47, 99, 100, 153, 154.

U: Ubiquiste, Persistant, Bioaccumulable and Toxique (uPBT), **N:** Non Ubiquiste, Persistant, Bioaccumulable and Toxique (Non-uPBT) selon DCE 2008/105/EC. Les PCB dioxin-like sont considérés uPBT par la DCE, par extension l'ensemble des PCB est considéré uPBT.

La DCE (2008/105/EC) a listé des substances se comportant comme des substances PBT et ubiquistes (uPBT) : Hg, TEQ (et donc par extension les PCB), HBCDD, PBDE, PFOS, HAP, TBT et heptachlore (non évalué ici). Parmi les 6 familles de substances uPBT, 50 à 17% des familles de substances, selon la SRM, sont en mauvais état (Tableau 26).

Parmi les 4 familles de substances non uPBT (Cd, Pb, HCB, DDT), le Cd augmente chez les mammifères marins, le Pb, HCB et le DDT ne dépassent pas les seuils et n'augmentent pas dans les mammifères, l'état du DDT est inconnu bien qu'il dépasse les niveaux de fond (BAC).

Tableau 26. Pourcentage de familles de substances PBT ubiquistes (uPBT) et non ubiquistes en bon état ou non dans le biote (poissons, mammifères ou oiseaux) de l'UMR Large-Plateau dans le cadre de l'évaluation du D8 de la DCSMM cycle 3 (2024). La composition de chaque famille est donnée Tableau 25.

Familles de substances	MMN	MC	GdG	MO
uPBT en bon état	HBCDD, PBDE, PFOS	PCB, TEQ, HBCDD, PBDE, PFOS	HBCDD, PBDE, PFOS	HBCDD, PBDE, PFOS
uPBT en mauvais état	Hg, TEQ, PCB	Hg	Hg, TEQ, PCB	Hg, TEQ, PCB
Nb. de familles de contaminants uPBT	6	6	6	6
Non-uPBT en bon état	Pb, HCB	Pb, HCB	Pb, HCB	Cd, Pb
Non-uPBT en mauvais état ou état inconnu	Cd, DDT	Cd, DDT	Cd, DDT	DDT
Nb. de familles de contaminants non-uPBT	4	4	4	3
% uPBT en bon état/mauvais état	50/50	83/17	50/50	50/50
% non uPBT en état bon état/inconnu/mauvais	50/50/0	50/50/0	50/50/0	66/34/0

Les évaluations des contaminants dans les poissons et les oiseaux sont uniquement basées sur la comparaison aux seuils de type EAC ou NQE (voire MPC lié à la santé humaine pour le Cd et le Pb, en l'absence de seuil pertinent pour le D8) et sont par conséquent très sensibles à la valeur du seuil selon une évaluation **absolue** (*i.e.* dépassement des seuils ou non). L'extrapolation de ce type de seuils qui évaluent l'effet des contaminant individuellement en milieu contrôlé est délicate. Une réflexion sur la pertinence environnementale de ces seuils devrait ainsi être réalisée pour les prochaines évaluations. En perspective, deux approches complémentaires pourraient permettre de renforcer la pertinence environnementale des évaluations DCSMM : renforcer les évaluations des tendances temporelles (et donc poursuivre durablement ces suivis) et les comparaisons aux valeurs environnementales type BAC, dont la dérivation est moins complexe que les seuils « EAC-like ».

Pour les mammifères, les données disponibles ont permis d'évaluer des tendances temporelles de la concentration en contaminants ; l'évaluation de la contamination des mammifères est donc faite selon une approche **relative**. Elle ne renseigne pas directement sur l'effet des contaminants. Néanmoins les substances suivies sont toutes reconnues POP ou toxiques (Cd, Hg, Pb). Par conséquent, on peut supposer qu'une augmentation des concentrations en contaminants entraîne au minimum une dépense d'énergie de la part de organismes pour faire face à cette pression. L'approche relative peut

sembler moins informative qu'une approche absolue (par seuils) mais elle est moins incertaine car non dépendante de la valeur d'un seuil.

L'objectif ultime des conventions des mers régionales est d'atteindre pour tous les contaminants les niveaux de base retrouvés dans des zones sans historique de contamination ou proche du 0 analytique (BAC). La dérivation de seuils de base, fond géochimique de substances naturelles ou zéro analytique pour les substances uniquement synthétiques, semble moins incertaine que la dérivation de seuils de type EAC et NQE. On pourrait se poser la question pour la suite de la DCSMM d'avoir pour objectif l'atteinte des seuils de base.

5.3 Évaluation intégrée chimie-biologie de la contamination et de ses effets sur la zone de prospection des campagnes SELI plateau continental et son rebord (UMR SELI)

Une évaluation intégrée chimie-biologie a été réalisée selon une approche dérivée de Vethaak et al. (2017) suivant les étapes suivantes :

- Etape 1 : Dans un premier temps, les UMR SELISeine et SELILOire ont été divisées en mailles géographiques. Au sein de ces mailles, l'ensemble des données de contamination et d'écotoxicologie disponibles dans les sédiments, les bivalves, les poissons plats et les gastéropodes ont été recensées (ROCCh, SELI, Imposex). L'intégration de la contamination a été évaluée par i) la comparaison des niveaux de contamination dans le sédiment, les bivalves et les poissons plats avec les seuils disponibles (BAC, EAC ou équivalent), et ii) l'analyse des tendances temporelles dans les bivalves (données annuelles depuis 2000). Les contaminants concernés incluent les sept éléments traces métalliques (Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb et Zn), les 8 HAP indicateur commun OSPAR, neuf PCB (7 PCB indicateurs communs OSPAR et 2 PCB complémentaires ayant des valeurs de BAC), les composés bromés (6 PBDE indicateurs communs OSPAR et HBCDD), deux pesticides (*p,p'*-DDE et Lindane), le PFOS et le TBT.

L'intégration des effets biologiques a été réalisée par la comparaison des niveaux des biomarqueurs telle que décrite dans le paragraphe 3.2.3, et de l'indicateur Imposex. Les effets pris en compte sont ceux mesurés dans les campagnes SELI (AChE, cassure de brins d'ADN, stabilité de la membrane lysosomale, micronoyaux, métabolites de HAP) et l'imposex.

- Etape 2 : au sein de chaque maille, pour chaque couple paramètre (contaminant ou biomarqueur)*matrice, la valeur la plus déclassante a été sélectionnée pour n'avoir qu'une valeur par triplet maille*paramètre*matrice (e.g. : maille 1*Hg*Bivalve). Les tendances ont également été considérées. Une couleur a été attribuée à chaque triplet maille*paramètre*matrice selon une table décisionnelle (**Figure 18**). Pour chaque maille, le nombre de couples paramètre*matrice évalué diffère en fonction de l'échantillonnage (max : 85 contaminants + 11 biomarqueurs pour la maille M1 en Seine). Chaque camembert prend en compte l'ensemble de ces couples, et la couleur blanche est attribuée aux couples sans évaluation. Au sein de chaque maille, le pourcentage de chaque couleur a été calculé, afin de produire les camemberts présentés sur la **Figure 18**.

En baie de Seine, les proportions les plus élevées de couples paramètre *matrice en rouge sont situées sur la maille la plus proche de l'estuaire (39% pour les contaminants et 36% pour les effets sont supérieurs au seuil ou augmentent en M4, **Tableau 27**). Ces proportions restent élevées sur les mailles adjacentes M1, M3 et M7, puis diminuent avec l'éloignement de l'estuaire. Les mailles pour lesquelles la contamination et les biomarqueurs semblent nuire à la vie marine sont les mailles pour lesquelles des poissons ont été échantillonnés dans le cadre des campagnes SELI. En effet, un déclassement

important a été observé sur les espèces de poissons plats, lié à un stress général, des effets neurotoxiques et génotoxiques. Ces résultats intégrés mettent en évidence l'importance de la considération des poissons lors des évaluations de la contamination chimique et de ses effets.

En baie de Loire, des poissons ont été collectés sur chaque maille géographique dans le cadre des SELI. La proportion la plus importante des couples paramètre*matrice en rouge (supérieurs au seuil ou augmentent) est aussi observée dans la maille la plus proche de l'estuaire de Loire (M13 : 10% pour les contaminants, et 36% pour les effets). Cette proportion est également élevée dans les mailles M9 et M12 avec 27% dans chacune pour les effets, bien que pour la maille M12, une part importante de couples paramètre*matrice n'a pas été évaluée (45%). Dans ces mailles, la proportion de contaminants dont les concentrations augmentent ou sont supérieures au seuil reste faible (7% et 4% respectivement en M9 et M12).

La robustesse de l'évaluation intégrée repose sur la possibilité d'évaluer un nombre important de paramètres dans des matrices complémentaires. Les résultats observés mettent en avant la sensibilité des poissons plats à la contamination et la nécessité de pérenniser la surveillance écotoxicologique chez les poissons plats notamment.

Tableau 27. Pourcentage de couples paramètre*matrice classés dans chaque couleur selon la table décisionnelle de la Figure 18, pour les contaminants et les effets au sein de chaque maille géographique.

UMR	Groupe paramètres	Maille	Bleu	Vert	Orange	Rouge	Blanc
SELISeine	Contaminants	1	4%	40%	19%	38%	0%
	Effects	1	27%	55%	0%	18%	0%
	Contaminants	2	7%	39%	18%	13%	24%
	Effects	2	27%	18%	0%	0%	55%
	Contaminants	3	6%	27%	2%	20%	45%
	Effects	3	18%	9%	0%	27%	45%
	Contaminants	4	6%	36%	19%	39%	0%
	Effects	4	27%	36%	0%	36%	0%
	Contaminants	5	2%	25%	13%	2%	58%
	Effects	5	18%	27%	0%	0%	55%
	Contaminants	6	2%	24%	13%	4%	58%
	Effects	6	18%	18%	0%	0%	64%
	Contaminants	7	8%	53%	18%	21%	0%
	Effects	7	36%	27%	0%	27%	9%
	Contaminants	8	4%	36%	20%	16%	24%
	Effects	8	0%	0%	0%	0%	100%
SELIloire	Contaminants	9	15%	52%	13%	7%	13%
	Effects	9	36%	27%	0%	27%	9%
	Contaminants	10	15%	53%	13%	6%	13%
	Effects	10	27%	36%	0%	18%	18%
	Contaminants	11	0%	0%	0%	0%	100%
	Effects	11	27%	9%	0%	18%	45%
	Contaminants	12	18%	27%	8%	4%	44%
	Effects	12	9%	18%	0%	27%	45%
	Contaminants	13	10%	57%	16%	10%	6%
	Effects	13	18%	45%	0%	36%	0%
	Contaminants	14	12%	13%	5%	6%	65%
	Effects	14	9%	9%	0%	18%	64%

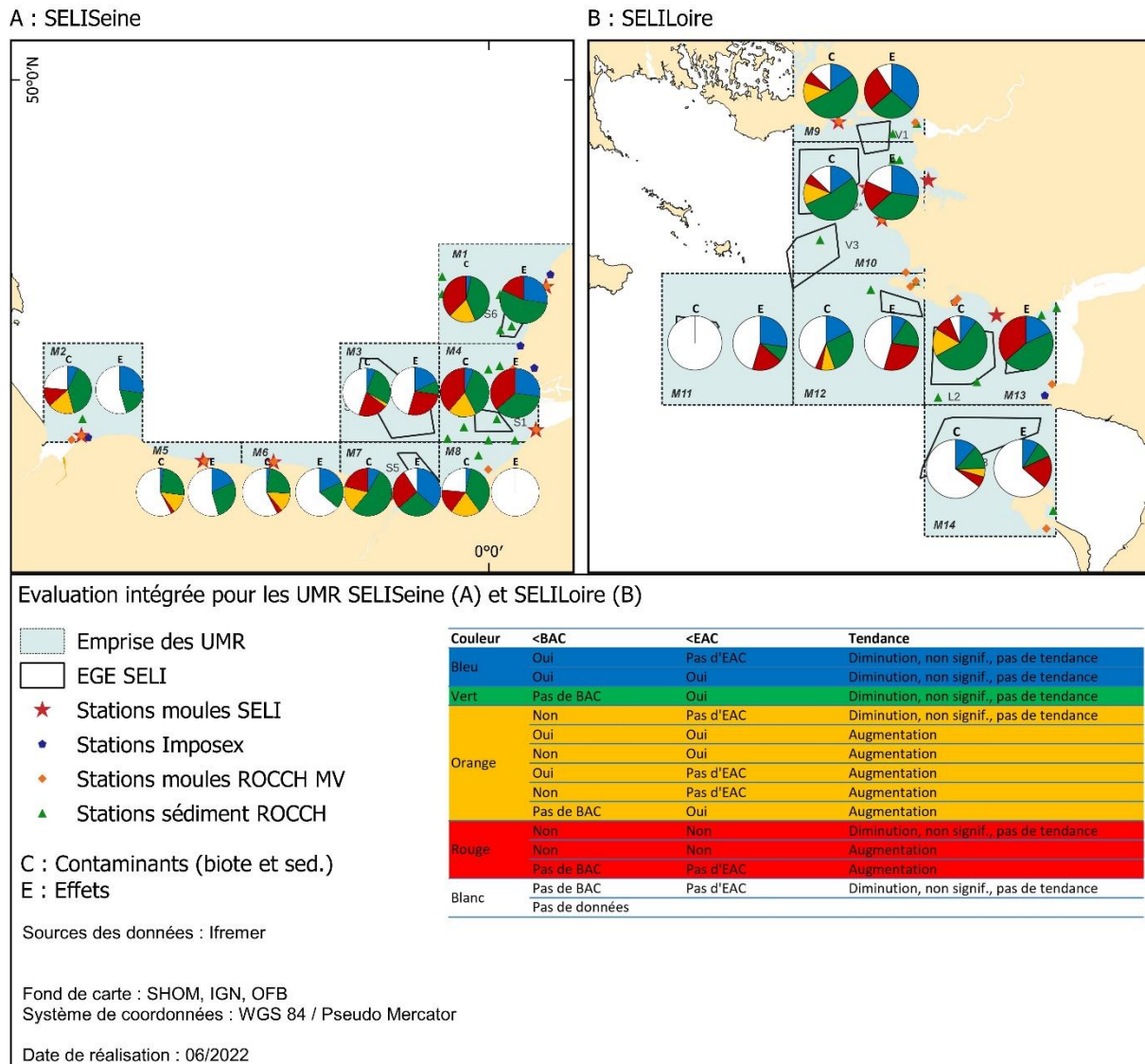


Figure 18. Evaluation intégrée chimie-biologie dans les différentes mailles géographiques des UMR SELISEine (A, n=8 mailles) et SELILOire (B, n=6 mailles), incluant la contamination (C) du sédiment et du biote (bivalves et poissons plats) ainsi que les effets écotoxicologiques (E) chez les poissons plats, les moules et les gastéropodes. Une couleur a été attribuée à chaque couple paramètre*matrice, selon la table décisionnelle présentée sur la figure. Les camemberts représentent le pourcentage de chaque couleur par type de paramètre (contaminants ou effets) pour chaque maille géographique.

