

Directive Cadre Stratégie Milieu Marin (DCSMM)

Evaluation de l'état écologique de l'ichtyofaune des eaux côtières françaises

Rapport scientifique du développement d'un
indicateur multimétrique du bon état écologique des
poissons des substrats meubles côtiers pour la
DCSMM



Fiche documentaire

Titre du rapport : Evaluation de l'état écologique de l'ichtyofaune des eaux côtières françaises. Rapport scientifique du développement d'un indicateur multimétrique du bon état écologique des poissons des substrats meubles côtiers pour la DCSMM

Référence interne : RBE/EMH

Date de publication : Septembre 2021

Version : 1.0.0

Diffusion :

libre (internet)

restreinte (intranet) – date de levée
d'embargo : AAA/MM/JJ

Langue(s) : français

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

Résumé :

La mise en œuvre de la Directive Cadre Stratégie Milieu Marin prévoit, dans le cadre de la thématique « Poissons et Céphalopodes », de développer des indicateurs en vue de l'évaluation du Bon Etat Ecologique (BEE) prévue en 2022. Un indicateur doit notamment être développé pour renseigner le descripteur D1 (Biodiversité) sur le groupe des poissons démersaux des milieux meubles côtiers. Des séries historiques de données sont disponibles pour ces milieux, notamment dans le golfe de Gascogne. Ces données ont été utilisées pour mettre au point un indicateur côtier, après avoir vérifié que la stratégie d'échantillonnage était suffisamment robuste et standardisée pour ne pas introduire de biais. La méthodologie développée pour construire l'indicateur s'est rapprochée de celle mise en place pour calculer l'indicateur poisson utilisé dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau en zone estuarienne (indicateur ELFI). Ceci a été possible grâce à la similarité des protocoles d'échantillonnage en zone côtière et en zone estuarienne.

Ce rapport présente donc, dans un premier temps, les résultats des tests pour vérifier l'absence de biais lié aux modifications (date d'échantillonnage, marée, ...) du protocole d'échantillonnage sur la série historique 2000 – 2020. Ensuite, l'indicateur ELFI a été calculé (sans modification) sur les données disponibles en zone côtière afin d'évaluer l'applicabilité de cet indicateur sur cette zone dont les communautés ichtyologiques sont proches de celles présentes en zone estuarienne. Néanmoins certaines métriques poissons utilisées pour l'ELFI se révélant peu adaptées aux communautés côtières (densité des espèces diadromes, peu présentes en zone côtière), de nouvelles métriques et de nouveaux seuils ont été ensuite définis pour construire un nouvel indicateur côtier (ELFI-C). Une comparaison entre l'évaluation du BEE avec ce nouvel indicateur et avec l'ELFI a ensuite été effectuée.

Mots-clés :

DCSMM, Descripteur 1, milieu meubles côtiers, Bon Etat Ecologique, Poissons et Céphalopodes, Indicateur multimétrique, ELFI

Comment citer ce document :

Pirog Agathe, Barillé Anne-Laure, Delaunay Damien, Le Bris Hervé, Lepage Mario, Vaz Sandrine, Vogel Camille, Brind'Amour Anik (2021). Evaluation de l'état écologique de l'ichtyofaune des eaux côtières françaises. Rapport scientifique du développement d'un indicateur multimétrique du bon état écologique des poissons des substrats meubles côtiers pour la DCSMM. Rapport scientifique, Ifremer RBE/EMH, 55 p.

Disponibilité des données de la recherche :

Données de campagnes disponibles sous : <https://sih.ifremer.fr/Donnees/Catalogue-de-donnees>

DOI :

Commanditaire du rapport : Ministère de la transition écologique et solidaire (Direction de l'eau et de la biodiversité)

Nom / référence du contrat :

- Rapport intermédiaire
 Rapport définitif

Projets dans lesquels ce rapport s'inscrit (programme européen, campagne, etc.) : Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin.

Auteur(s) / adresse mail

Affiliation / Direction / Service, laboratoire

Agathe Pirog /
agathe.pirog2609@gmail.com
Anne-Laure Barillé /
al.barille@bio-littoral.fr
Damien Delaunay /
Damien.Delaunay@ifremer.fr
Hervé Le Bris /
Herve.Le.Bris@agrocampus-ouest.fr
Mario Lepage /
mario.lepage@inrae.fr
Sandrine Vaz /
Sandrine.Vaz@ifremer.fr
Camille Vogel /
Camille.Vogel@ifremer.fr
Anik Brind'Amour /
Anik.Brindamour@ifremer.fr

Ifremer / UMR DECOD Laboratoire EMH
Bio-Littoral
Ifremer / Service VIGIES
UMR DECOD Institut Agro
INRAE
Ifremer / Unité LHM
Ifremer / Unité LRHPB
Ifremer / UMR DECOD Laboratoire EMH

Encadrement(s) : Anik Brind'Amour

Table des matières

1	Contexte	8
2	Evaluation de l'impact de l'échantillonnage sur les indicateurs construits	10
2.1	Matériel et méthodes	10
2.1.1	Methodologie générale.....	10
2.1.2	Modèles utilisés	13
2.1.3	Descripteurs utilisés dans les modèles linéaires généralisés.....	13
2.2	Résultats.....	15
2.2.1	Variabilité due à l'échantillonnage	15
2.2.1.1	Effets de la bathymétrie et du substrat	19
2.2.1.2	Autres variables d'échantillonnage.....	22
2.2.2	Variabilité spatio-temporelle	24
2.2.3	Variabilité résiduelle	27
2.3	Conclusions	27
3	Construction d'un indicateur poisson multimétrique en milieu meuble côtier	28
3.1	Application de l'indicateur ELFI sur les données des campagnes NURSE.....	29
3.1.1	Présentation de l'indicateur ELFI	29
3.1.2	Calcul de l'ELFI pour les données des campagnes NURSE et NOURSEINE.....	32
3.1.2.1	Matériel et Méthodes	32
3.1.2.2	Résultats.....	33
3.1.2.3	Conclusions	35
3.2	Développement d'un nouvel indicateur en zone côtière	36
3.2.1	Matériel et Méthodes	36
3.2.1.1	Sélection de métriques candidates.....	36
3.2.1.2	Les indices de pressions NOURPRESS	37
3.2.1.3	Modélisation des métriques	38
3.2.1.4	Variables d'échantillonnage et physiques incluses dans les modèles.....	39
3.2.1.5	Indices de pressions inclus dans les modèles	39
3.2.1.6	Sélection des métriques et calcul des seuils.....	40
3.2.1.7	Notation des métriques	40
3.2.2	Résultats.....	41
3.2.2.1	Sélection des métriques.....	41
3.2.2.2	Notes de l'indicateur multimétrique ELFI-C à partir des données NURSE.....	43
3.2.3	Conclusions	45
3.2.3.1	Indices de pressions	45
3.2.3.2	Modèles utilisés et sélection des métriques.....	45
3.2.3.3	Notes de l'indicateur multimétrique ELFI-C.....	46
3.2.3.4	Perspectives et intégration avec l'ELFI.....	46
3.3	Complémentarité et association de l'ELFI et de l'ELFI-C.....	Erreur ! Signet non défini.
4	Conclusions générales.....	49
	Références.....	50
	Annexes.....	53

Annexe 1. Limites de tailles entre stades d'âge 0 (<i>G0</i>) et d'âge 1 (<i>G1</i>)	53
Annexe 2. Comparaison richesses spécifiques observées et simulées.....	54
Annexe 3. Pressions anthropiques et activités associées	55

1 Contexte

Les eaux côtières constituent des écosystèmes primordiaux à la fois par les services écosystémiques qu'ils rendent et pour leurs rôles écologiques (Costanza, d'Arge *et al.* 1997, Elliott et Whitfield 2011, van den Belt 2011). Ces zones de transition à l'interface entre mer et terre occupent des positions à haute valeur économique pour les activités anthropiques, et sont ainsi sous l'influence croissante de ces activités (van den Belt 2011). La diversité des pressions qui s'y exerce (perte d'habitat due à l'urbanisation, pollution due aux rejets des bassins versants, pêche côtière professionnelle et récréative, dragages, activités portuaires, ... Vitousek, Aber *et al.* 1997, Pauly, Watson *et al.* 2005, Syvitski, Vörösmarty *et al.* 2005, Halpern, Walbridge *et al.* 2008) rend difficile l'estimation de leurs impacts sur ces écosystèmes. Ces pressions sont d'autant plus inquiétantes que ces écosystèmes sont connus pour leur rôle important de nourriceries pour de nombreuses espèces de poissons (Elliott et Dewailly 1995, Le Pape, Holley *et al.* 2003, Peterson 2003, Franco, Elliott *et al.* 2008, Courrat, Lobry *et al.* 2009). Ces zones constituent en effet des habitats préférentiels pour l'alimentation et la croissance des juvéniles (Beck, Heck *et al.* 2003). La dégradation et la destruction de ces habitats représentent ainsi l'une des principales causes de la diminution d'abondance des espèces marines qui en dépendent, et impactent directement la taille des stocks halieutiques (Miller, Reed *et al.* 1984).