5.4 Contamination des poissons pélagiques profonds (UMR Large-Talus/Océan)

La contamination des poissons pélagiques profonds a été évaluée dans le cadre d'une étude pilote intitulée « Biodiversité et Contamination du micronecton profond – Faisabilité du suivi et État de référence » financée par le MTE/DEB en 2018-2019 (Spitz et al. 2019). Alors que les zones pélagiques profondes constituent le plus vaste habitat marin au monde (Sutton 2013) et couvrent près de la moitié de la surface des eaux françaises du golfe de Gascogne à suivre dans le cadre de la DCSMM, aucun dispositif ne permet de renseigner le BEE de ces écosystèmes à ce jour, notamment au regard du D8. Ces écosystèmes pélagiques profonds ne sont pourtant pas exempts de pressions. De récentes études ont en effet montré que les contaminants d'origine anthropique pouvaient atteindre et probablement impacter les écosystèmes pélagiques profonds et les organismes qui y vivent (e.g. Takahashi et al. 2010, Romero et al. 2018, Wiech et al. 2020). Par ailleurs, dans un contexte de diminution des ressources marines plus côtières, le micronecton océanique est devenu dans certaines régions du monde une cible potentielle et un enjeu de développement pour la pêche industrielle (Alvheim et al.

2020, Olsen et al. 2020). Composé de poissons mais aussi de crustacés et céphalopodes nageant activement et de taille relativement petite (comprise généralement entre deux et une vingtaine de centimètres), le micronecton océanique est un compartiment essentiel des écosystèmes marins situés au-delà du plateau continental. Il assure en effet les transferts d'énergie du plancton vers les nombreux prédateurs supérieurs qui s'en nourrissent (Pusineri et al. 2008, Danielsen et al. 2010, Spitz et al. 2011, Choy et al. 2013) et joue aussi probablement un rôle majeur dans certains cycles biogéochimiques des écosystèmes pélagiques profonds en tant que composante de la « pompe biologique » (Martin et al. 2020). Certaines espèces de micronecton océanique effectuent en effet de grandes migrations verticales au cours d'un cycle de 24h (*i.e.* migrations nyctémérales) entre les eaux de surface (où elles viennent se nourrir la nuit) et les eaux méso- et bathypélagiques (pélagiques profondes) où elles évoluent le jour, assurant alors un important et rapide transport vertical de matière organique mais aussi probablement de certains contaminants. Ce suivi des contaminants dans les poissons pélagiques profonds appartenant au micronecton océanique est donc complémentaire i) au suivi « COntaminants dans les REseaux troPHiques (CoRePh) » développé sur le plateau continental dans le cadre de la mise en œuvre du programme de surveillance de la DCSMM, ii) aux dispositifs de surveillance des contaminants dans le sédiment et les bivalves en milieu côtier (eux-mêmes complétés par CoRePh), et iii) aux suivis chez les oiseaux et mammifères marins de niveau trophique plus élevé que les poissons et couvrant d'autres habitats que les poissons. **L'ensemble de ces dispositifs constitue par ailleurs un continuum unique pour le suivi des contaminants et de leurs effets potentiels des eaux côtières aux couches profondes de l'Océan dans le cadre du D8 de la DCSMM.**

Les résultats obtenus sur les poissons pélagiques profonds, pour ce premier essai réalisé sur des individus prélevés en 2017, sont présentés sous le format de 2 fiches indicateur pour en illustrer l'intérêt dans une prochaine évaluation environnementale. Ces résultats sont considérés comme un « état initial » de la contamination des poissons pélagiques profonds et montrent que l'UMR Large-Talus/Océan concernée, bien qu'éloignée des côtes, est bien exposée à la contamination chimique d'origine anthropique (*e.g.* PCB). Les résultats montrent en effet il ne peut pas être exclu que concentrations observées en Hg et en PCB 118 puissent nuire à la vie marine, à l'échelle de la communauté d'espèces considérées pour l'UMR évaluée. Ces résultats ne sont cependant pas utilisés pour l'évaluation du BEE cycle 3 2024 notamment à cause du nombre relativement faible de répliques analytiques par espèce et par contaminant ($n = 2$ à 5 individus ou pools d'individus analysés par triplet espèce*UMR*elt, correspondant à 5 à 18 individus considérés par espèce pour les répliques analytiques).

5.5 Effets de la contamination chez les oiseaux marins (UMR : Large-Plateau)

Des biomarqueurs indicateurs de la contamination chimique (compris dans la liste SELI) ont aussi été suivis dans les espèces du suivi de la contamination dans les oiseaux marins. Les données concernant les effets des contaminants chez les oiseaux marins ne sont pas disponibles pour le cycle actuel (résultats attendus à l'automne 2022). Une brève présentation de ces biomarqueurs est réalisée afin d'introduire ce suivi.

Les prélèvements sanguins réalisés en 2021 (utilisés pour renseigner le D8C1) seront analysés pour le suivi des effets de la contamination. Les échelles géographiques sont donc les mêmes que pour le D8C1 (détaillées en 2.1.2.6). Les biomarqueurs sont analysés chez 7 des 10 espèces décrites en 2.1.3.4. Il n'y a pas de suivi des biomarqueurs pour les puffins de Scopoli et les fous de Bassan (espèces prélevées en 2020, avant que le protocole de prélèvements et de stockage des échantillons en vue de l'analyse des biomarqueurs ne soit mis en place), ni pour les sternes.

Trois catégories de biomarqueurs peuvent être suivies chez les oiseaux marins :

5 – Intégration et perspectives

- la capacité des individus à répondre à un stress (capacités réductrices des cellules sanguines (Ferric Reducing Abilities of Erythrocytes, FRAE), évaluée par la mesure des concentrations en vitamine A et E,
- la réponse au stress : les mécanismes enzymatiques de défense contre le stress oxydant sont évalués par *i*) la mesure d'activités enzymatiques telles que la catalase (CAT), la superoxyde dismutase (SOD), ou les enzymes liées au glutathion : glutathion-s-transférase (GST), glutathion peroxydase (GPx), glutathion réductase, *ii*) le dosage d'hormones, notamment la corticostérone ; *iii*) l'évaluation de l'activité de détoxification des cytochromes P450, mesurée par l'activité d'enzymes comme l'ethoxyresorufin-o-deethylase (EROD) ou la pentoxyresorufin-o-deethylase (PROD)).
- les impacts engendrés par le stress : marqueurs de peroxydation lipidique TBARS (Thiobarbituric acid reactive substances), asymétries des ailes, dommages à l'ADN.

Cette dernière catégorie a été sélectionnée, notamment pour la mutualisation possible des prélèvements : les contaminants et les biomarqueurs de génotoxicité sont analysés dans le sang. Deux tests de dommages génotoxiques ont été retenus, le test des comètes et le test des micronoyaux. Ces biomarqueurs sont aussi suivis dans les SELI et font partis de la liste des biomarqueurs recommandés par le CIEM (Davies and Vethaak 2012). Le test des comètes est une méthode simple pour la mesure des cassures de brins d'ADN dans les cellules eucaryotes (Collins 2004). Le test des micronoyaux est une méthode de détection des dommages chromosomiques (Fenech 2000). Ceyca et al. (2014) listent notamment les intérêts à suivre les niveaux de micronoyaux pour la biosurveillance des effets des contaminants chez les oiseaux marins. Ces deux tests ont déjà été réalisés sur plusieurs espèces d'oiseaux marins (Maness and Emslie 2001, Stoncius and Lazutka 2003, Fenstad et al. 2016, Haarr et al. 2018, Oudi et al. 2019).

Une mesure de l'asymétrie des ailes a également été réalisée. Celle-ci est détectée (et liée à des niveaux de contaminants) chez plusieurs espèces d'oiseaux marins (Bustnes et al. 2002, Bustnes et al. 2007, Evers et al. 2008, Herring et al. 2017).

6 Références

- Ackerman, J. T., C. A. Eagles-Smith and M. P. Herzog (2011). "Bird Mercury Concentrations Change Rapidly as Chicks Age: Toxicological Risk is Highest at Hatching and Fledging." Environmental Science & Technology **45**(12): 5418-5425.
- Ackerman, J. T., C. A. Eagles-Smith, M. P. Herzog, C. A. Hartman, S. H. Peterson, D. C. Evers, A. K. Jackson, J. E. Elliott, S. S. Vander Pol and C. E. Bryan (2016). "Avian mercury exposure and toxicological risk across western North America: A synthesis." Science of The Total Environment **568**: 749-769.
- Akcha, F., F. Vincent Hubert and A. Pfohl-Leszkowicz (2003). "Potential value of the comet assay and DNA adduct measurement in dab (*Limanda limanda*) for assessment of in situ exposure to genotoxic compounds." Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis **534**(1): 21-32.
- Alvheim, A. R., M. Kjellevoll, E. Strand, M. Sanden and M. Wiech (2020). "Mesopelagic Species and Their Potential Contribution to Food and Feed Security—A Case Study from Norway." Foods **9**(3): 344.
- Alzieu, C. (2000). "Impact of Tributyltin on Marine Invertebrates." Ecotoxicology **9**(1): 71-76.
- Amouroux, I. and M. Brun (2018). Substances prioritaires DCE : Cohérence et applicabilité des seuils mollusques existants en milieu marin : DCE (NQE, VGE) et OSPAR (EAC, BAC). <https://archimer.ifremer.fr/doc/00441/55242/>, Ifremer pp.
- Andral, B., J. F. Cadiou, F. Galgani and C. Tomasino (2011). Evaluation of Chemical Contamination in the Western Mediterranean Using Mussel Transplants.
- Andral, B. and C. Tomasino (2010). RINBIO 2009-Evaluation de la qualité des eaux basée sur l'utilisation de stations artificielles de moules en Méditerranée: résultats de la campagne 2009. pp.
- Anselme, L. and J. P. Durand (2012). Le Puffin cendré *Calonectris diomedea diomedea*, Etat des connaissances et de conservation actualisé des populations nicheuses des petites îles de Méditerranée. <http://initiative-pim.org/index.php/2020/05/15/note-pim-puffin-cendre-2012/> pp.
- Arp, H. P. H., N. A. O. Morin, P. L. Andersson, S. E. Hale, F. Wania, K. Breivik and G. D. Breedveld (2020). "The presence, emission and partitioning behavior of polychlorinated biphenyls in waste, leachate and aerosols from Norwegian waste-handling facilities." Science of The Total Environment **715**: 136824.
- Barranger, A., A. Benabdelmouna, L. Degremont, T. Burgeot and F. Akcha (2015). "Parental exposure to environmental concentrations of diuron leads to aneuploidy in embryos of the Pacific oyster, as evidenced by fluorescent in situ hybridization." Aquatic Toxicology **159**: 36-43.
- Barrett, R. T., K. Camphuysen, T. Anker-Nilssen, J. W. Chardine, R. W. Furness, S. Garthe, O. Huppop, M. F. Leopold, W. A. Montevecchi and R. R. Veit (2007). "Diet studies of seabirds: a review and recommendations." Ices Journal of Marine Science **64**(9): 1675-1691.
- Baumard, P., H. Budzinski, P. Garrigues, J. F. Narbonne, T. Burgeot, X. Michel and J. Bellocq (1999). "Polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) burden of mussels (*Mytilus* sp.) in different marine environments in relation with sediment PAH contamination, and bioavailability." Marine Environmental Research **47**(5): 415-439.
- Bean, T. P. and F. Akcha (2016). "Biological effects of contaminants: Assessing DNA damage in marine species through single-cell alkaline gel electrophoresis (comet) assay." ICES Techniques in Marine Environmental Sciences.
- Bearhop, S., G. D. Ruxton and R. W. Furness (2000). "Dynamics of mercury in blood and feathers of great skuas." Environmental Toxicology and Chemistry **19**(6): 1638-1643.
- Bergman, Å., A. Rydén, R. J. Law, J. de Boer, A. Covaci, M. Alaei, L. Birnbaum, M. Petreas, M. Rose, S. Sakai, N. Van den Eede and I. van der Veen (2012). "A novel abbreviation standard for

- organobromine, organochlorine and organophosphorus flame retardants and some characteristics of the chemicals." Environment International **49**: 57-82.
- Binkowski, L. J., J. Fort, M. Brault-Favrou, F. Gallien, G. Le Guillou, O. Chastel and P. Bustamante (2021). "Foraging ecology drives mercury contamination in chick gulls from the English Channel." Chemosphere **267**.
- Bizzozero, L., Y. Le Merrer, M. Fortune, K. Collin, A. Schmitt, O. Pierre-Duplessix, M. Schapira, F. Bonneau and P. Souchu (2021). Qualité du Milieu Marin Littoral. Départements de Loire Atlantique et Vendée (Partie nord). ODE/LITTORAL/LER MPL/21.07. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00724/83562/>. Bulletin de la surveillance 2020 pp.
- Black, L. A. (2006). Foraging area characteristics of Arctic Terns (*Sterna paradisaea*) and Common Terns (*Sterna hirundo*) breeding on Machias Seal Island. Master thesis., University of New Brunswick.
- Blevin, P., A. Carravieri, A. Jaeger, O. Chastel, P. Bustamante and Y. Cherel (2013). "Wide Range of Mercury Contamination in Chicks of Southern Ocean Seabirds." Plos One **8**(1).
- Bocquene, G. and F. Galgani (1998). "Biological effects of contaminants : Cholinesterase inhibition by organophosphorous and carbamate compounds." ICES Techniques in Marine Environmental Sciences **22**: 1-12.
- Bouchouca, M., C. Tomasino, I. Amouroux, B. Andral, C. Brach-Papa, M. Briand, R. Buchet, L. Delmas, F. Galgani, J.-L. Gonzalez, A. Grouhel-Pellouin, A. Mauffret, T. Mille, D. Munaron, E. Ponzevera, N. Wessel and P. Boissery (2021). 20 ans de suivi de la contamination chimique des eaux côtières méditerranéennes. Résultats & perspectives. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00673/78554/> pp.
- Boutier, B., J. F. Chiffolleau, J. L. Gonzalez, P. Lazure, D. Auger and I. Truquet (2000). "Influence of the Gironde estuary outputs on cadmium concentrations in the coastal waters: consequences on the Marennes-Oleron bay (France)." Oceanologica Acta **23**: 745-757.
- Bragigand, V., C. Amiard-Triquet, E. Parlier, P. Boury, P. Marchand and M. El Hourch (2006). "Influence of biological and ecological factors on the bioaccumulation of polybrominated diphenyl ethers in aquatic food webs from French estuaries." Science of The Total Environment **368**(2): 615-626.
- Breivik, K., A. Sweetman, J. M. Pacyna and K. C. Jones (2007). "Towards a global historical emission inventory for selected PCB congeners--a mass balance approach 3. An update." Sci Total Environ **377**(2-3): 296-307.
- Brereton, T., A. Williams and C. Martin (2005). Ecology and status of the common dolphin *Delphinus delphis* in the English Channel and Bay of Biscay 1995–2002. Common dolphins: current research, threats and issues.
- Broeg, K., S. Zander, A. Diamant, W. Körting, G. Krüner, I. Paperna and H. v. Westernhagen (1999). "The use of fish metabolic, pathological and parasitological indices in pollution monitoring." Helgoland Marine Research **53**(3): 171-194.
- Burgeot, T., F. Akcha, D. Ménard, C. Robinson, V. Loizeau, C. Brach-Papa, C. Martínez-Gómez, J. Le Goff, H. Budzinski, K. Le Menach, J. Cachot, C. Minier, K. Broeg and K. Hylland (2017). "Integrated monitoring of chemicals and their effects on four sentinel species, *Limanda limanda*, *Platichthys flesus*, *Nucella lapillus* and *Mytilus* sp., in Seine Bay: A key step towards applying biological effects to monitoring." Marine Environmental Research **124**: 92-105.
- Bustnes, J. O., B. J. Bardsen, B. Moe, D. Herzke, S. A. Hanssen, K. Sagerup, C. Bech, T. Nordstad, O. Chastel, S. Tartu and G. W. Gabrielsen (2017). "Temporal variation in circulating concentrations of organochlorine pollutants in a pelagic seabird breeding in the high Arctic." Environmental Toxicology and Chemistry **36**(2): 442-448.
- Bustnes, J. O., I. Folstad, K. E. Erikstad, M. Fjeld, O. O. Miland and J. U. Skaare (2002). "Blood concentration of organochlorine pollutants and wing feather asymmetry in Glaucous Gulls." Functional Ecology **16**(5): 617-622.
- Bustnes, J. O., K. O. Kristiansen and M. Helberg (2007). "Immune status, carotenoid coloration, and wing feather growth in relation to organochlorine pollutants in great black-backed gulls." Archives of Environmental Contamination and Toxicology **53**(1): 96-102.
- Carere, M., T. Lettieri, A.-S. Wernersson, N. Hanson, S. Bushinger, R. Kase-Pasanen and ABM Drafting group (2021). Technical Proposal for Effect-Based Monitoring and Assessment under the Water

- Framework Directive. Report to the Common Implementation Strategy (CIS) Working Group Chemicals on the outcome of the work performed in the subgroup on Effect-Based Methods (EBM) MANDATE 2016-2018 pp.
- Cariou, T., L. Dubroca, C. Vogel and N. Bez (2021). "Comparison of the spatiotemporal distribution of three flatfish species in the Seine estuary nursery grounds." Estuarine Coastal and Shelf Science **259**.
- Carpenter, B., A. Gelman, M. D. Hoffman, D. Lee, B. Goodrich, M. Betancourt, A. Riddell, J. Q. Guo, P. Li and A. Riddell (2017). "Stan: A Probabilistic Programming Language." Journal of Statistical Software **76**(1): 1-29.
- Carravieri, A., P. Bustamante, C. Churlaud, A. Fromant and Y. Cherel (2014). "Moulting patterns drive within-individual variations of stable isotopes and mercury in seabird body feathers: implications for monitoring of the marine environment." Marine Biology **161**(4): 963-968.
- Carravieri, A., P. Bustamante, P. Labadie, H. Budzinski, O. Chastel and Y. Cherel (2020). "Trace elements and persistent organic pollutants in chicks of 13 seabird species from Antarctica to the subtropics." Environment International **134**.
- Castège, I. and G. Hémerly (2009). Oiseaux marins et cétacés du golfe de Gascogne: Répartition, évolution des populations et éléments pour la définition des aires marines protégées. Biotope. pp.
- Cecere, J. G., C. Catoni, I. Maggini, S. Imperio and G. Gaibani (2013). "Movement patterns and habitat use during incubation and chick-rearing of Cory's shearwaters (*Calonectris diomedea diomedea*) (Aves: Vertebrata) from Central Mediterranean: influence of seascape and breeding stage." Italian Journal of Zoology **80**(1): 82-89.
- Ceia, F. R., V. H. Paiva, V. Fidalgo, L. Morais, A. Baeta, P. Crisostomo, E. Mourato, S. Garthe, J. C. Marques and J. A. Ramos (2014). "Annual and seasonal consistency in the feeding ecology of an opportunistic species, the yellow-legged gull *Larus michahellis*." Marine Ecology Progress Series **497**: 273-284.
- Ceyca, J. P., O. Torres-Bugarin, J. A. Castillo-Guerrero and M. Betancourt-Lozano (2014). "Seabird embryos as biomonitors of micronucleogenic genotoxic agents: potential application for the coasts of Mexico." Avian Biology Research **7**(4): 223-234.
- Chiffolleau, J. F. (2017). La contamination chimique sur le littoral Loire-Bretagne. Résultats de 35 années de suivi du Réseau d'Observation de la Contamination Chimique. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00405/51617/>. RST.RBE-BE/2017.02 pp.
- Chiffolleau, J. F., D. Auger, E. Chartier, P. Michel, I. Truquet, A. Ficht, J. L. Gonzalez and L. A. Romana (2001). "Spatiotemporal changes in cadmium contamination in the Seine estuary (France)." Estuaries **24**(6B): 1029-1040.
- Chouvelon, T., J. Spitz, F. Caurant, P. Mèndez-Fernandez, A. Chappuis, F. Laugier, E. Le Goff and P. Bustamante (2012). "Revisiting the use of $\delta^{15}\text{N}$ in meso-scale studies of marine food webs by considering spatio-temporal variations in stable isotopic signatures – The case of an open ecosystem: The Bay of Biscay (North-East Atlantic)." Progress in Oceanography **101**(1): 92-105.
- Chouvelon, T., E. Strady, M. Harmelin-Vivien, O. Radakovitch, C. Brach-Papa, S. Crochet, J. Knoery, E. Rozuel, B. Thomas, J. Tronczynski and J.-F. Chiffolleau (2019). "Patterns of trace metal bioaccumulation and trophic transfer in a phytoplankton-zooplankton-small pelagic fish marine food web." Marine Pollution Bulletin **146**: 1013-1030.
- Choy, C. A., E. Portner, M. Iwane and J. C. Drazen (2013). "Diets of five important predatory mesopelagic fishes of the central North Pacific." Marine Ecology Progress Series **492**: 169-184.
- Collins, A. R. (2004). "The comet assay for DNA damage and repair - Principles, applications, and limitations." Molecular Biotechnology **26**(3): 249-261.
- Cossa, D. and P. Lassus (1989). Le cadmium en milieu marin. Biogéochimie et écotoxicologie. Rapports scientifiques et techniques de l'Ifremer n° 16 1989 ISSN 0761-3970. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00332/44312/> pp.
- Dallas, L. J. and A. N. Jha (2015). "Applications of biological tools or biomarkers in aquatic biota: A case study of the Tamar estuary, South West England." Marine Pollution Bulletin **95**(2): 618-633.

- Danielsen, J., J. A. van Franeker, B. Olsen and S. A. Bengtson (2010). "Preponderance of mesopelagic fish in the diet of the Northern Fulmar (*Fulmarus glacialis*) around the Faroe Islands." Seabird **23**: 66-75.
- Daunt, F., S. Benvenuti, M. P. Harris, L. Dall'Antonia, D. A. Elston and S. Wanless (2002). "Foraging strategies of the black-legged kittiwake *Rissa tridactyla* at a North Sea colony: evidence for a maximum foraging range." Marine Ecology Progress Series **245**: 239-247.
- Dauvin, J.-C., A. Raoux, J.-P. Pezy, N. Baux and N. Niquil (2020). The Bay of Seine: A Resilient Socio-Eco-System Under Cumulative Pressures. Evolution of Marine Coastal Ecosystems under the Pressure of Global Changes, Cham, Springer International Publishing.
- Davies and Vethaak (2012). "Integrated marine environmental monitoring of chemicals and their effects." ICES Cooperative Research Report No 315.
- de Wit, C. A. (2002). "An overview of brominated flame retardants in the environment." Chemosphere **46**(5): 583-624.
- Dietz, R., J. Fort, C. Sonne, C. Albert, J. O. Bustnes, T. K. Christensen, T. M. Ciesielski, J. Danielsen, S. Dastnai, M. Eens, K. E. Erikstad, A. Galatius, S.-E. Garbus, O. Gilg, S. A. Hanssen, B. Helander, M. Helberg, V. L. B. Jaspers, B. M. Jenssen, J. E. Jónsson, K. Kauhala, Y. Kolbeinsson, L. A. Kyhn, A. L. Labansen, M. M. Larsen, U. Lindstøm, T. K. Reiertsen, F. F. Rigét, A. Roos, J. Strand, H. Strøm, S. Sveegaard, J. Søndergaard, J. Sun, J. Teilmann, O. R. Therkildsen, T. L. Thórarinnsson, R. S. Tjørnløv, S. Wilson and I. Eulaers (2021). "A risk assessment of the effects of mercury on Baltic Sea, Greater North Sea and North Atlantic wildlife, fish and bivalves." Environment International **146**: 106178.
- Duhem, C., E. Vidal, P. Roche and J. Legrand (2005). "How is the diet of yellow-legged gull chicks influenced by parents' accessibility to landfills?" Waterbirds **28**(1): 46-52.
- Eagles-Smith, C. A., J. T. Ackerman, T. L. Adelsbach, J. Y. Takekawa, A. K. Miles and R. A. Keister (2008). "Mercury correlations among six tissues for four waterbird species breeding in San Francisco Bay, California, USA." Environmental Toxicology and Chemistry **27**(10): 2136-2153.
- Eglington, S. M. and M. R. Perrow (2014). Literature review of tern (*Sterna* & *Sternula* spp.) foraging ecology. E. E. C. Ltd. pp.
- Enners, L., P. Schwemmer, A. M. Corman, C. C. Voigt and S. Garthe (2018). "Intercolony variations in movement patterns and foraging behaviors among herring gulls (*Larus argentatus*) breeding in the eastern Wadden Sea." Ecology and Evolution **8**(15): 7529-7542.
- Eriksson, P., C. Fischer and A. Fredriksson (2006). "Polybrominated diphenyl ethers, a group of brominated flame retardants, can interact with polychlorinated biphenyls in enhancing developmental neurobehavioral defects." Toxicol Sci **94**(2): 302-309.
- Escher, B. I. and K. Fenner (2011). "Recent Advances in Environmental Risk Assessment of Transformation Products." Environmental Science & Technology **45**(9): 3835-3847.
- Escher, B. I., H. M. Stapleton and E. L. Schymanski (2020). "Tracking complex mixtures of chemicals in our changing environment." Science **367**(6476): 388-+.
- European Union (2014). Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 32 on Biota monitoring (the implementation of EQSbiota) under the Water Framework Directive (doi: 10.2779/833200). European Commission.
- Evers, D. C., L. J. Savoy, C. R. DeSorbo, D. E. Yates, W. Hanson, K. M. Taylor, L. S. Siegel, J. H. Cooley, M. S. Bank, A. Major, K. Munney, B. F. Mower, H. S. Vogel, N. Schoch, M. Pokras, M. W. Goodale and J. Fair (2008). "Adverse effects from environmental mercury loads on breeding common loons." Ecotoxicology **17**(2): 69-81.
- Fenech, M. (2000). "The in vitro micronucleus technique." Mutation Research-Fundamental and Molecular Mechanisms of Mutagenesis **455**(1-2): 81-95.
- Fenstad, A. A., J. O. Bustnes, C. G. Bingham, M. Ost, K. Jaatinen, B. Moe, S. A. Hanssen, A. J. Moody, K. M. Gabrielsen, D. Herzke, S. Lierhagen, B. M. Jenssen and A. Krokje (2016). "DNA double-strand breaks in incubating female common eiders (*Somateria mollissima*): Comparison between a low and a high polluted area." Environmental Research **151**: 297-303.