Il est donc primordial de prendre des mesures de protection et de conservation adaptés à ces biotopes particuliers, et pour cela acquérir des données permettant de suivre et comprendre le fonctionnement des nourriceries. C'est dans ce cadre qu'ont été mis en place les campagnes « Nourriceries » le long des trois façades métropolitaines. L'analyse des données issues de ces campagnes permettra de construire, dans le cadre de la Directive Cadre Stratégie Milieu Marin (DCSMM), des indicateurs du Bon Etat Ecologique (BEE), en particulier celui correspondant au Descripteur 1 de la composante « Poissons et Céphalopodes » pour les milieux meubles côtiers (Brind'Amour et Delaunay 2018).

Pour développer cet indicateur, une méthodologie similaire à celle mise en place pour le développement de l'indicateur poisson pour la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) a été envisagée (Delpech et Lepage 2012). En effet, les campagnes d'échantillonnage menées dans le cadre de la DCE sont réalisées avec une stratégie similaire à celle utilisée pour les campagnes « Nourriceries ». Analysées conjointement, les campagnes côtières au titre de la DCSMM et celles du suivi des masses d'eau de transition au titre de la DCE permettront ainsi d'une part d'apprécier avec une emprise géographique plus large, l'état et les évolutions des peuplements de poissons côtiers-estuariens (Pasquaud, Béguer *et al.* 2012) et d'autre part de caractériser étroitement les caractéristiques environnementales des habitats de nourriceries.

L'indicateur poisson de la DCE, appelé ELFI, a été développé à partir d'une approche fonctionnelle des communautés (Courrat, Lobry *et al.* 2009, Girardin, Lepage *et al.* 2009, Delpech, Drouineau *et al.* 2010, Delpech et Lepage 2012). Il est composé de plusieurs descripteurs, appelés métriques, qui permettent de caractériser différents aspects des peuplements de poissons des eaux de transition. Le choix des métriques est basé sur leur capacité à refléter l'existence d'une (ou plusieurs) pression(s) anthropique(s) s'exerçant sur ces milieux. Cela est fait *a priori* à partir des connaissances d'experts, puis est vérifié par modélisation et interprétation de la réponse induite par la pression sur la métrique considérée. Les métriques sont ainsi conservées dans l'indicateur final si, et seulement si, elles permettent de discerner de manière fiable et facile différents niveaux de pressions séparés par des seuils. Ces seuils sont également calculés par modélisation. Ils permettent ensuite de définir des classes de qualité des masses d'eau de transition (5 classes dans le cadre de la DCE).

Le travail mené pour la construction de l'indicateur pour la DCSMM sur les peuplements de poissons des milieux meubles côtiers s'est donc déroulé en trois temps.

Dans un premier temps, (1) il a fallu vérifier que le protocole d'échantillonnage standardisé des campagnes « Nourriceries » (Delaunay et Brind'Amour 2018) soit bien adapté à la production des données de qualité non biaisées pour la construction d'indicateurs du BEE. Des analyses ont ainsi été menées sur des données issues des campagnes NURSE menées dans le golfe de Gascogne pour vérifier l'impact de certaines variables d'échantillonnages sur différents descripteurs des populations de l'ichtyofaune. Une sélection sur la période 2000-2019 a été effectuée, période pour

laquelle la totalité des espèces chalutées ont été identifiées. Il est à mentionner qu'un travail similaire sera prochainement conduit en baie de Seine.

(2) Une fois ce travail effectué, le développement de l'indicateur en lui-même a pu être initié. Afin de répondre au mieux à la demande de cohérence entre la DCE et la DCSMM, le calcul direct (*i.e.* sans modification) de l'indicateur ELFI à partir des données issues des campagnes « Nourriceries » a été réalisé, en gardant les mêmes métriques et les mêmes seuils que ceux définis pour les masses d'eau de transition. Les classes de qualité attribuées aux différentes masses d'eau ont ensuite été comparées selon le type de données utilisées afin de voir si l'indicateur ELFI pouvait être appliqué tel quel aux zones côtières. A cette étape, les données collectées en estuaire de Seine *via* les campagnes correspondantes de la DCE et de la DCSMM ont été intégrées à l'analyse pour renforcer les conclusions. (3) Enfin, un nouvel indicateur spécifique aux peuplements ichtyologiques des milieux meubles côtiers a été développé. Pour ce faire, la même méthodologie que celle adoptée pour l'ELFI a été utilisée. Des métriques poissons répondant de manière claire à des pressions anthropiques s'exerçant dans les eaux côtières ont été sélectionnées à partir d'avis d'experts. Puis la réponse de ces métriques aux différentes pressions anthropiques a été modélisée et interprétée pour sélectionner les métriques de l'indicateur final. Des seuils ont ensuite été calculés à partir des différents niveaux de pressions présents dans les masses d'eaux côtières pour différencier les classes de qualité. Les résultats ont ensuite été comparés à ceux obtenus avec l'ELFI. Pour ce faire, nous avons également travaillé à partir des données issues des campagnes NURSE et à partir des données de pressions anthropiques disponibles dans la base de données « NOURPRESS » développée par l'IFREMER.

2 Evaluation de l'impact de l'échantillonnage sur les indicateurs construits

2.1 Matériel et méthodes

2.1.1 Méthodologie générale

La série temporelle NURSE 2000-2019 comporte 1 590 traits de chalut répartis sur six zones : la baie de Vilaine, l'estuaire externe de la Loire, la baie de Bourgneuf, les Pertuis Breton et d'Antioche et l'estuaire externe de la Gironde (Figure 2.1). Les poissons échantillonnés ont été identifiés, comptés et mesurés. Quatre-vingt-treize espèces de poissons ont été identifiées sur cette période, et plus de 199 000 individus ont été mesurés.

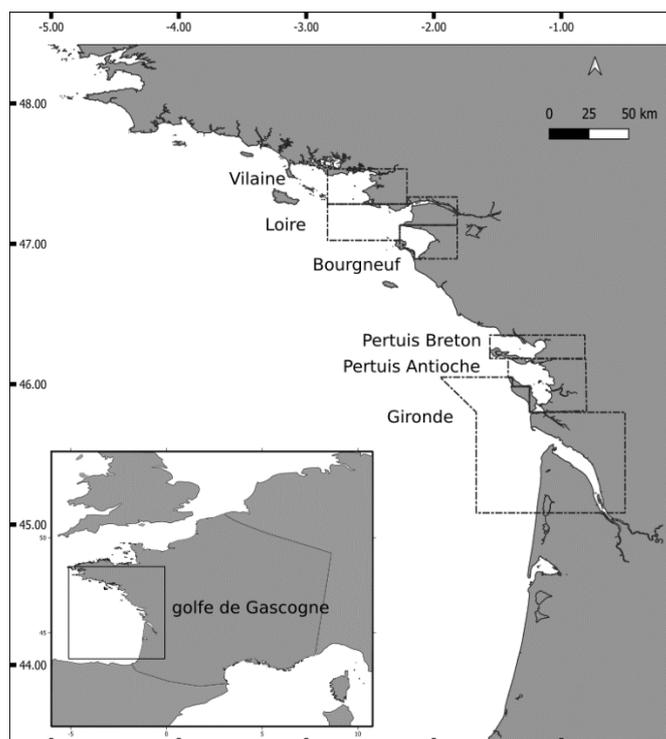


Figure 2.1. Nourriceries côtières du golfe de Gascogne étudiées.