- Fernie, K. J., J. L. Shutt, R. J. Letcher, I. J. Ritchie and D. M. Bird (2009). "Environmentally Relevant Concentrations of DE-71 and HBCD Alter Eggshell Thickness and Reproductive Success of American Kestrels." Environmental Science & Technology **43**(6): 2124-2130.
- Fijn, R. C., J. de Jong, W. Courtens, H. Verstraete, E. W. M. Stienen and M. J. M. Poot (2017). "GPS-tracking and colony observations reveal variation in offshore habitat use and foraging ecology of breeding Sandwich Terns." Journal of Sea Research **127**: 203-211.
- Fliedner, A., H. Rudel, D. Teubner, G. Buchmeier, J. Lowis, C. Heiss, J. Wellnitz and J. Koschorreck (2016). "Biota monitoring and the Water Framework Directive-can normalization overcome shortcomings in sampling strategies?" Environmental Science and Pollution Research **23**(21): 21927-21939.
- Foucher, E. and D. Delaunay (2018). Evaluation du descripteur 3 « Espèces exploitées à des fins commerciales » en France métropolitaine. Rapport scientifique pour l'évaluation 2018 au titre de la DCSMM - R.RBE/HMMN/RHPEB-2018-01. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00458/57009/>: 156 pp.
- Furness, R. W. and C. J. Camphuysen (1997). "Seabirds as monitors of the marine environment." Ices Journal of Marine Science **54**(4): 726-737.
- Garric, J., S. Morin and F. Vincent-Hubert (2010). "Les biomarqueurs en écotoxicologie : définition, intérêt, limite et usage. <https://www.cairn.info/revue-sciences-eaux-et-territoires-2010-1-page-12.htm>." Sciences, Eaux et Territoires **1**.
- Gelman, A., J. Hwang and A. Vehtari (2014). "Understanding predictive information criteria for Bayesian models." Statistics and Computing **24**(6): 997-1016.
- Gibbs, P. E., P. L. Pascoe and G. W. Bryan (1991). "Tributyltin-induced imposex in stenoglossan gastropods: Pathological effects on the female reproductive system." Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Comparative Pharmacology **100**(1): 231-235.
- Gibson, R. N., A. W. Stoner and C. H. Ryer (2014). The behaviour of flatfishes. Flatfishes: 314-345.
- Giltrap, M., J. Ronan, J. P. Bignell, B. P. Lyons, E. Collins, H. Rochford, B. McHugh, E. McGovern, L. Bull and J. Wilson (2017). "Integration of biological effects, fish histopathology and contaminant measurements for the assessment of fish health: A pilot application in Irish marine waters." Marine Environmental Research **129**: 113-132.
- Giltrap, M., J. Ronan, C. Tanner, F. X. O'Beirn, B. P. Lyons, R. Mag Aoidh, H. Rochford, B. McHugh, E. McGovern and J. Wilson (2016). "Application of a weight of evidence approach utilising biological effects, histopathology and contaminant levels to assess the health and pollution status of Irish blue mussels (*Mytilus edulis*)." Marine Environmental Research **122**: 33-45.
- Gioia, R., L. Nizzetto, R. Lohmann, J. Dachs, C. Temme and K. C. Jones (2008). "Polychlorinated Biphenyls (PCBs) in Air and Seawater of the Atlantic Ocean: Sources, Trends and Processes." Environmental Science & Technology **42**(5): 1416-1422.
- Götmark, F. (1984). "Food and foraging in five European *Larus* gulls in the breeding season: a comparative review." Ornis Fennica **61**: 9-18.
- Grecian, W. J., M. J. Witt, M. J. Attrill, S. Bearhop, B. J. Godley, D. Gremillet, K. C. Hamer and S. C. Votier (2012). "A novel projection technique to identify important at-sea areas for seabird conservation: An example using Northern gannets breeding in the North East Atlantic." Biological Conservation **156**: 43-52.
- GRÉMILLET, D., G. ARGENTIN, B. SCHULTE and B. M. CULIK (1998). "Flexible foraging techniques in breeding Cormorants *Phalacrocorax carbo* and Shags *Phalacrocorax aristotelis*: benthic or pelagic feeding?" Ibis **140**(1): 113-119.
- Haarr, A., K. Hylland, N. Eckbo, G. W. Gabrielsen, D. Herzke, J. O. Bustnes, P. Blevin, O. Chastel, B. Moe, S. A. Hanssen, K. Sagerup and K. Borga (2018). "DNA Damage in Arctic Seabirds: Baseline, Sensitivity to a Genotoxic Stressor, and Association with Organohalogen Contaminants." Environmental Toxicology and Chemistry **37**(4): 1084-1091.
- Hamer, K. C., P. Monaghan, J. D. Uttley, P. Walton and M. D. Burns (1993). "The influence of food supply on the breeding ecology of Kittiwakes *Rissa tridactyla* in Shetland." Ibis **135**(3): 255-263.

- Han, X. B., K. W. Y. Yuen and R. S. S. Wu (2013). "Polybrominated diphenyl ethers affect the reproduction and development, and alter the sex ratio of zebrafish (*Danio rerio*)."
Environmental Pollution **182**: 120-126.
- HELCOM, 2017. Presentation 2 - Integrated hazardous substances assessment using CHASE.pdf
- Herring, G., C. A. Eagles-Smith and J. T. Ackerman (2017). "Mercury exposure may influence fluctuating asymmetry in waterbirds." Environmental Toxicology and Chemistry **36**(6): 1599-1605.
- Hillenweck, A., C. Canlet, A. Mauffret, L. Debrauwer, G. Claireaux and J. P. Cravedi (2008). "CHARACTERIZATION OF BILIARY METABOLITES OF FLUORANTHENE IN THE COMMON SOLE (SOLEA SOLEA)." Environmental Toxicology and Chemistry **27**(12): 2575-2581.
- Hites, R. A. (2019). "Statistical Approach for Assessing the Stockholm Convention's Effectiveness: Great Lakes Atmospheric Data." Environmental Science & Technology **53**(15): 8585-8590.
- Hjermann, Ø, D., Galante-Oliveira, S., McHugh, B. and Fryer, R. 2022. *Status and Trends in the Levels of Imposex in Marine Gastropods (TBT in Shellfish)*. In: OSPAR, 2023: The 2023 Quality Status Report for the North-East Atlantic. OSPAR Commission, London. Available at: <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-reports/qsr-2023/indicator-assessments/tbt-shellfish>
- Honda, M. and N. Suzuki (2020). "Toxicities of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons for Aquatic Animals." Int J Environ Res Public Health **17**(4).
- Huet, M., N. Le Goic and P. E. Gibbs (2008). "Appearance of a genetically-based pollution resistance in a marine gastropod, *Nucella lapillus*, in south-west Brittany: a new case of Dumpton syndrome." Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom **88**(7): 1475-1479.
- Hylland, K., B. B. Skei, G. Brunborg, T. Lang, M. J. Gubbins, J. le Goff and T. Burgeot (2017a). "DNA damage in dab (*Limanda limanda*) and haddock (*Melanogrammus aeglefinus*) from European seas." Marine Environmental Research **124**: 54-60.
- Hylland, K., C. D. Robinson, T. Burgeot, C. Martinez-Gomez, T. Lang, J. Svavarsson, J. E. Thain, A. D. Vethaak and M. J. Gubbins (2017b). "Integrated chemical and biological assessment of contaminant impacts in selected European coastal and offshore marine areas." Marine Environmental Research **124**: 130-138.
- IAMMWG (2015). Management Units for Cetaceans in UK Waters (January 2015). JNCC Report No. 547. JNCC, Peterborough. pp.
- ICES WGMME (2013). Report of the Working Group on Marine Mammal Ecology (WGMME), 4-7 February 2013. ICES, Paris pp.
- ICES WGMME (2014). "Report of the Working Group on Marine Mammal Ecology (WGMME), 10-13 March 2014. ICES, Woods Hole, MA."
- Ifremer and LERBN (2021). Qualité du Milieu Marin Littoral. Départements d'Ille et Vilaine et des Côtes d'Armor. Ifremer/ODE/LITTORAL/LERBN-21-007. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00742/85407/>. Bulletin de la surveillance 2020 pp.
- Jepson, P. D. and R. J. Law (2016). "MARINE ENVIRONMENT Persistent pollutants, persistent threats." Science **352**(6292): 1388-1389.
- Kidd, K. A., L. P. Burkhard, M. Babut, K. Borga, D. C. Muir, O. Perceval, H. Ruedel, K. Woodburn and M. R. Embry (2019). "Practical advice for selecting or determining trophic magnification factors for application under the European Union Water Framework Directive." Integr Environ Assess Manag **15**(2): 266-277.
- Kiszka, J., K. Macleod, O. Van Canneyt, D. Walker and V. Ridoux (2007). "Distribution, encounter rates, and habitat characteristics of toothed cetaceans in the Bay of Biscay and adjacent waters from platform-of-opportunity data." Ices Journal of Marine Science **64**(5): 1033-1043.
- Kortenkamp, A. and M. Faust (2018). "Regulate to reduce chemical mixture risk." Science **361**(6399): 224-226.
- Kroll, C. N., and J. R. Stedinger (1996), Estimation of Moments and Quantiles using Censored Data, Water Resour. Res., 32(4), 1005–1012, doi:[10.1029/95WR03294](https://doi.org/10.1029/95WR03294).

- Langston, R. H. W. (2010). *Offshore Wind Farms and Birds: Round 3 Zones, Extensions to Round 1 & Round 2 Sites & Scottish Territorial Waters*. ISBN 978-1-905601-25-7. RSBP, The Royal Society for the Protection of Birds: 40 pp.
- Lapota, D., D. E. Rosenberger, M. F. Platter-Rieger and P. F. Seligman (1993). "Growth and survival of *Mytilus edulis* larvae exposed to low levels of dibutyltin and tributyltin." *Marine Biology* **115**(3): 413-419.
- Larsen, M. M., J. S. Blusztajn, O. Andersen and I. Dahllöf (2012). "Lead isotopes in marine surface sediments reveal historical use of leaded fuel." *J Environ Monit* **14**(11): 2893-2901.
- Larsen, M. and Hjermann, D. 2022. *Status and Trend for Heavy Metals (Mercury, Cadmium and Lead) in Fish, Shellfish and Sediment*. In: OSPAR, 2023: The 2023 Quality Status Report for the Northeast Atlantic. OSPAR Commission, London. Available at: <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-reports/qsr-2023/indicator-assessments/heavy-metals-biota-sediment>
- Le Dû-Lacoste, M. (2008). Etude des phénomènes de biotransformation des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) par les organismes aquatiques (poissons) ; thèse de doctorat de l'Université de Bordeaux I sous la direction de Hélène Budzinski. <http://www.theses.fr/2008BOR13929/document>.
- Le Pape, O., F. Chauvet, S. Mahévas, P. Lazure, D. Guérault and Y. Désaunay (2003). "Quantitative description of habitat suitability for the juvenile common sole (*Solea solea*, L.) in the Bay of Biscay (France) and the contribution of different habitats to the adult population." *Journal of Sea Research* **50**(2): 139-149.
- Le Pape, O., C. Gilliers, P. Riou, J. Morin, R. Amara and Y. Desauay (2007). "Convergent signs of degradation in both the capacity and the quality of an essential fish habitat: state of the Seine estuary (France) flatfish nurseries." *Hydrobiologia* **588**: 225-229.
- Legler, J. (2008). "New insights into the endocrine disrupting effects of brominated flame retardants." *Chemosphere* **73**(2): 216-222.
- Lemière, B., B. Clozel and P. Charbonnier (2022). *Etude de l'origine des pollutions métalliques naturelles du bassin versant de la rade de Brest*. Rapport BRGM/RP – 51566 – FR, 8. 28 pages. pp.
- Lescroël, A., D. Grémillet, P. Provost and A. Boué (2014). *Suivi Biotéléométrique des fous de Bassan*. Rapport projet FAME saison 2013 pp.
- Lewis, S. A. and R. W. Furness (1991). "Mercury accumulation and excretion in laboratory reared black-headed gull *Larus ridibundus* chicks." *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **21**(2): 316-320.
- Lyons, B. P., J. P. Bignell, G. D. Stentiford, T. P. C. Bolam, H. S. Rumney, P. Bersuder, J. L. Barber, C. E. Askem, M. E. E. Nicolaus and T. Maes (2017). "Determining Good Environmental Status under the Marine Strategy Framework Directive: Case study for descriptor 8 (chemical contaminants)." *Marine Environmental Research* **124**: 118-129.
- Lyons, B. P., J. E. Thain, G. D. Stentiford, K. Hylland, I. M. Davies and A. D. Vethaak (2010). "Using biological effects tools to define Good Environmental Status under the European Union Marine Strategy Framework Directive." *Marine Pollution Bulletin* **60**(10): 1647-1651.
- Maness, T. J. and S. D. Emslie (2001). "An analysis of possible genotoxic exposure in adult and juvenile Royal Terns in North Carolina, USA." *Waterbirds* **24**(3): 352-360.
- Martin, A., P. Boyd, K. Buesseler, I. Cetinic, H. Claustre, S. Giering, S. Henson, X. Irigoien, I. Kriest, L. Memery, C. Robinson, G. Saba, R. Sanders, D. Siegel, M. Villa-Alfageme and L. Guidi (2020). "The oceans' twilight zone must be studied now, before it is too late." *Nature* **580**(7801): 26-28.
- Martinez-Gomez, C., J. P. Bignell and D. Lowe (2015). "Lysosomal membrane stability in mussels." *ICES Techniques in Marine Environmental Sciences* **56**: 41.
- Mary, C., S. Françoise, L. Lamort, F. Menet-Nedelec, N. Lesaulnier and J. Normand (2021). *Qualité du Milieu Marin Littoral. Départements : Seine Maritime, Eure, Calvados, Manche*. ODE/LITTORAL/LERN /21.03. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00746/85823/>. *Bulletin de la surveillance 2020* pp.

- Mauffret, A., J. F. Chiffolleau, T. Burgeot, N. Wessel and M. Brun (2018). Evaluation du descripteur 8 « Contaminants dans le milieu » en France Métropolitaine. Rapport Scientifique pour l'évaluation 2018 au titre de la DCSMM. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00461/57294/> pp.
- Mauffret, A., T. Mille, M. Brun, P. Bustamante, T. Chouvelon, P. Méndez-Fernandez, G. Poiriez, J. Spitz and N. Wessel (2022). Integrated vision of the chemical contamination in marine biota: The case of fish, birds and mammals on the French continental shelf PRIMO: 21th International Symposium on Pollutant Responses In Marine Organisms. Gothernburg, Sweden.
- Mauffret, A., N. Wessel, V. Roubeix, F. Akcha, T. Chouvelon, Y. Aminot, C. Munsch, J. Couteau, T. Briaudeau, U. Izagirre, K. Mahé, Y. Godfrin, C. Pollono, K. Héas-Moisan, N. Olivier, N. Bély, S. Bruzac, S. Crochet, B. Thomas, T. Sireau and T. Burgeot (2021). Campagne dédiée à l'évaluation des effets biologiques induits par la contamination chimique en baie de seine - Seliseine 2018, Rapport final (98 pages) pp.
- Mauffret Aourell, Chouvelon Tiphaine, Wessel Nathalie, Cresson Pierre, Banaru Daniela, Baudrier Jerome, Bustamante Paco, Chekri Rachida, Jitaru Petru, Le Loch Francois, Mialet Benoit, Vaccher Vincent, Harmelin-Vivien Mireille (2023). Trace elements, dioxins and PCBs in different fish species and marine regions: Importance of the taxon and regional features . *Environmental Research* , 216(Part.3), 114624 (13p.). Publisher's official version: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.114624>
- Maynard, L. D. and R. A. Ronconi (2018). "Foraging behaviour of Great Black-backed Gulls *Larus marinus* near an urban centre in Atlantic Canada: evidence of individual specialization from GPS tracking." *Marine Ornithology* 46: 27-32.
- Meheust, E., C. Dars, W. Dabin, F. Demaret, P. Méndez-Fernandez, H. Peltier, J. Spitz, F. Caurant and O. Van Canneyt (2021). "Les échouages de mammifères marins sur le littoral français en 2020. Rapport scientifique de l'Observatoire Pelagis, La Rochelle Université et CNRS. 43 pp."
- Menad, N., B. Björkman and E. G. Allain (1998). "Combustion of plastics contained in electric and electronic scrap." *Resources, Conservation and Recycling* **24**(1): 65-85.
- Méndez-Fernandez, P., F. Caurant and J. Spitz (2019). Stratégie de suivi des contaminants chez les cétacés des côtes françaises. DCSMM : Rapport scientifique dans le cadre de la mise en œuvre du programme de surveillance. 23pp. pp.
- Méndez-Fernandez, P., J. Spitz, C. Dars, W. Dabin, C. Mahfouz, J. M. Andre, T. Chouvelon, M. Authier and F. Caurant (2022). "Two cetacean species reveal different long-term trends for toxic trace elements in European Atlantic French waters." *Chemosphere* **294**.
- Meynier, L., C. Pusineri, J. Spitz, M. B. Santos, G. J. Pierce and V. Ridoux (2008). "Intraspecific dietary variation in the short-beaked common dolphin *Delphinus delphis* in the Bay of Biscay: importance of fat fish." *Marine Ecology Progress Series* **354**: 277-287.
- Mialet, B., D. Banaru, J. Baudrier, P. Bustamante, R. Chekri, P. Cresson, M. Harmelin-Vivien, F. Le Loc'h, A. Mauffret, P. Marchand, L. Petit, S. Prieur, L. Saibi-Yedjer, S. Serre, J. Spitz, C.-A. Timmerman, P. Vouriot and N. Wessel (2017). Bilan des essais et optimisation du suivi mutualisé « réseaux trophiques et contaminants » sur les campagnes halieutiques DCF 2014- 2015 . Rapport pour le projet DCSMM . <https://archimer.ifremer.fr/doc/00373/48447/>: 108 pp.
- Mille, T., A. Mauffret, J. Baudrier, N. Wessel and M. Bouchoucha (2018). Etude de la contamination chimique chez quatre espèces de poisson en Méditerranée. Rapport final des actions 2017-2018 du dispositif de suivi CONTAMED . RST.ODE/UL/LER-PAC/18-04. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00458/56962/>: 62 pp.
- Mille, T., N. Wessel, M. Brun, G. Poiriez, P. Bustamante, A. Blanck, P. Méndez-Fernandez, J. Spitz, T. Chouvelon and A. Mauffret (2022). Development of indicators related to mercury contamination of marine biota (fish, birds, mammals) within the MSFD. SETAC. Copenhagen (Denmark).
- Mille Tiphaine, Wessel Nathalie, Brun Mélanie, Bustamante Paco, Chouvelon Tiphaine, Méndez-Fernandez Paula, Poiriez Gauthier, Spitz Jérôme, Mauffret Aourell (2023). Development of an integrated indicator to assess chemical contamination in different marine species: The case of mercury on the French Atlantic continental shelf . *Science Of The Total Environment* , 902, 165753 (10p.). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165753>

- Mojiri, A., J. L. Zhou, A. Ohashi, N. Ozaki and T. Kindaichi (2019). "Comprehensive review of polycyclic aromatic hydrocarbons in water sources, their effects and treatments." *Science of The Total Environment* 696: 133971.
- Montevecchi, W. A., A. Hedd, L. M. Tranquilla, D. A. Fifield, C. M. Burke, P. M. Regular, G. K. Davoren, S. Garthe, G. J. Robertson and R. A. Phillips (2012). "Tracking seabirds to identify ecologically important and high risk marine areas in the western North Atlantic." *Biological Conservation* 156: 62-71.
- Morat, F., A. Mante, E. Drunat, J. Dabat, P. Bonhomme, M. Harmelin-Vivien and Y. Letourneur (2014). "Diet of Mediterranean European shag, *Phalacrocorax aristotelis desmarestii*, in a northwestern Mediterranean area: a competitor for local fisheries? ." *Scientific Reports of Port-Cros National Park* 28: 113-132.
- Muirhead, E. K., D. Skillman, S. E. Hook and I. R. Schultz (2006). "Oral exposure of PBDE-47 in fish: Toxicokinetics and reproductive effects in Japanese medaka (*Oryzias latipes*) and fathead minnows (*Pimephales promelas*)." *Environmental Science & Technology* 40(2): 523-528.
- Muresan, B., D. Cossa, M. Coquery and S. Richard (2008). "Mercury sources and transformations in a man-perturbed tidal estuary: The Sinnamary Estuary, French Guiana." *Geochimica Et Cosmochimica Acta* 72(22): 5416-5430.
- Navarro, J., J. Gonzalez-Solis and G. Viscor (2007). "Nutritional and feeding ecology in Cory's shearwater *Calonectris diomedea* during breeding." *Marine Ecology Progress Series* 351: 261-271.
- Neff, J. M. (1980). "Polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment." 18:1.
- Nicolas, E., D. Ruizpino, P. Buatmenard and J. P. Bethoux (1994). "ABRUPT DECREASE OF LEAD CONCENTRATION IN THE MEDITERRANEAN-SEA - A RESPONSE TO ANTIPOLLUTION POLICY." *Geophysical Research Letters* 21(19): 2119-2122.
- Olsen, R. E., E. Strand, W. Melle, J. T. Nørstebø, S. P. Lall, E. Ringø, D. R. Tocher and M. Sprague (2020). "Can mesopelagic mixed layers be used as feed sources for salmon aquaculture?" *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 180: 104722.
- OSPAR (2009). "Background Document on certain brominated flame retardants - Polybrominated Diphenylethers, Polybrominated Biphenyls, Hexabromo Cyclododecane. First adopted in 2001, last update 2009."
- OSPAR (2010). "Quality status report 2010, Evaluation of the OSPAR system of EcoQOs for the North Sea".
- OSPAR (2012). JAMP Guidelines for Monitoring Contaminants in Biota (Agreement 1999-02, revised 2012) pp.
- OSPAR (2021). "Strategy of the OSPAR Commission for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic 2030. (Agreement 2021-01: North-East Atlantic Environment Strategy NEAES (replacing Agreement 2010-03)). OSPAR 21/13/1. <https://www.ospar.org/convention/strategy>."
- OSPAR (2023). "QSR 2023: Status and Trend for heavy metals (Mercury, Cadmium, and Lead) in Fish, Shellfish and Sediment."
- OSPAR (2023). QSR 2023: Status and Trends of Polychlorinated Biphenyls (PCB) in Fish and Shellfish and Sediment.
- Oudi, A., M. A. Chokri, A. Hammouda, R. Chaabane, R. Badraoui, A. Besnard and R. Santos (2019). "Physiological impacts of pollution exposure in seabird's progeny nesting in a Mediterranean contaminated area." *Marine Pollution Bulletin* 142: 196-205.
- PARCOM (1992). PARCOM (Paris Commission) Decision 92/3 on the Phasing out of PCBs and Hazardous PCB Substitutes.
- Parmentier, K., Näslund, J. and Fryer, R. Status and trends of Organotin in Sediments in the Southern North Sea. In: OSPAR, 2023: The 2023 Quality Status Report for the Northeast Atlantic. OSPAR Commission, London. Available at: <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-reports/qsr-2023/indicator-assessments/status-trends-organotin-sed>