Deux échelles d'étude ont été utilisées : une approche fonctionnelle avec la définition de guildes fonctionnelles (Tableau 2.1 ; Franco, Elliott *et al.* 2008) pour décrire l'utilisation des zones de nourriceries par les poissons côtiers, et une approche à l'échelle populationnelle pour les espèces représentées dans plus de 30% des traits des chaluts (*i.e.* la sole commune *Solea solea*, le tacaud commun *Trisopterus luscus*, la petite sole jaune *Buglossidium luteum*, les gobies du genre *Pomatoschistus spp.*, le merlan *Merlangius merlangus*, l'arnoglosse de Méditerranée *Arnoglossus laterna*, le rouget barbet *Mullus surmuletus* et le cèteau *Dicologlossa cuneata*).

Tableau 2.1. Description des guildes définies au cours de l'étude

Critère	Gilde	Définition
Ecologie	MM : Espèces marines migratrices	Espèces résidant dans les eaux côtières de manière saisonnière ou lors de la partie juvénile de leur cycle de vie
	ER : Espèces résidentes estuariennes	Espèces résidant dans les eaux côtières et estuariennes de manière permanente
Distribution verticale	B : Espèces benthiques	Espèces vivant sur ou dans le substrat
	D : Espèces démersales	Espèces vivant dans la couche d'eau juste au-dessus du substrat

Plusieurs métriques permettant d'évaluer le fonctionnement des nourriceries en zone côtière ont ensuite été définies (Tableau 2.2). Pour chacune de ces métriques, la variabilité due à certaines variables d'échantillonnage (*i.e.* variables

liées au jour et à l'heure d'échantillonnage, à la marée et aux caractéristiques physiques de la zone) a été estimée afin de pouvoir la distinguer de la variabilité due aux conditions environnementales et de celle due aux pressions anthropiques.

Les nourriceries étant des zones majoritairement utilisées par les juvéniles, les individus de moins d'un an (*i.e.* nés au cours de l'année de l'échantillonnage, G0) et âgés d'un an (G1) ont été identifiés pour chaque campagne, à partir de l'analyse des distributions des fréquences des tailles (longueurs totales) de chaque espèce. Cela ne peut être réalisé que pour les espèces avec suffisamment d'individus mesurés (plus de 40 individus sur l'ensemble de la série) et avec des tailles suffisamment distinctes pour chaque âge. Les limites des tailles entre classes d'âge ont été recherchées dans la littérature en appui de l'analyse. Au total, les G0 et G1 ont été identifiés pour 28 espèces à l'aide du logiciel *R* et du package *MClust* (Figure 2.2 et Annexe 1; Scrucca, Fop *et al.* 2016). Une validation visuelle a été effectuée lorsque jugée nécessaire (Dorel 1986, Kraljević et Dulčić 1997, Silva et Gordo 1997, Moreno et Morales-Nin 2003, Baumann, Hinrichsen *et al.* 2006, Pajuelo et Lorenzo 2011, Duman et Bařusta 2013, Ravard, Brind'Amour *et al.* 2014, Scott et Henderson 2015).



Figure 2.2. Distribution des tailles pour 28 espèces de poissons côtiers. La couleur des histogrammes représente la classe d'âge (vert : individus de moins d'un an (G0) ; orange : individus de plus d'un an et de moins de deux ans (G1) ; jaune : individus de plus de deux ans). Les barres verticales représentent les limites de tailles entre classes d'âge trouvées dans la littérature (vert : limite G0/G1 ; orange : limite G1/G2 ; violet : taille à maturité sexuelle).

A partir de ce jeu de données, la variabilité due aux différentes variables d'échantillonnage a été testée à l'aide de modèles linéaires généralisés (GLM). Par ailleurs, la variabilité spatiale (entre zones de nourriceries) et temporelle (inter-annuelle) a également été évaluée. Elle n'est pas ici considérée comme une variabilité liée à l'échantillonnage, mais bien comme la variabilité spatiale et l'évolution temporelle des communautés ichthyologiques côtières.

2.1.2 Modèles utilisés

Toutes les métriques (indices – groupes d'espèces) listées dans le Tableau 2.2 ont été calculées à l'échelle du trait de chalut afin de prendre en compte la variabilité due aux variables d'échantillonnage. Les modèles (cf. Tableau 2.2) ont été générés à l'aide du logiciel *R* (Team 2020).

La loi de distribution choisie pour chaque modèle dépend de la distribution des différentes métriques, représentée à l'aide de rootogrammes suspendus et grâce au package *MESS* (Ekstrom 2020). Par ailleurs, la distribution des résidus a également été représentée graphiquement à l'aide du package *DHARMA* (Hartig 2020) afin de choisir le meilleur modèle s'ajustant aux données.

Concernant les richesses spécifiques, plusieurs modèles ont été testés pour chaque métrique : un modèle avec une loi de poisson et transformation logarithmique, un modèle avec une loi binomiale négative et un modèle avec une loi normale.

Concernant les densités, en raison de l'existence de traits de chalut avec des densités nulles (absence de la guildes ou de l'espèce considérée) rendant impossible l'utilisation des modèles linéaires (Le Pape, Chauvet *et al.* 2003), un modèle de type Delta a été utilisé. Il combine deux modèles (Stefánsson 1996). Le premier utilise les données de présence-absence grâce à une loi binomiale et une transformation logit et permet de modéliser les probabilités de présence tandis que le second se base sur les densités positives grâce à une loi normale et une transformation logarithmique et permet de modéliser les densités (Stefánsson 1996).

Les modèles utilisés sont résumés dans le Tableau 2.2.

Tableau 2.2. Métriques et modèles utilisés afin de tester les effets du protocole d'échantillonnage

Indice	Espèces étudiées	Modèle
Approche fonctionnelle		
Richesse spécifique	Toute la communauté	Normal
	Espèces marines	Normal
	Espèces résidentes estuariennes	Poisson + transformation logarithmique
	Espèces benthiques	Normal
	Espèces démersales	Poisson + transformation logarithmique
Densité (ind/km²)	Toute la communauté	Delta
	Espèces marines - G0	Delta
	Espèces résidentes - juvéniles	Delta
	Espèces benthiques – G0	Delta
	Espèces démersales - G0	Delta
Approche populationnelle		
Densité (ind/km²)	Espèces présentes dans plus de 30% des traits de chalut	Delta

2.1.3 Descripteurs utilisés dans les modèles linéaires généralisés

L'importance des variables d'échantillonnage pour expliquer la variabilité observée dans les populations ichthyologiques a déjà été mise en évidence dans de précédentes études (Courrat, Lobry *et al.* 2009). Les campagnes NURSE s'appuient sur un protocole d'échantillonnage standardisé avec des paramètres fixes dans le temps (*e.g.*

maillage, vitesse de traine, longueur de fune filée ; Delaunay et Brind'Amour 2018). Néanmoins, d'autres variables peuvent jouer sur la variabilité observée au niveau des captures lors des chalutages. Nous avons choisi d'analyser celles qui nous semblaient les plus influentes (Tableau 2.3).

Tout d'abord, ont été pris en compte la bathymétrie et le type de substrat qui influencent fortement les communautés échantillonnées (Trimoreau, Archambault *et al.* 2013). Les données ont été récupérées à partir de cartes bathymétriques et des cartes géologiques disponibles sur le site du SHOM (<https://data.shom.fr/>). Nous avons ensuite cherché à déterminer l'influence éventuelle de la date d'échantillonnage. En effet, les campagnes, d'une durée d'environ 15 jours, ont lieu à la fin de l'été, période à laquelle les G0 atteignent une taille suffisante pour d'être échantillonnés (Delaunay et Brind'Amour 2018). Néanmoins, les dates de début de campagne varient du 14 août en 2016, au 23 septembre en 2014, un décalage de plus d'un mois qui peut influencer sur la capturabilité des G0. L'heure à laquelle a lieu le trait de chalut peut aussi avoir une influence sur la présence ou l'absence des espèces suivant leurs rythmes d'activité (Robert 2013). Les prélèvements se font tous en phase diurne et, s'ils permettent d'estimer la variabilité de capturés en fonction de la période de la journée, ils pourraient sous-estimer les densités des espèces plutôt nocturnes. Enfin, la marée peut également avoir une influence sur l'utilisation de l'habitat des espèces de poissons (Allison, Gabiuel *et al.* 1997) plusieurs descripteurs de cette variable ont été introduits dans les GLMs pour étudier cet effet : l'état de la marée à l'heure du trait de chalut (basse mer, jusant, flot ou pleine mer), la différence entre l'heure du trait de chalut et les heures de pleine et basse mer adjacentes et la hauteur d'eau à l'heure du trait de chalut (calculée au marégraphe le plus proche). Ces données proviennent de marégraphes disponibles sur le site du SHOM (<https://data.shom.fr/>), qui relèvent la hauteur d'eau toutes les heures.

Afin de prendre en compte la variabilité spatio-temporelle, les zones de nourriceries et les années des campagnes ont également été ajoutées dans les modèles (Tableau 2.3). Elles ne sont néanmoins pas considérées comme des variables d'échantillonnage.

Tableau 2.3. Variables utilisées dans les GLMs

Variable	Abréviation	Type de variable	Description
Zone	Zone	facteur	6 niveaux : Vilaine; Loire; Bourgneuf; Pertuis Breton; Pertuis d'Antioche; Gironde
Année	Année	facteur	16 niveaux : 2000 à 2005; 2008 à 2010; 2012; 2014 à 2019
Jour	Jour	covariable	Numéro de jour dans l'année calendaire, varie de 226 à 272
Heure	Heure	facteur	4 niveaux : 05h00-09h30; 09h30-12h00; 12h00-15h00; 15h00-19h00. Heure relevée sur le bateau au début du trait de chalut
Bathymétrie	Bathy	facteur	5 niveaux : 0-5m; 5-10m; 10-20m; 20-30m; 30-50m
Substrat	Substrat	facteur	3 niveaux : Vases, cailloutis, sables
Marée	Marée	facteur	4 niveaux : Basse mer, marée descendante, marée montante, pleine mer
Durée à l'heure de basse mer	D _{BM}	covariable	Exprimée en heures. Varie entre -7,18 et 0 pour les traits réalisés en jusant et entre 0 et + 8,30 pour les traits réalisés en flot
Durée à l'heure de pleine mer	D _{PM}	covariable	Exprimée en heures. Varie entre -8,45 et 0 pour les traits réalisés en jusant et entre 0 et + 6,45 pour les traits réalisés en flot
Hauteur d'eau	H _{eau}	covariable	Exprimée en mètres et mesurée au marégraphe le plus proche. Estime l'importance de la marée. Normalisée par la hauteur d'eau maximale relevée la journée du trait de chalut (rapport H _{eau} /H _{max}). Varie entre 0 et 1

Les modèles sont ainsi écrits avec toutes les variables en effets principaux mais également avec certaines interactions d'ordre deux ayant un sens d'un point de vue écologique. Ainsi, les variations temporelles peuvent être synchrones ou asynchrones entre les zones de nourriceries et nous avons donc conservé l'interaction entre la zone et l'année.

En outre, selon le jour d'échantillonnage, les marées peuvent être plus ou moins importantes et nous avons donc conservé les interactions d'ordre deux entre le jour et les variables liés à la marée. Par ailleurs, selon la marée, les

espèces peuvent se trouver à des profondeurs différentes ou choisir des substrats différents. Nous avons donc gardé dans les modèles les interactions d'ordre deux entre les variables liées à la marée et la bathymétrie d'une part, et le substrat d'autre part. Un raisonnement similaire a été émis concernant l'heure du trait de chalut, la bathymétrie et le substrat, et les interactions d'ordre deux entre ces trois variables ont également été conservées.

Ainsi, chaque modèle peut s'écrire de la forme suivante :

$$\begin{aligned} \text{Métrique} \approx & \text{Zone} * \text{Année} + \text{Substrat} * \text{Bathy} + \text{Jour} * (\text{Marée} + D_{BM} + D_{PM} + H_{eau}) + \text{Heure} \\ & * (\text{Substrat} + \text{Bathy}) + \text{Substrat} * (\text{Marée} + D_{BM} + D_{PM} + H_{eau}) + \text{Bathy} \\ & * (\text{Marée} + D_{BM} + D_{PM} + H_{eau}) \end{aligned}$$

avec les * représentant les interactions d'ordre deux et en conservant les règles mathématiques de développement et de factorisation. La significativité de chaque variable et interaction a été calculée au niveau de 5% à l'aide de la fonction Anova du package *car* (Fox et Weisberg 2019). Pour chaque métrique, les variables non significatives sont enlevées des modèles (sélection 'backward' des variables à partir du modèle complet). Si une interaction d'ordre deux est significative, les effets principaux des deux variables impliquées ne sont pas interprétés. Des tests *post hoc* (tests de Tuckey) ont été ensuite réalisés avec le package *emmeans* (Lenth 2020) pour réaliser des comparaisons deux à deux entre les niveaux des facteurs afin de préciser leurs effets sur la métrique étudiée.

2.2 Résultats

Au total, 31 GLMs ont été réalisés, 15 pour les métriques fonctionnelles et 16 pour les métriques caractérisant les densités des espèces présentes dans plus de 30% des traits de chalut (Tableau 2.4a et b).

2.2.1 Variabilité due à l'échantillonnage

Le premier résultat qui se dégage de l'ensemble des modèles réalisés est que les variables liées à l'échantillonnage sont celles expliquant le moins de variabilité dans les modèles. En effet ces variables expliquent en moyenne 3,45%, et jamais plus de 12,5% de la variabilité observée quelle que soit la métrique considérée (Tableaux 2.4a et b ; Figure 2.3). La variance résiduelle représente entre 45% et 97% de la variabilité totale, suggérant que des variables environnementales non prises en compte expliquent potentiellement une part de la variabilité des métriques étudiées. Cela conforte et confirme la stabilité du protocole d'échantillonnage qui semble adapté à l'étude des communautés de poissons dans les nourriceries en introduisant le moins de biais possible. Certaines variables d'échantillonnage sont néanmoins significatives et peuvent expliquer une partie de la variabilité observée non négligeable.

Tableau 2.4. Résultats des modèles linéaires généralisés, (a) métriques fonctionnelles et (b) métriques spécifiques. 0/1 : modèle binomial de présence/absence et D+ : modèle normal des densités positives. MM : espèce marine migratrice ; ER : espèce estuarienne résidente ; B : espèce benthique ; D : espèce démersale. Ddl : degrés de libertés. Entre parenthèses est indiqué le pourcentage de variabilité expliquée. Les * indiquent les variables significatives pour chaque modèle (***: p < 0,001 ; **: p < 0,01 ; * : p < 0,05).

a	Métriques															
	Richesses spécifiques					Densités										
	Communauté	MM	ER	B	D	Communauté		MM		ER		B		D		
						0/1	D+	0/1	D+	0/1	D+	0/1	D+	0/1	D+	
ddl	1522	1522	1522	1522	1552	1449	1427	1449	1423	1449	1225	1449	1313	1449	1017	
ddl résiduels	1446 (66,3)	1442 (64,3)	1466 (76,7)	1447 (68,3)	1455 (70,9)	1439 (97,1)	1361 (72,0)	1424 (91,6)	1356 (70,4)	1357 (73,5)	1166 (63,2)	1425 (93,0)	1227 (74,4)	1356 (72,2)	950 (65,2)	
Paramètres modèles	Zone					** (1,4)		* (1,9)				*** (1,9)				
	Année							* (4,1)				*** (3,5)				
	Jour	** (0,3)	* (0,2)						* (0,3)							
	Heure	* (0,5)	* (0,4)								* (0,7)				** (1,1)	
	Bathy					* (0,9)		* (1,8)			*** (2,3)	*** (1,6)				
	Substrat			** (1,3)							** (0,7)				* (0,6)	
	Marée															
	DBM	* (0,2)				* (0,3)	** (0,6)	* (0,6)								
	DPM			* (0,5)												
	Heau															
	Zone:Annee	*** (28,4)	*** (30,8)	** (21,5)	*** (26,3)	*** (21,2)		*** (22,6)		*** (24,2)	*** (14,7)	*** (33,8)		*** (20,3)	*** (18,7)	*** (29,2)
	Jour:Marée				* (0,9)						*** (1,9)					
	Jour:DBM														*** (0,5)	
	Jour:DPM															
	Jour:Heau				* (0,4)											
	Bathy:Substrat	*** (3,7)	*** (3,0)		* (4,0)	*** (7,6)		* (5,4)		* (5,2)	*** (4,6)			** (2,4)	*** (3,7)	
	Heure:Bathy													* (2,1)	*** (3,3)	
	Heure:Substrat															
	Bathy:Marée										*** (2,1)					
	Bathy:DBM		* (0,7)												* (0,7)	
Bathy:DPM										*** (2,4)						
Bathy:Heau	* (0,6)	* (0,6)											* (0,8)	** (0,9)	** (3,9)	
Substrat:Marée																
Substrat:DBM																
Substrat:DPM																
Substrat:Heau																