- Peltier, H., W. Dabin, P. Daniel, O. Van Canneyt, G. Doremus, M. Huon and V. Ridoux (2012). "The significance of stranding data as indicators of cetacean populations at sea: Modelling the drift of cetacean carcasses." Ecological Indicators **18**: 278-290.
- Péron, C. and D. Grémillet (2014). Habitats maritimes des Puffins de France métropolitaine : approche par balises et analyses isotopiques. Rapport final. PACOMM - programme d'acquisition de connaissances sur les oiseaux et les mammifères marins en France métropolitaine pp.
- Perrin, W. F. (2009). Common Dolphins: *Delphinus delphis* and *D. capensis*. Encyclopedia of Marine Mammals (Second Edition). W. F. Perrin, B. Würsig and J. G. M. Thewissen. London, Academic Press: 255-259.
- Petris, G., S. Petrone and P. Campagnoli (2009). Dynamic linear models. Dynamic Linear Models with R: 31-84.
- Pettex, E., C. Lambert, S. Laran, A. Ricart, A. Virgili, H. Falchetto, M. Authier, P. Monestiez, O. Van Canneyt, G. Dorémus, A. Blanck, V. Toison and V. Ridoux (2014). "Suivi Aérien de la Mégafaune Marine en France métropolitaine. Univ. Rochelle UMS."
- Poiriez, G., A. Blanck, A. Mauffret, N. Wessel and P. Bustamante (2020). Suivi de la contamination des oiseaux marins au titre de la DCSMM: étude pilote 2019. https://oiseaux-marins.org/upload/iedit/1/pi/370_1825_202004_Suivi_DCSMM_contamination_oiseaux_marins_Poiriez_et_al2020.pdf 49 pp.
- Poiriez, G. and P. Bustamante (2022). Suivi DCSMM de la contamination des oiseaux marins: Résultats de la contamination au mercure: 58 pp.
- Pusineri, C., O. Chancollon, J. Ringelstein and V. Ridoux (2008). "Feeding niche segregation among the Northeast Atlantic community of oceanic top predators." Marine Ecology Progress Series **361**: 21-34.
- Quéro, J. C. (1984). Les poissons de mer des pêches françaises. Jacques Grancher, Paris, 394 pp. .
- Rainbow, P. S. (1995). "Biomonitoring of heavy metal availability in the marine environment." Marine Pollution Bulletin **31**(4): 183-192.
- Ramos, R., F. Ramirez, C. Sanpera, L. Jover and X. Ruiz (2009). "Diet of Yellow-legged Gull (*Larus michahellis*) chicks along the Spanish Western Mediterranean coast: the relevance of refuse dumps." Journal of Ornithology **150**(1): 265-272.
- Rice, D. W. (1998). Marine mammals of the world : systematics and distribution.
- Riedel, G. F., G. R. Abbe and J. G. Sanders (1995). "Silver and copper accumulation in two estuarine bivalves, the eastern oyster (*Crassostrea virginica*) and the hooked mussel (*Ischadium recurvum*) in the Patuxent River estuary, Maryland." Estuaries **18**(3): 445.
- Riou, P., O. Le Pape and S. I. Rogers (2001). "Relative contributions of different sole and plaice nurseries to the adult population in the Eastern Channel: application of a combined method using generalized linear models and a geographic information system." Aquatic Living Resources **14**(2): 125-135.
- RNO (2005). Surveillance du Milieu Marin. Travaux du Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin. pp.
- Roberts, S. C., P. D. Noyes, E. P. Gallagher and H. M. Stapleton (2011). "Species-Specific Differences and Structure–Activity Relationships in the Debromination of PBDE Congeners in Three Fish Species." Environmental Science & Technology **45**(5): 1999-2005.
- Rock, P., C. J. Camphuysen, J. Shamoun-Baranes, V. H. Ross-Smith and I. P. Vaughan (2016). "Results from the first GPS tracking of roof-nesting Herring Gulls *Larus argentatus* in the UK." Ringling & Migration **31**(1): 47-62.
- Rome, M. S. and J. C. Ellis (2004). "Foraging Ecology and Interactions between Herring Gulls and Great Black-Backed Gulls in New England." Waterbirds: The International Journal of Waterbird Biology **27**(2): 200-210.
- Romero, I. C., T. Sutton, B. Carr, E. Quintana-Rizzo, S. W. Ross, D. J. Hollander and J. J. Torres (2018). "Decadal Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Mesopelagic Fishes from the Gulf of Mexico Reveals Exposure to Oil-Derived Sources." Environmental Science & Technology **52**(19): 10985-10996.

- Sánchez-Marín, P., I. B. Oliveira, A. C. A. Sousa, S. Takahashi, S. Tanabe and S. Galante-Oliveira (2015). "Evaluation of female aphally in imposex-affected populations of *Nucella lapillus* at the southernmost distributional limit of the species in Europe." Journal of Molluscan Studies **82**(1): 144-153.
- Santos, M. B., I. German, D. Correia, F. L. Read, J. M. Cedeira, M. Caldas, A. Lopez, F. Velasco and G. J. Pierce (2013). "Long-term variation in common dolphin diet in relation to prey abundance." Marine Ecology Progress Series **481**: 249-268.
- Santos, M. B. and G. J. Pierce (2003). The diet of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in the northeast Atlantic. Oceanography and Marine Biology, Vol 41. R. N. Gibson and R. J. A. Atkinson. **41**: 355-390.
- Sargian, P., B. Andral and V. Drolez (2013). Réseaux de surveillance DCE-Campagne 2012–District «Rhône et côtiers méditerranéens». pp.
- Savouré-Soubelet, A., S. Aulagnier, P. Haffner, F. Moutou, O. Van Canneyt, J. B. Charrassin and V. Ridoux (2016). "Atlas des mammifères sauvages de France volume 1: Mammifères marins." Patrimoines naturels **74**.
- Schwacke, L., F. Gulland and S. White (2013). Sentinel Species in Oceans and Human Health: 503-528.
- Shoari, N. and J. S. Dube (2018). "Toward improved analysis of concentration data: Embracing nondetects." Environmental Toxicology and Chemistry **37**(3): 643-656.
- Soanes, L. M., J. P. Y. Arnould, S. G. Dodd, G. Milligan and J. A. Green (2014). "Factors affecting the foraging behaviour of the European shag: implications for seabird tracking studies." Marine Biology **161**(6): 1335-1348.
- Spitz, J. (2014). Les populations micronectoniques méso et bathypélagiques de la ZEE française métropolitaine. Rapport scientifique de l'observatoire PELAGIS – UMS 3462, Université de La Rochelle / CNRS: 24 pp.
- Spitz, J., Y. Chereil, S. Bertin, J. Kiszka, A. Dewez and V. Ridoux (2011). "Prey preferences among the community of deep-diving odontocetes from the Bay of Biscay, Northeast Atlantic." Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers **58**(3): 273-282.
- Spitz, J., C. Munsch and T. Chouvelon (2019). Biodiversité et Contamination du micronecton profond - Faisabilité du suivi et Etat de référence - EVHOE 2017 & 2018. Rapport scientifique Observatoire PELAGIS (UMS 3462, La Rochelle Université / CNRS) - Ifremer: 42 pp.
- Spitz, J., Y. Rousseau and V. Ridoux (2006). "Diet overlap between harbour porpoise and bottlenose dolphin: An argument in favour of interference competition for food?" Estuarine Coastal and Shelf Science **70**(1-2): 259-270.
- Stan Development Team (2020). "RStan: the R interface to Stan. R package version 2.21.2. <http://mc-stan.org/>."
- Stauss, C., S. Bearhop, T. W. Bodey, S. Garthe, C. Gunn, W. J. Grecian, R. Inger, M. E. Knight, J. Newton, S. C. Patrick, R. A. Phillips, J. J. Waggitt and S. C. Votier (2012). "Sex-specific foraging behaviour in northern gannets *Morus bassanus*: incidence and implications." Marine Ecology Progress Series **457**: 151-162.
- Stoncius, D. and J. R. Lazutka (2003). "Spontaneous and benzo a pyrene-induced micronuclei in the embryos of the black-headed gull (*Larus ridibundus* L.)." Mutation Research-Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis **538**(1-2): 31-39.
- Sussarellu, R., T. Chouvelon, Y. Aminot, J. Couteau, G. Loppion, L. Dégremont, J.-B. Lamy, F. Akcha, J. Rouxel, C. Berthelin, T. Briaudeau, U. Izagirre, A. Mauffret, A. Grouhel and T. Burgeot (2022). "Differences in chemical contaminants bioaccumulation and ecotoxicology biomarkers in *Mytilus edulis* and *Mytilus galloprovincialis* and their hybrids." Environmental Pollution **292**: 118328.
- Sutton, T. T. (2013). "Vertical ecology of the pelagic ocean: classical patterns and new perspectives." Journal of Fish Biology **83**(6): 1508-1527.
- Swann, R. L., M. P. Harris and D. G. Aiton (2008). "The diet of European Shag *Phalacrocorax aristotelis*, Black-legged Kittiwake *Rissa tridactyla* and Common Guillemot *Uria aalge* on Canna during the chick-rearing period 1981–2007." Seabird **21**: 44-54.

- Takahashi, S., T. Oshihoi, K. Ramu, T. Isobe, K. Ohmori, T. Kubodera and S. Tanabe (2010). "Organohalogen compounds in deep-sea fishes from the western North Pacific, off-Tohoku, Japan: Contamination status and bioaccumulation profiles." *Marine Pollution Bulletin* **60**(2): 187-196.
- Thaxter, C. B., B. Lascelles, K. Sugar, A. Cook, S. Roos, M. Bolton, R. H. W. Langston and N. H. K. Burton (2012). "Seabird foraging ranges as a preliminary tool for identifying candidate Marine Protected Areas." *Biological Conservation* **156**: 53-61.
- Thaxter, C. B., V. H. Ross-Smith, W. Bouten, N. A. Clark, G. J. Conway, M. M. Rehfish and N. H. K. Burton (2015). "Seabird-wind farm interactions during the breeding season vary within and between years: A case study of lesser black-backed gull *Larus fuscus* in the UK." *Biological Conservation* **186**: 347-358.
- Tobiszewski, M. and J. Namieśnik (2012). "PAH diagnostic ratios for the identification of pollution emission sources." *Environmental Pollution* **162**: 110-119.
- UNECE (2009). Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants Decision 2009/1, Amendment of the text of and annexes I, II, III, IV, VI and VIII to the 1998 Protocol on Persistent Organic Pollutants.
- UNEP (2019). "Stockholm convention on persistent organic pollutants (POP) adopted in 2001, last revision 2019."
- UNEP/RAMOGÉ (1999). "Manual on the biomarkers recommended for the MEDPOL biomonitoring program, UNEP, Athens." 40.
- Van den Berg, M., L. S. Birnbaum, M. Denison, M. De Vito, W. Farland, M. Feeley, H. Fiedler, H. Hakansson, A. Hanberg, L. Haws, M. Rose, S. Safe, D. Schrenk, C. Tohyama, A. Tritscher, J. Tuomisto, M. Tysklind, N. Walker and R. E. Peterson (2006). "The 2005 World Health Organization reevaluation of human and Mammalian toxic equivalency factors for dioxins and dioxin-like compounds." *Toxicological sciences : an official journal of the Society of Toxicology* **93**(2): 223-241.
- Vethaak, A. D., P. K. Baggelaar, J. H. M. van Lieverloo and F. Ariese (2016). "Decadal Trends in Polycyclic Aromatic Hydrocarbon (PAH) Contamination Assessed by 1-Hydroxypyrene in Fish Bile Fluid in the Netherlands: Declining in Marine Waters but Still a Concern in Estuaries." *Frontiers in Marine Science* **3**.
- Vethaak, A. D., I. M. Davies, J. E. Thain, M. J. Gubbins, C. Martinez-Gomez, C. D. Robinson, C. F. Moffat, T. Burgeot, T. Maes, W. Wosniok, M. Giltrap, T. Lang and K. Hylland (2017). "Integrated indicator framework and methodology for monitoring and assessment of hazardous substances and their effects in the marine environment." *Marine Environmental Research* **124**: 11-20.
- Viñas, L., Soerensen, A.L., and Fryer, R. 2022. *Status and Trends of Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) in Biota and Sediment*. In: OSPAR, 2023: The 2023 Quality Status Report for the North-East Atlantic. OSPAR Commission, London. Available at: <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-reports/qsr-2023/indicator-assessments/status-and-trends-polybrominated-diphenyl-ethers-pbdes-biota-and>
- Vincent-Hubert, F., A. Arini and C. Gourlay-Francé (2011). "Early genotoxic effects in gill cells and haemocytes of *Dreissena polymorpha* exposed to cadmium, B[a]P and a combination of B[a]P and Cd." *Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis* **723**(1): 26-35.
- Wanless, S., D. Gremillet and M. P. Harris (1998). "Foraging activity and performance of Shags *Phalacrocorax aristotelis* in relation to environmental characteristics." *Journal of Avian Biology* **29**(1): 49-54.
- Wanless, S., M. P. Harris and J. A. Morris (1991). "FORAGING RANGE AND FEEDING LOCATIONS OF SHAGS PHALACROCORAX-ARISTOTELIS DURING CHICK REARING." *Ibis* **133**(1): 30-36.
- Webster, L. and Fryer, R. 2022. *Status and Trends in the Concentrations of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Shellfish and Sediment*. In: OSPAR, 2023: The 2023 Quality Status Report for the North-East Atlantic. OSPAR Commission, London. Available at: <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-reports/qsr-2023/indicator-assessments/pah-shellfish-sediment>

- Webster, L. and Fryer, R. 2022. *Status and Trends of Polychlorinated Biphenyls (PCB) in Fish, Shellfish and Sediment*. In: OSPAR, 2023: The 2023 Quality Status Report for the North-East Atlantic. OSPAR Commission, London. Available at: <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-reports/qs-2023/indicator-assessments/pcb-biota-sediment>
- Wessel, N., V. Roubéix, F. Akcha, T. Briaudeau, M. Brun, T. Burgeot, U. Izagirre and A. Mauffret (2022). Assessment of environmental status regarding ecotoxicology in the French coasts: Indicator development and integration tools in fish and bivalves. PRIMO 21th International Symposium on Pollutant Responses in Marine Organisms. Gothenburg, Sweden.
- Wessel, N., R. Santos, D. Menard, K. Le Menach, V. Buchet, N. Lebayon, V. Loizeau, T. Burgeot, H. Budzinski and F. Akcha (2010). "Relationship between PAH biotransformation as measured by biliary metabolites and EROD activity, and genotoxicity in juveniles of sole (*Solea solea*)." Marine Environmental Research **69**: S71-S73.
- West, M. and J. Harrison (1997). Multivariate Modelling and Forecasting. Bayesian Forecasting and Dynamic Models, Springer New York, NY: 581-630.
- Wiech, M., M. Silva, S. Meier, J. Tibon, M. H. G. Berntssen, A. Duinker and M. Sanden (2020). "Undesirables in Mesopelagic Species and Implications for Food and Feed Safety—Insights from Norwegian Fjords." Foods **9**(9): 1162.
- Yesou, P., F. Bernard, J. Marquis and J. Nisser (2005). "Biologie de reproduction de la sterne pierregarin *Sterna hirundo* sur l'île de Beniguet, Finistère." Alauda **73**(2): 107-118.