b	Métriques															
	Densités															
	<i>S. solea</i> (MM;B)		<i>T. luscus</i> (MM;D)		<i>M. merlangus</i> (MM;D)		<i>A. laterna</i> (MM;B)		<i>B. luteum</i> (MM;B)		<i>P. spp</i> (ER;B)		<i>M. surmuletus</i> (MM;B)		<i>D. cuneata</i> (MM;B)	
	0/1	D+	0/1	D+	0/1	D+	0/1	D+	0/1	D+	0/1	D+	0/1	D+	0/1	D+
ddl	1521	791	1511	773	1521	644	1521	370	1521	748	1520	1118	1510	536	1521	170
ddl résiduels	1438 (75,1)	719 (67,3)	1439 (70,5)	708 (71,7)	1441 (67,7)	558 (54,7)	1424 (65,4)	324 (45,3)	1440 (67,3)	685 (59,4)	1429 (67,9)	1047 (61,0)	1441 (72,7)	456 (68,0)	1425 (61,9)	150 (70,8)
Zone																
Année																** (16,0)
Jour						** (0,8)	* (0,3)				** (0,5)	** (0,4)				* (2,5)
Heure				* (0,8)		** (1,5)										
Bathy								*** (2,6)								* (5,0)
Substrat						** (1,0)										** (5,7)
Marée													** (0,8)			
DBM	** (0,9)													** (1,2)		
DPM																
Heau								** (1,1)								
Zone:Annee	** (11,3)	*** (25,5)	*** (22,4)	** (25,8)	*** (24,2)	*** (31,8)	*** (25,9)	*** (50,9)	*** (26,2)	*** (36,9)	*** (23,3)	*** (34,4)	*** (20,5)	*** (21,3)	*** (22,6)	
Jour:Marée	** (1,4)															
Jour:DBM																
Jour:DPM																
Jour:Heau		** (0,1)								* (1,5)						
Bathy:Substrat	*** (9,2)	*** (5,8)	*** (5,8)		*** (5,3)						*** (4,2)		*** (6,0)		*** (4,0)	
Heure:Bathy							*** (4,4)									
Heure:Substrat					** (1,4)									** (3,3)	* (2,2)	
Bathy:Marée						** (7,4)	*** (2,0)		** (5,2)	** (1,9)	* (4,2)		** (6,2)			
Bathy:DBM					*** (1,5)	* (1,3)	*** (1,2)			*** (2,2)	** (1,0)					
Bathy:DPM						** (1,5)	** (0,9)		* (0,6)		*** (1,2)				*** (2,9)	
Bathy:Heau		** (1,3)		* (1,7)											* (2,1)	
Substrat:Marée	** (1,0)														** (2,7)	
Substrat:DBM			** (0,7)													
Substrat:DPM	** (1,1)															
Substrat:Heau			** (0,6)						* (0,7)						*** (1,6)	

Paramètres modèles

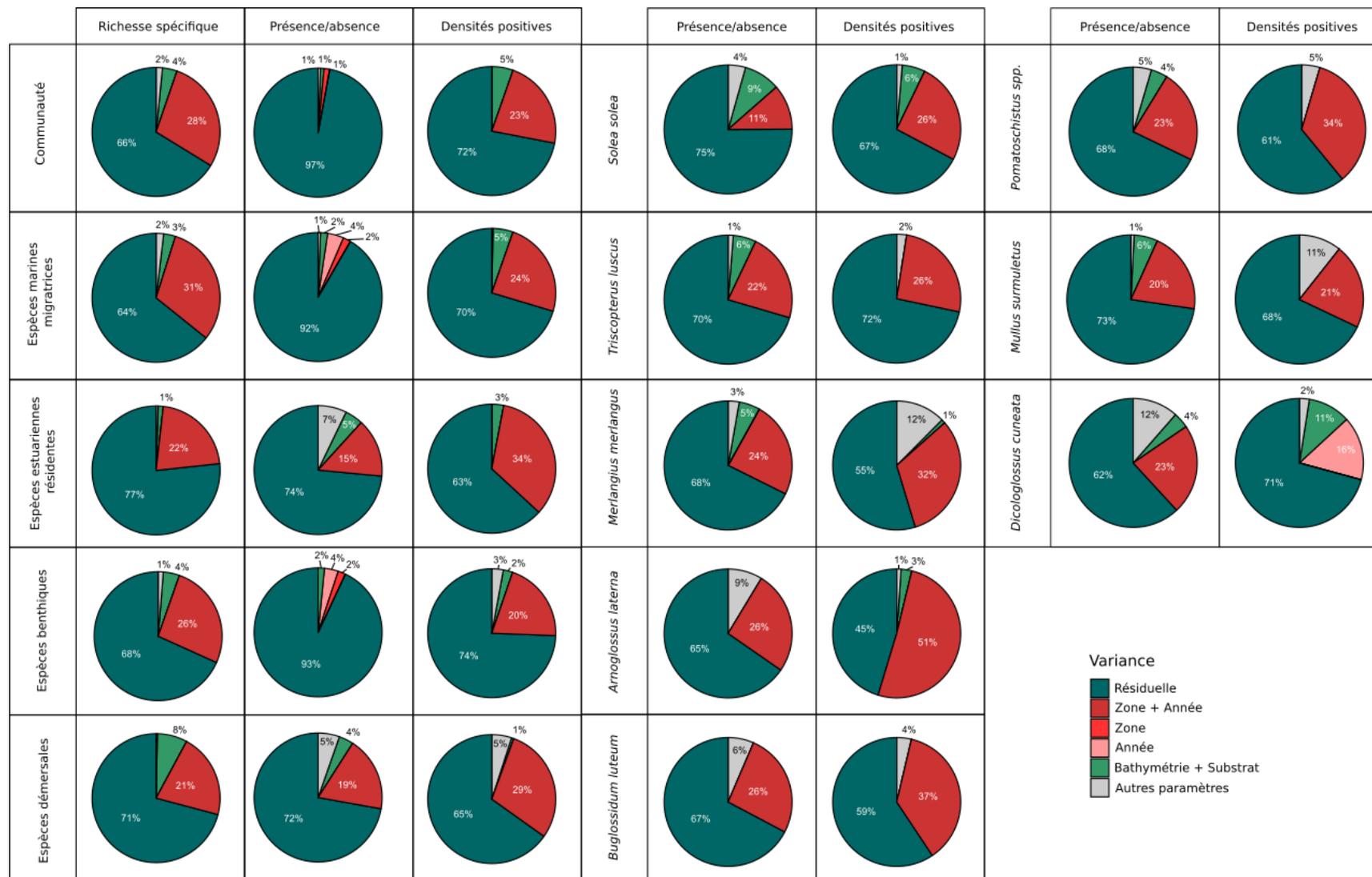


Figure 2.3. Variance expliquée par les variables significatives pour chaque métrique.

2.2.1.1 Effets de la bathymétrie et du substrat

L'interaction entre la bathymétrie et le substrat est l'effet d'échantillonnage qui est le plus souvent significatif dans les GLMs construits (60% des modèles construits pour les métriques fonctionnelles et 43,8% des modèles construits pour les métriques spécifiques ; Tableau 2.4a et b ; Figure 2.3). Lorsqu'elle n'est pas significative, l'une des deux variables prise séparément (bathymétrie ou substrat) ressort significative pour tous les autres modèles des métriques fonctionnelles et pour 18,8% des modèles des métriques spécifiques.