Annexe 1 : Méthode d'évaluation de la contamination des sédiments et des bivalves

La méthode d'évaluation de la contamination dans les sédiments et les bivalves est décrite : https://dome.ices.dk/ohat/trDocuments/2022/help_methods_biota_contaminants.html ou https://dome.ices.dk/ohat/trDocuments/2022/help_methods_sediment_contaminants.html (idem + la méthode de normalisation aussi reprise section 3.1.2.1).

1 Overview

Time series of contaminant concentrations in biota are assessed in two stages:

- The concentrations are log transformed and changes in the log concentrations over time are modelled using linear mixed models. The type of temporal change that is considered depends on the number of years of data:
 - o 1-2 years: no model is fitted because there are insufficient data
 - o 3-4 years: concentrations are assumed to be stable over time and the mean log concentration is estimated
 - o 5-6 years: a linear trend in log concentration is fitted
 - o 7+ years: more complex (smooth) patterns of change over time are modelled
- The fitted models are used to assess:
 - o environmental status and human health status against available assessment criteria
 - o evidence of temporal change in contaminant levels in the last twenty years.

These stages are described in more detail below. Other help files describe how the methodology is adapted when there are 'less-than' measurements, i.e. some concentrations are reported as below the detection limit, and missing uncertainties, i.e. the analytical variability associated with some of the concentration measurements was not reported. Changes to the methodology since the 2014 assessment can be found here: https://dome.ices.dk/ohat/trDocuments/2022/help_methods_changes.html.

2 Modelling changes in log concentration over time

The log concentrations are modelled by a linear mixed model of the form:

- response: log concentration
- fixed: f(year)
- random: year + sample + analytical

The fixed effects model describes how log concentrations change over time (year), where the form of f(year) depends on the number of years of data (described in the next paragraph). The random effects model has three components:

- year: random variation in log concentration between years. Here, year is treated as a categorical variable

- sample: random variation in log concentration between samples within years. When there is only one sample each year, this term is omitted and implicitly subsumed into the between-year variation
- analytical: random variation inherent in the chemical measurement process. This is assumed known and derived from the the 'uncertainties' reported with the data. Specifically, if u_i , $i=1\dots n$, are the uncertainties associated with concentrations c_i (expressed as the standard deviations of the concentration measurements), then the standard deviations of the log concentration measurements $\log c_i$ are taken to be u_i/c_i . Measurements with $u_i > c_i$ (i.e. an analytical coefficient of variation of more than 100%) are omitted from the time series.

The model is fitted by maximum likelihood assuming each of the random effects are independent and normally distributed (on the log concentration scale)¹.

The form of $f(\text{year})$ depends on the number of years of data:

- o 1-2 years: no model is fitted as there are too few years for formal statistical analysis
- o 3-4 years: mean model $f(\text{year}) = \mu$ there are too few years for a formal trend assessment, but the mean level is summarised by μ and is used to assess status
- o 5-6 years: linear model $f(\text{year}) = \mu + \beta \text{year}$. Log concentrations are assumed to vary linearly with time; the fitted model is used to assess status and evidence of temporal change
- o 7+ years: smooth model $f(\text{year}) = s(\text{year})$. Log concentrations are assumed to vary smoothly over time; the fitted model is used to assess status and evidence of temporal change

The last case requires more explanation. When there are 7-9 years of data, both a linear model and a smoother (thin plate regression spline) on 2 degrees of freedom (df) are fitted to the data. Of these, the model chosen to make inferences about status and temporal trends is the one with the lower Akaike's Information Criterion corrected for small sample size (AICc)². When there are 10-14 years of data, a linear model and smoothers on 2 and 3 df are fitted, with the chosen model that with the lowest AICc. And when there are 15+ years of data, a linear model and smoothers on 2, 3, and 4 df are fitted, with model selection again based on AICc. Effectively, the data determine the amount of smoothing, with AICc providing an appropriate balance between model fit and model parsimony³.

3 Assessing status and temporal trends

Environmental status, human health status and temporal trends are assessed using the model fitted to the concentration data.

Environmental status and human health status are assessed by:

- calculating the upper one-sided 95% confidence limit on the fitted mean log concentration in the most recent monitoring year⁴
- back-transforming this to the concentration scale
- comparing the back-transformed upper confidence limit to the available assessment criteria

For example, if the back-transformed upper confidence limit is below the Background Assessment Concentration (BAC), then the median concentration in the most recent monitoring year is significantly below the BAC and concentrations are said to be 'at background'. For an example, see Fryer & Nicholson (1999).

No formal assessment of status is made when there are only 1 or 2 years of data. However, an ad-hoc assessment is made by:

- calculating the median of the log concentration measurements in each year
- back-transforming these to the concentration scale
- comparing the back-transformed median log concentration (1 year) or the larger of the two back-transformed median log concentrations (2 years) to the assessment criteria.

Temporal trends are assessed for all time series with at least five years of data. When a linear model has been fitted (i.e. when there are 5-6 years of data, or if there are 7+ years of data and no evidence of nonlinearity), the statistical significance of the temporal trend is obtained from a likelihood ratio test⁵ that compares the fits of the linear model $f(\text{year})=\mu+\beta\text{year}$ and the mean model $f(\text{year})=\mu$. The summary maps show a downward or upward trend if the trend is significant at the 5% significance level.

When a smooth model has been fitted, a plot of the fitted model is needed to understand the overall pattern of change. (This is available on the Raw data with assessment and Assessment pages on the right side of the summary map under Graphics.) The summary map focusses on just one aspect of the change over time: the change in concentration in the most recent twenty monitoring years; i.e. between 2000 and 2019 (the assessment only includes data up to 2019). For this, the fitted value of the smoother in 2019 is compared to the fitted value in 2000 using a t-test, with significance assessed at the 5% level. The correlation between the two fitted values is accounted for by the t-test. If the time series does not extend to 2019, then the fitted value in the last monitoring year is used instead. Similarly, if the time series starts after 2000, the fitted value in the first monitoring year is used.

Fryer RJ & Nicholson MD, 1999. Using smoothers for comprehensive assessments of contaminant time series in marine biota. ICES Journal of Marine Science 56: 779-790.

1 Such models cannot be readily fitted in the R statistical environment because the analytical variance is assumed known. Instead, the likelihood is maximised directly using the optim function. Ideally, the models should be fitted by restricted maximum likelihood (apart from when being used for likelihood ratio tests), but this has not been implemented yet.

2 AICc is a model selection criterion that gives greater protection against overfitting than AIC when the sample size is small. For contaminant time series, small sample sizes correspond to few years of data. AICc is not formally defined for mixed models, but the usual definition is adapted to give a sensible criterion for the models considered here. The usual definition of AICc is

$$\text{AICc} = -2 \log \text{likelihood} + 2kn/(n-k-1)$$

where n

is the sample size and k is the number of parameters in the model. For a contaminant time series, the natural definition of the sample size is the number of years of data, N, say. The number of parameters is the number of fixed effects parameters, k_{fixed}, plus the number of (unknown) variance parameters, k_{random}. For example, the linear model has k_{fixed} = 2 and k_{random} = 2 (or 1 if the sample variance component is subsumed into the year variance component). This suggests using

$$\text{AICc} = -2 \log \text{likelihood} + 2(k_{\text{fixed}} + k_{\text{random}})N/(N - k_{\text{fixed}} - k_{\text{random}} - 1)$$

However, the denominator now overly penalises models because the 'sample size' is the number of years and, whilst subtracting k_{random}

correctly corrects for the year variance component, it also corrects for the sample variance component which measures within-year variation. (Indeed, the denominator = 0 if $N = 5$ and the linear model is fitted, or $N = 3$ or 4 and the mean model is fitted). It therefore makes sense to take k_{random} in the denominator to be 1, corresponding to the year variance component, giving

$$\text{AICc} = -2 \log \text{likelihood} + 2(k_{\text{fixed}} + k_{\text{random}})N / (N - k_{\text{fixed}} - 2)$$

The denominator is now analogous to that used in a linear model with a single normally distributed error term. The AICc is still undefined when $N = 3$ and the mean model is fitted, but this doesn't matter in practice.

3 Methods for estimating the smoothing degrees of freedom as part of the fitting process, for example by treating the amount of smoothing as an extra variance component, are available for several classes of models. However, such methods are not implemented in R for the case when the residual variance (the analytical variance) is known. This is a topic for future development.

4 Approximate standard errors on the fixed effects parameter estimates are obtained from the Hessian matrix. These are used to estimate standard errors on the fitted values, with confidence intervals based on a t-distribution with $N - k_{\text{fixed}} - 1$ degrees of freedom. One-sided t-tests of whether the fitted value in the last monitoring year is below the assessment criteria can be found on the Statistical analysis page on the right hand side of the summary map under Graphics. The standard errors can be computed analytically (i.e. without using the Hessian), but this hasn't been implemented yet. The degrees of freedom for the t-tests is a sensible approximation because, for time series models, the natural definition of the 'sample size' is N , the number of years of data (see discussion on AICc above). However, if the year variance is small compared to the other variances, the degrees of freedom might be too small leading to a loss of statistical power. This is a topic for future development.

5 These tests have a type 1 error that is larger than the nominal value. For example, tests conducted at the 5% significance level will find 'significant' trends in more than 5% of time series, even when there are no trends. Using the standard error of the estimate of β from a restricted maximum likelihood fit of the linear model would be one way to improve the situation. Better still would be to use the Kenward Roger modification of F tests for linear mixed models (Kenward MG & Roger JH, 1997; Small Sample Inference for Fixed Effects from Restricted Maximum Likelihood, *Biometrics* 53: 983-997).

Annexe 2 : Méthode d'évaluation de l'imposex chez les gastéropodes

La méthode d'évaluation de l'imposex chez les gastéropodes est décrite : https://dome.ices.dk/ohat/trDocuments/2022/help_methods_biota_imposex.html et reprise ci-dessous.

1 Overview

Ideally, imposex data are submitted as individual measurements; for example, as the Vas Deferens Sequence (VDS) of each female snail. This provides information about variation between individuals, and allows efficient statistical models to be fitted to assess trends and status. However, sometimes the data are submitted as an annual index; for example, as the Vas Deferens Sequence Index (VDSI), the arithmetic mean of the individual VDS measurements. A more ad-hoc modelling approach is then all that is possible. This help file describes the methodology for assessing time series of individual VDS measurements. Other help files describe the approach when VDS data are submitted as annual indices, or as a mixture of individual measurements and annual indices.

For some species, imposex stage or intersex stage are reported rather than VDS, again either as individuals or annual indices¹. However, for these measures, there is insufficient variation in stage between individuals to model the individual measurements and instead the annual indices are assessed.

Changes to the methodology since the 2014 assessment can be found [here](#).

2 Proportional odds model

The individual VDS measurements are modelled with a proportional odds model (McCullagh & Nelder, 1989). Let y_{ij} be the VDS measurement of the j th female snail in year $t_i, i=1\dots N$, with $y_{ij} \in (0, \dots, K)$ where K is the highest possible VDS class². It is assumed that

$$\text{logit}(\text{Prob}(y_{ij} \leq k)) = f(t_i) + \theta_k$$

for $0 \leq k \leq K-1$, with $\text{Prob}(y_{ij} \leq K) = 1$. Here, $f(t)$ is a function that describes how imposex levels change over time (year). Various forms of $f(t)$ are considered and these are discussed in the next section. The θ_k are cut points that measure the odds of being in a particular VDS class or below. Since the classes are ordered, the cut points are subject to the constraints $\theta_0 < \theta_1 < \dots < \theta_{K-1}$ ³.