Pour les métriques fonctionnelles, l'interaction entre la bathymétrie et le substrat explique entre 2,4% (densités positives de G0 des espèces benthiques) et 7,6% de variabilité observée (richesses spécifiques des espèces démersales). Au niveau spécifique, elle explique entre 4,0% (probabilité de présence de *D. cuneata*) et 9,2% de la variabilité observée (probabilité de présence de *S. solea*).

Pour les métriques fonctionnelles et pour les classes de profondeur les plus régulièrement échantillonnées (0-5 m, 5-10 m et 10-20 m, 87,1% des traits de chalut), les tests *post-hoc* montrent que les traits de chalut réalisés sur les substrats vaseux sont souvent significativement plus diversifiés (Figure 2.4) et présentent des densités plus élevées (Figure 2.5) que ceux réalisés sur les substrats sableux ou de cailloutis-roche. Cela se vérifie pour toutes les guildes, exceptées les espèces démersales, pour lesquelles les densités de G0 semblent légèrement plus faibles en substrat vaseux que sur les substrats sableux (test de Tuckey, $p = 0,02$; Figure 2.5).

Concernant les métriques spécifiques, le substrat a une influence significative sur les densités positives des G0 de trois espèces uniquement, *S. solea*, *M. merlangus* et *D. cuneata* (Tableau 2.4b ; Figure 2.3), avec des influences parfois différentes selon la classe de bathymétrie.

Ainsi, *S. solea* présente de plus grandes densités de G0 en substrat vaseux que sur substrat sableux pour des bathymétries inférieures à 10 m (densités médianes de 2337 ind/km² sur substrat vaseux contre 743 ind/km² et 731 ind/km² sur substrats sableux et cailloutis-roche, respectivement ; tests de Tuckey, $p < 0,01$) mais des densités de G0 plus faibles sur substrat vaseux que sur les sables pour des bathymétries comprises entre 10 m et 20 m de profondeur (densités médianes de 894 ind/km² sur substrats vaseux contre 1622 ind/km² sur substrat sableux ; test de Tuckey, $p = 0,007$). Ces résultats confirment les modèles d'habitats développés pour cette espèce (Le Pape, Chauvet *et al.* 2003, Trimoreau, Archambault *et al.* 2013).

Les densités de G0 de *M. merlangus* sont également plus fortes en substrat vaseux qu'en substrat cailloutis-rocheux (densités médianes de 1569 ind/km² contre 1096 ind/km², respectivement ; Test de Tuckey, $p = 0,007$), tandis que les densités de G0 de *D. cuneata* sont significativement plus élevées sur substrat sableux que vaseux ou cailloutis-rocheux (densités médianes de 716 ind/km² contre 518 ind/km² et 246 ind/km², respectivement ; Tests de Tuckey, $p < 0,05$).

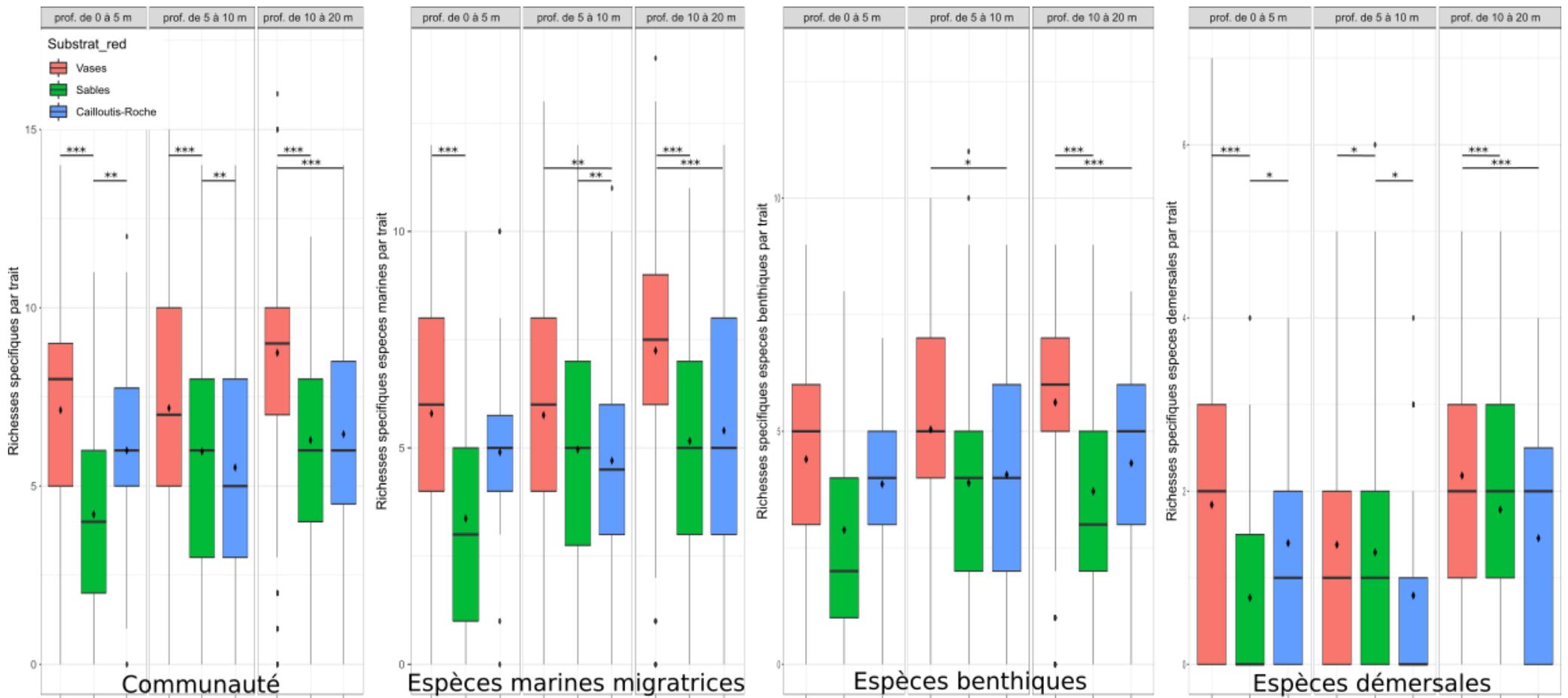


Figure 2.4. Richesses spécifiques par trait pour différentes classes de bathymétrie et substrats. Les losanges noirs représentent les moyennes par classe de bathymétrie et par substrat. Les barres horizontales noires et les étoiles représentent les comparaisons entre substrats significativement différentes deux à deux, au sein d'une même classe de bathymétrie (tests de Tuckey ; *** : $p < 0,001$; ** : $p < 0,01$; * : $p < 0,05$).