The model is fitted by maximum likelihood. However, there are rarely sufficient data in a single time series to estimate the cut points precisely, so the cut points are first estimated from a saturated model fitted to multiple time series (described later) and are then assumed fixed and known⁴. The only parameters estimated when fitting the proportional odds model to a single time series are thus the parameters of $f(t)$. Parameter standard errors are estimated from the Hessian matrix⁵.

McCullagh P & Nelder JA, 1989. Generalized Linear Models (second edition). Chapman & Hall, London.

3 Form of $f(t)$

Several different candidate forms of $f(t)$ are considered, depending on the length of the time series. As well as linear logistic and smooth trends, change-point models are considered. These are motivated by the patterns seen in many time series, where there are steep declines in VDS levels starting in the mid 2000s. These changes coincide with the introduction of EC Regulation 782/2003, which implemented the provisions of the International Maritime Organisation's Antifouling Systems Convention (IMO, 2001) prohibiting application of TBT surface coatings to all vessels by 2003, and the global ban on TBT which came into force in September 2008. The steep declines usually cannot be described adequately by linear logistic models, or even smoothers. However, change-point models provide a way of capturing the steep decline with relatively few parameters. The years 2004, 2005, 2006, 2007 and 2008 are regarded as potential change-years, since the environmental response to the TBT measures is likely to have started in this period.

Intuitively, the complexity of the candidate forms of $f(t)$ should be based on the number of years of data, N . For example, with 8 years of data, one might consider a linear model $f(t)=\mu+\beta t$ and a smoother $f(t)=s(t)$ on 2 degrees of freedom (df) (analogous to the models fitted to contaminant time series). However, this runs into numerical difficulties when a time series starts with a series of years in which all VDS measurements equal the maximum value K , or ends with a series of years in which all VDS measurements equal 0, as the amount of information in the data for estimating $f(t)$ is then reduced. Instead, the candidate forms of $f(t)$ are based on N_{mid} , an approximate measure of the number of years of data that contain information about changes in VDS levels. Loosely, N_{mid} is the number of years in the 'middle' of the timeseries, where intermediate VDS levels are observed. Formally, N_{mid} is defined as follows. Let $l_i = 1$ if all the VDS measurements in year t_i equal K , -1 if all the VDS measurements in year t_i equal 0, and 0 otherwise. Let

$$i_1 = \begin{cases} 1 & \text{if } l_1 < 1 \\ N & \text{if } l_i = 1 \forall i \\ \min(i: l_{i+1} < 1), & \text{otherwise} \end{cases}$$

Similarly, let

$$i_2 = \begin{cases} 1 & \text{if } l_1 < 1 \\ N & \text{if } l_i = 1 \forall i \\ \min(i: l_{i+1} < 1), & \text{otherwise} \end{cases}$$

Then $(t_i, i=i_1, \dots, i_2)$ are the 'middle' years of the time series and $N_{mid}=i_2-i_1+1$.

The linear and smooth candidate forms of $f(t)$ are then

$N \leq 2$: no model is fitted

$N \geq 3$ and $N_{mid}=1$: mean model $f(t)=\mu$. The VDS measurements in the entire time series either all equal K or all equal 0, so there is no trend.

$N \geq 3$ and $N_{mid}=2, 3$ or 4: linear model $f(t)=\mu+\beta t$

$N_{mid} \geq 5$: linear model $f(t)=\mu+\beta t$ and smooth model $f(t)=s(t)$. Smoothers on 2 degrees of freedom (df) are considered when $5 \leq N_{mid} \leq 7$, on 2 and 3 df when $8 \leq N_{mid} \leq 10$ and on 2, 3, and 4 df when $N_{mid} \geq 11$.

Change-point models are also considered provided that the time series starts before 2008 and that $N \geq 3$ and $N_{mid} > 1$. Each change point model is of the form

$$f(t) = \begin{cases} \mu, & \text{if } t < t_{change} \end{cases}$$

$$\mu + g(t), \text{ if } t \geq t_{\text{change}}$$

where t_{change} is the change year and $g(t_{\text{change}}) = 0$ to ensure $f(t)$ is continuous. Let N_{mid} be the number of 'middle' years from t_{change} onwards; i.e. $|\{t_i: t_i \geq t_{\text{change}} \text{ and } i \geq i_1\}|$. Then, similar to above, the form of $g(t)$ depends on N_{mid} .

$N_{\text{mid}} = 2, 3$ or 4 : linear change-point model $g(t) = \beta(t - t_{\text{change}})$

$N_{\text{mid}} \geq 5$: linear change-point model $g(t) = \beta(t - t_{\text{change}})$ and smooth change-point model $g(t) = s(t)$, with $s(t_{\text{change}}) = 0$. Smoothers on 2 degrees of freedom (df) are considered when $5 \leq N_{\text{mid}} \leq 7$, on 2 and 3 df when $8 \leq N_{\text{mid}} \leq 10$ and on 2, 3, and 4 df when $N_{\text{mid}} \geq 11$.

The change-point models are fitted for each change-year $t_{\text{change}} = 2004, 2005, 2006, 2007, 2008$ in turn, provided that $t_1 < t_{\text{change}}$; i.e. the time series started before the change-year.

All the candidate models are fitted by maximum likelihood, with the final model chosen using AICc⁷. For some time series, there are many candidate models and there is a danger of over-fitting the data. However, this is mitigated somewhat by the fact that the models have been tailored to patterns of change seen in so many time series. It is also preferable to overfit rather than underfit for the purposes of assessing environmental status. Linear or smooth models often overpredict VDS levels in the final monitoring year, so if these are the only models considered, status will appear to be poorer than it should be.

4 Estimating the cut-points

The cut-points $\theta_k, k=0, \dots, K-1$ determine the probability of being in each VDS class given the underlying level of TBT contamination (represented by $f(t)$ above). The cut-points can be thought of as measuring the eco-toxicological response of a species to TBT contamination and might reasonably be assumed to be constant over a wide area. The cut-points can therefore be estimated with good precision by fitting a 'full' model to the data from many time series collected over a wide area.

Suppose that, for a particular species and area, there are VDS time series at M stations. With some abuse of notation, let y_{mij} be the VDS measurement of the j th female snail in year t_{mi} from station m . Then the full model is

$$\text{logit}(\text{Prob}(y_{mij} \leq k)) = \mu_{mi} + \theta_k$$

where μ_{mi} represents the underlying level of TBT contamination in year t_{mi} at station m . The species area combinations used for estimating the cut-points are [here](#).

5 Estimating the mean VDS class

The mean VDS class in year t , denoted $v(t)$, is

$$v(t) = \sum_{k=0}^K k \text{Prob}(Y_t = k)$$

where Y_t is a random variable describing the VDS class of individual snails in year t . The probabilities are expressed in terms of $f(t)$ and the cut-points through the relationships

$$\text{Prob}(Y_t = k) = \text{Prob}(Y_t \leq k) - \text{Prob}(Y_t \leq k-1)$$

$$= \exp(f(t) + \theta k) / [1 + \exp(f(t) + \theta k)] - \exp(f(t) + \theta k - 1) / [1 + \exp(f(t) + \theta k - 1)]$$

with $\text{Prob}(Y_t \leq K) = 1$ as before. The mean VDS class $v(t)$ is then estimated by plugging the estimates of $f(t)$ and the cut-points into these formulae.

Approximate confidence intervals on $v(t)$ are obtained by simulating the distribution of the estimates of $f(t)$ and the cut-points and hence the distribution of $v(t)$ ⁸. In particular, an upper one-sided 95% confidence limit on $v(t)$ is the 95% ordered value of the simulated distribution of $v(t)$ ⁸.

6 Assessing environmental status and temporal trends

Environmental status and temporal trends are assessed using the model fitted to the VDS data.

Environmental status is assessed by comparing the upper one-sided 95% confidence limit on the mean VDS class in the most recent monitoring year (see previous section) to the available assessment criteria. For example, if the upper confidence limit is below the Background Assessment Concentration (BAC), then the mean VDS class in the most recent monitoring year is significantly below the BAC and VDS levels are said to be 'at background'.

No formal assessment of status is made when there are only 1 or 2 years of data. However, an ad-hoc assessment is made by computing an upper one-sided 95% confidence limit on the mean VDS class in the final monitoring year from the full model used to estimate the cut-points. This confidence limit is then compared to the assessment criteria.

Temporal trends are assessed for all time series with at least three years of data. When a linear or a linear change-point model has been fitted, the statistical significance of the temporal trend is obtained from an F test⁹ that compares the fits of the linear (change-point) model and the mean model $f(\text{year}) = \mu$. The summary maps show a downward or upward trend if the trend is significant at the 5% significance level.

When a smooth or a smooth change-point model has been fitted, a plot of the fitted model is needed to understand the overall pattern of change. (This is available on the Raw data with assessment and Assessment pages on the right side of the summary map under Graphics.) The summary map focusses on just one aspect of the change over time: the change in $f(t)$ in the most recent twenty monitoring years; i.e. between 2000 and 2019 (the assessment only includes data up to 2019). For this, the fitted value of the smoother in 2019 is compared to the fitted value in 2000 using a t-test, with significance assessed at the 5% level¹⁰. The correlation between the two fitted values is accounted for by the t-test. If the time series does not extend to 2019, then the fitted value in the last monitoring year is used instead. Similarly, if the time series starts after 2000, the fitted value in the first monitoring year is used.

1 Imposex in *Neptunea antiqua*, *Nucella lapillus*, *Ocenebra erinaceus* and *Tritia nitida* / *reticulata* is assessed using VDS. Imposex in *Littorina littorea* and *Buccinum undatum* is assessed using intersex stage and imposex stage respectively.

2 $K = 6$ for *Nucella lapillus* and *Ocenebra erinaceus* and $K = 4$ for *Neptunea antiqua* and *Tritia nitida* / *reticulata*.

3 An additional constraint is necessary for identifiability since $f(t)$ is also in the linear predictor. Typically, one of the intermediate cut-points is set to zero.

4 Even with multiple time series, there are sometimes very few snails with VDS measurements in the highest class K. This can lead to difficulties estimating the highest cut-point, so the pragmatic decision

is taken to combine the upper two classes with e.g. K reducing from 6 to 5. If there are still few snails in the (new) highest class, the process is repeated with e.g. K reducing to 4.

5 The variance of the parameter estimates is obtained from the Hessian matrix in the usual way. If there is any evidence of over-dispersion (see footnote 7), the variance matrix is then multiplied by the estimate of the dispersion parameter.

6 If all the VDS measurements for a series of years are equal to K, then there is negligible information with which to 'anchor' the estimates of $f(t)$. All we know is that, on the logistic scale, $f(t)$ could be anywhere between 'large' and infinite.

7 AICc is a model selection criterion that gives greater protection against overfitting than AIC when the sample size is small. The usual definition of AICc is

$$\text{AICc} = -2 \log \text{likelihood} + 2pn/(n-p-1)$$

where n is the sample size and p is the number of parameters in the model. For a VDS time series, the natural definition of the sample size is the number of years of data, N . (One might consider using N_{mid} but things are complicated enough as it is.) Further, p is the number of parameters associated with $f(t)$ (with the cut-points ignored). For example, the linear model has $p=2$. However, there is often evidence of over-dispersion and, although AICc is then formally undefined, a sensible adjustment can be made by dividing the log likelihood by an estimate of the dispersion parameter, and extending the second term to account for the additional (dispersion) parameter. This gives

$$\text{AICc} = -2 \log \text{likelihood}/\varphi + 2(p+1)N/(N-p-2)$$

where φ is the dispersion parameter. The value of φ is common to all the candidate models and is estimated by fitting all the candidate models in turn and comparing each to the fit of a full model. Let d_i be the deviance ($-2 \log \text{likelihood}$) of candidate model i and let p_i be the corresponding number of model parameters. Further, let d_{full} be the deviance of a full model in which $f(t)=\mu t$; i.e. there is a separate parameter estimated for each year. Then the dispersion parameter for model i is estimated to be

$$\varphi_i = \max(1, (d_i - d_{\text{full}}) / (N - p_i))$$

and the dispersion parameter used in the AICc calculations is $\varphi = \min(\varphi_i)$. If $N \leq 4$, then AICc is undefined, and AIC is used instead where

$$\text{AIC} = -2 \log \text{likelihood} / \varphi + 2p.$$

8 The estimates of the parameters of $f(t)$ are assumed to be normally distributed with variance obtained from the Hessian matrix of the likelihood of the individual time series data (and multiplied by the over-dispersion parameter). The estimates of the cut-points are also assumed to be normally distributed with variance obtained from the Hessian matrix of the likelihood of the multiple time series data used to estimate the cut-points. For simplicity, the two sets of estimates are assumed to be independent. Typically, 1000 realisations are simulated.

9 Let d_{final} be the deviance ($-2 \log \text{likelihood}$) of the linear (change-point) model, d_{mean} be the deviance of the mean model, and φ be the dispersion parameter. Then $F = (d_{\text{final}} - d_{\text{mean}}) / \varphi$ is referred to an F distribution on 1 and $N-2$ degrees of freedom.

10 The t test has $N-p$ degrees of freedom, where p is the number of parameters in $f(t)$.