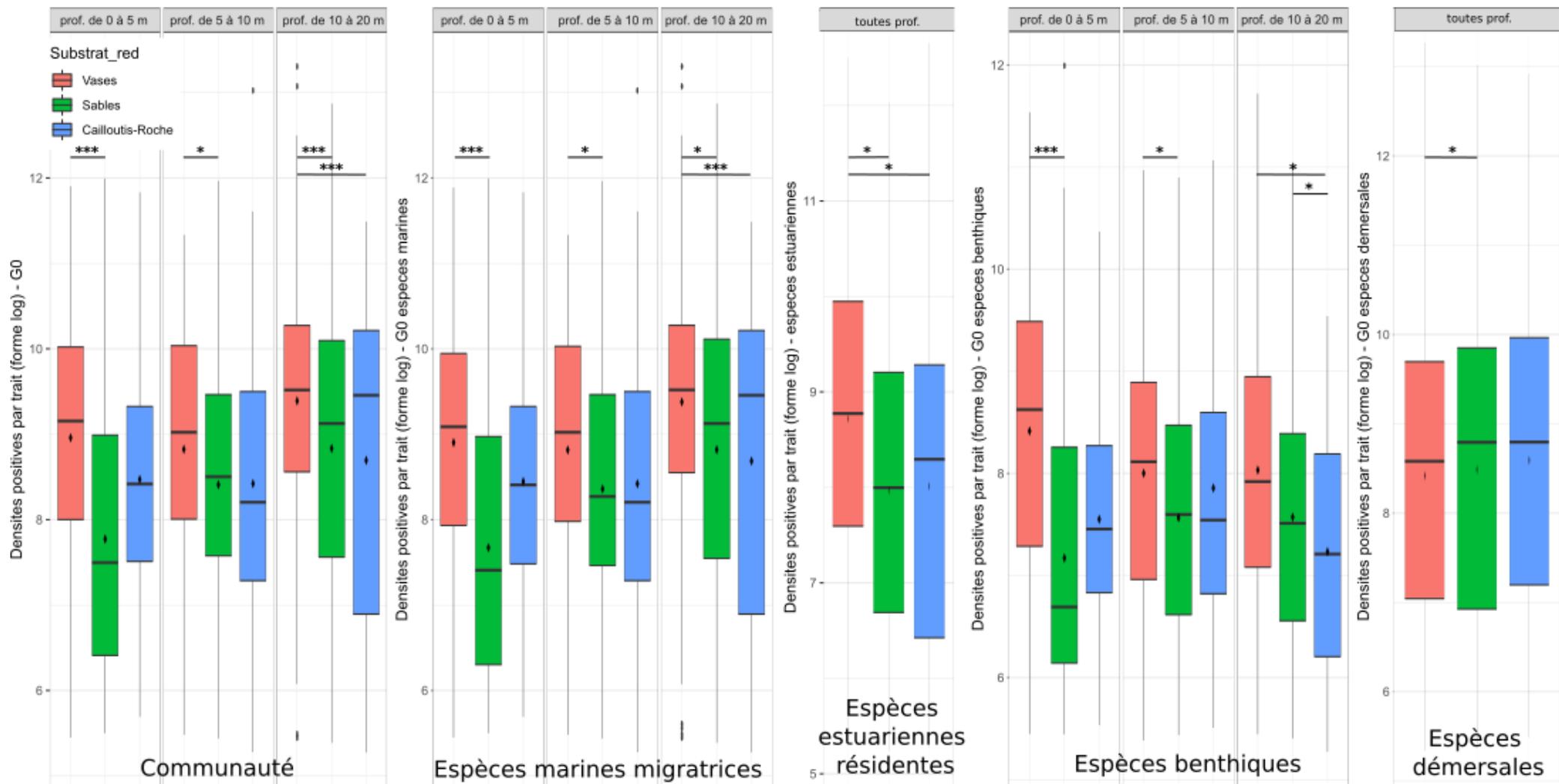


Figure 2.5. Densités positives par trait pour différentes classes de bathymétrie et substrats (ind/km²). Les losanges noirs représentent les moyennes par classe de bathymétrie et par substrat. Les barres horizontales noires et les étoiles représentent les comparaisons entre substrats significativement différents deux à deux, au sein d'une même classe de bathymétrie (tests de Tuckey ; *** : $p < 0,001$; ** : $p < 0,01$; * : $p < 0,05$).

2.2.1.2 Autres variables d'échantillonnage

L'effet du jour d'échantillonnage, parfois en interaction avec l'une des variables liées à la marée, est la deuxième variable d'échantillonnage la plus régulièrement significative dans les GLMs des métriques fonctionnelles (46,7% des modèles ; Tableau 2.4a ; Figure 2.3) et des métriques spécifiques (50% des modèles ; Tableau 2.4b ; Figure 2.3). Néanmoins, cette variable explique, lorsqu'elle est significativement non nulle, au maximum 1,9% de la variabilité observée pour les métriques fonctionnelles (modèle de présence/absence des espèces résidentes estuariennes ; Tableau 2.4a ; Figure 2.3), et 2,5% pour les métriques spécifiques (densités positives de *D. cuneata* ; Tableau 2.4b ; Figure 2.3). Par ailleurs, elle n'est que très rarement significativement différente de zéro pour les modèles concernant les densités positives à l'échelle fonctionnelle (0,3% de la variabilité observée des densités positives des GO des espèces marines migratrices ; Tableau 2.4a ; Figure 2.3). Ainsi, la variabilité expliquée par le jour d'échantillonnage est très faible, notamment pour les densités à l'échelle de la communauté et des guildes fonctionnelles.

Pour les métriques spécifiques avec plus de 1% de leur variabilité observée expliquée par le jour d'échantillonnage (probabilité de présence d'espèces résidentes estuariennes, probabilité de présence de *S. solea* et densités positives de *B. luteum* et *D. cuneata*), on observe des patrons différents (Figure 2.6a-c).

Au niveau spécifique, on observe une diminution significative de la probabilité de présence de *S. solea* lorsque le jour d'échantillonnage est plus tardif (Figure 2.6a). Les densités positives de *B. luteum* augmentent quant à elles entre le 226^{ème} jour et le 240^{ème} jour de l'année (entre le 14 août et le 28 août) pour ensuite devenir plus stables (Figure 2.6b). Enfin, les densités positives de *D. cuneata* augmentent lorsque le jour d'échantillonnage est plus tardif (Figure 2.6c). D'un point de vue opérationnel, la période la plus appropriée pour optimiser la capturabilité des juvéniles serait donc autour du 250^{ème}-260^{ème} jour de l'année (entre le 7 et le 17 septembre ; Figure 2.6).

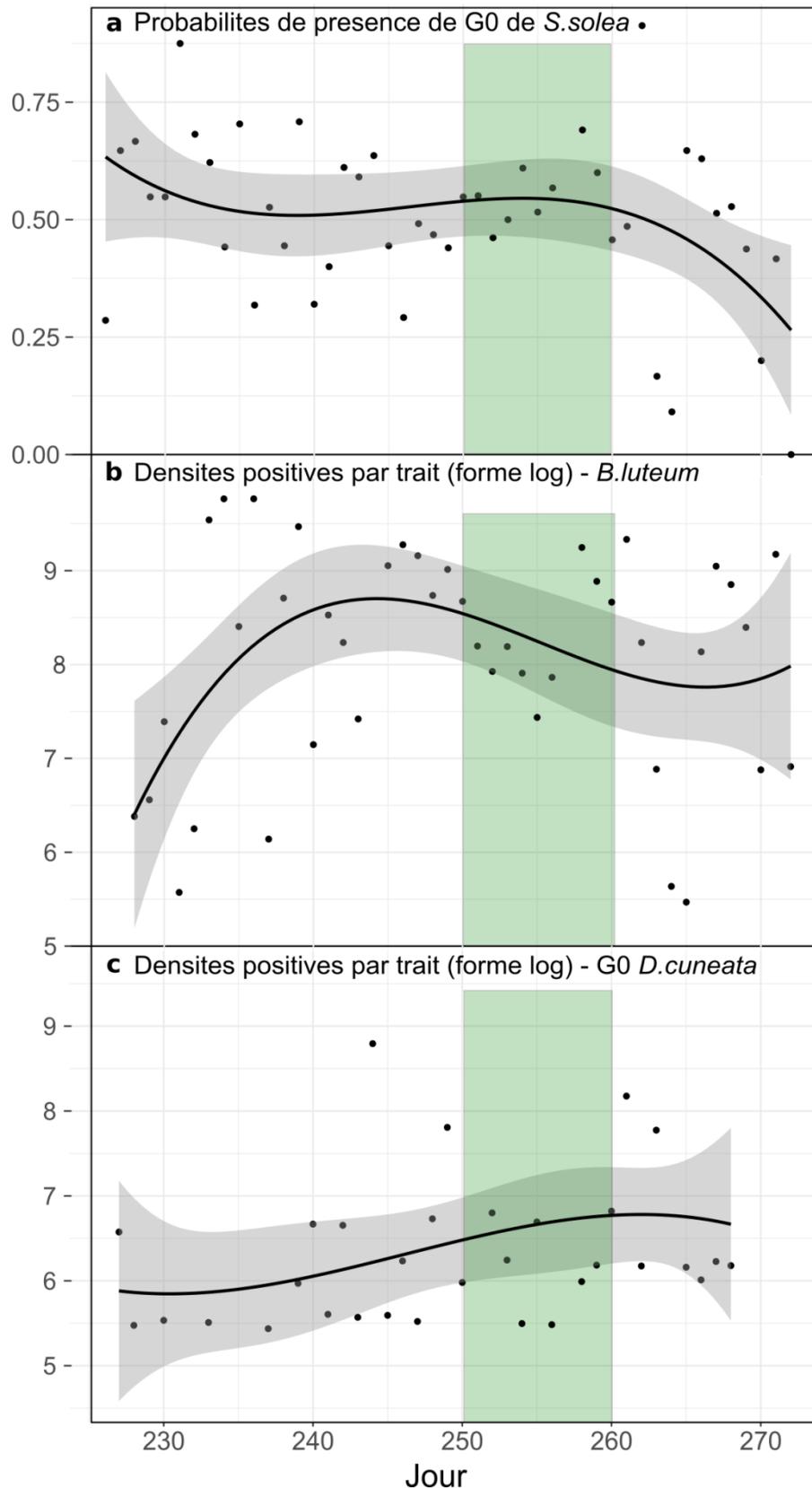


Figure 2.6. Effet du jour d'échantillonnage sur différentes métriques, (a) Probabilité de présence de *S. solea*, (b) Densités positives moyennes par jour de *B. luteum* (ind/km²) et (c) Densités positives moyennes par jour de *D. cuneata* (ind/km²). La période d'échantillonnage la plus propice pour optimiser les captures de juvéniles est indiquée en vert. NB : les unités et échelles de l'axe des ordonnées sont différentes pour chaque graphe. La courbe noire présente les valeurs prédites par chaque modèle et la zone grise l'intervalle de confiance au seuil 95%.

Pour les métriques fonctionnelles, les autres variables d'échantillonnage significativement différentes de zéro varient selon la métrique considérée et sont plus rares. Elles expliquent à chaque fois moins de 1% de la variabilité observée de la métrique en question, quelques exceptions mises à part. Ces exceptions concernent la probabilité de présence des espèces estuariennes résidentes, qui dépend significativement de la bathymétrie et de la marée (2,4% de variabilité expliquée par l'interaction entre ces deux variables) et de la bathymétrie et de la durée entre l'heure du trait et celle de la pleine mer (2,1% de variabilité expliquée par l'interaction entre ces deux variables ; Tableau 2.4a). Néanmoins les tests *post hoc* ne permettent pas d'identifier l'influence de ces variables précisément ($p \geq 0,05$ pour tous les tests de Tuckey réalisés).

On observe également des interactions significatives entre la bathymétrie et l'heure du trait pour les densités positives des GO des espèces benthiques (2,1% de variabilité expliquée) et pour la probabilité de présence des espèces démersales (3,3% de variabilité expliquée). Il semblerait ainsi que les densités de GO des espèces benthiques augmentent entre 9h30 - 12h00 et 15h00 – 18h30 dans la classe de bathymétrie comprise entre 10 m et 20 m de profondeur (test de Tuckey, $p = 0,046$). Néanmoins cela concerne une classe de bathymétrie avec peu de données (10,4% des traits de chalut avec des densités positives de GO benthiques). Enfin, il semblerait que la probabilité de présence de GO démersaux dans les classes de bathymétrie comprises entre 10 m et 20 m de profondeur diminuerait entre 6h00 et 15h00 pour ensuite être plus importante entre 15h00 et 18h30 (tests de Tuckey, $p < 0,05$).

Pour les métriques spécifiques, le même patron est observé, avec des variables d'échantillonnage significativement non nulles qui diffèrent selon l'espèce considérée, et qui expliquent à chaque fois moins de 2% de la variabilité observée de la métrique (Tableau 2.4b). Néanmoins, on peut noter que l'interaction entre la bathymétrie et la marée est significativement différente de zéro pour six métriques (37,5% des GLMs spécifiques), et expliquent plus de 2% de la variabilité observée pour quatre d'entre elles (les densités positives de GO de *M. merlangus*, de *Pomatoschistus spp.*, de GO de *M. surmuletus* et la probabilité de présence de *B. luteum* ; Tableau 2.4b).

2.2.2 Variabilité spatio-temporelle

Une fois la variabilité résiduelle des modèles prise en compte, c'est l'interaction entre la zone de nourricerie et l'année de la campagne qui explique le mieux la variabilité observée, cette interaction ayant une influence significative sur 80% des métriques fonctionnelles et 93,8% des métriques spécifiques (Tableau 2.4 ; Figure 2.3). Lorsque cette interaction n'est pas significativement différente de zéro (les trois modèles avec plus de 90% de variabilité résiduelle dans les cas des métriques fonctionnelles et le modèle des densités positives de *D. cuneata* dans le cas des métriques spécifiques), il existe au moins un effet zone ou un effet année significatif (Tableau 2.4a et b ; Figure 2.3).

Par ailleurs, la variabilité expliquée par cette interaction varie entre 14,7% (modèle de présence/absence des espèces résidentes estuariennes) et 33,8% (modèle des densités positives des espèces résidentes estuariennes) pour les métriques fonctionnelles et entre 11,3% (modèle de présence/absence de *S. solea*) et 50,9% (modèle des densités positives de *A. laterna*) pour les métriques spécifiques.

L'importance de cette interaction entre zone de nourricerie et année d'échantillonnage, comparativement à ces deux variables prises en compte séparément, indique qu'il existe au moins deux zones de nourriceries dans lesquelles l'évolution temporelle de la communauté ichthyologique est asynchrone. Les GLMs construits ne sont néanmoins pas les meilleurs outils pour comparer de manière précise l'évolution temporelle des nourriceries. En effet, il existe trop de variabilité au sein d'une zone et d'une année d'échantillonnage pour chaque métrique pour que les tests *post hoc* réalisés sur les GLMs puissent identifier précisément les zones avec des communautés ichthyologiques significativement différentes chaque année, mais également pour détecter des variations significatives entre deux années consécutives pour une même zone.

En prenant en compte ces réserves, quelques tendances générales peuvent néanmoins être dégagées des résultats des GLMs.

La zone de nourricerie de la baie de Vilaine semble ainsi présenter des richesses spécifiques plus élevées que les autres zones de nourriceries. Les tests *post hoc* montrent en effet qu'elles sont significativement plus élevées que celles d'au

moins une autre zone de nourricerie pour la majorité des campagnes d'échantillonnage, que cela concerne l'ensemble de la communauté (neuf campagnes sur 13 des campagnes pendant lesquelles la baie de Vilaine et au moins une autre zone ont été échantillonnées, soit 69,2% ; Figure 2.7) les espèces marines migrantes (69,2% des campagnes) ou les espèces benthiques (92,3% des campagnes ; tests de Tuckey, $p < 0,05$). Cela est moins vérifié pour les espèces démersales ou les espèces estuariennes, pour lesquelles les richesses spécifiques semblent être comparables entre zones.

Il convient ici de rappeler que le nombre de traits de chalut effectués en baie de Vilaine est supérieur aux autres zones de nourriceries (en moyenne 43 traits par campagne, pour des moyennes variant entre 18 et 27 traits par campagne pour les autres zones) en raison du suivi historique de cette zone (Desaunay 1981, Delaunay et Brind'Amour 2018) et de sa superficie. Ce biais d'échantillonnage peut avoir un impact sur les richesses spécifiques (Hellmann et Fowler 1999, Brose, Martinez *et al.* 2003) qui pourraient y être surestimées. C'est la raison pour laquelle nous avons ré-estimé les richesses spécifiques de chaque zone en échantillonnant aléatoirement, pour chaque campagne, un nombre de traits équivalent au nombre de traits réalisés dans la zone la moins échantillonnée, et en calculant la richesse spécifique moyenne de chaque zone à partir de ce sous-échantillonnage. Après avoir réalisé cette opération 500 fois, nous n'avons pas observé de différence entre les richesses spécifiques de ce jeu de données simulé et celles du jeu de données observé, ce qui augmente la confiance que nous pouvons avoir dans les résultats des GLMs (Annexe 2).

Ceci tend bien à confirmer que certaines guildes fonctionnelles (espèces marines migratrices, espèces benthiques) et que l'ensemble de la communauté ichthyologique soient plus diversifiées en baie de Vilaine que dans les autres nourriceries.

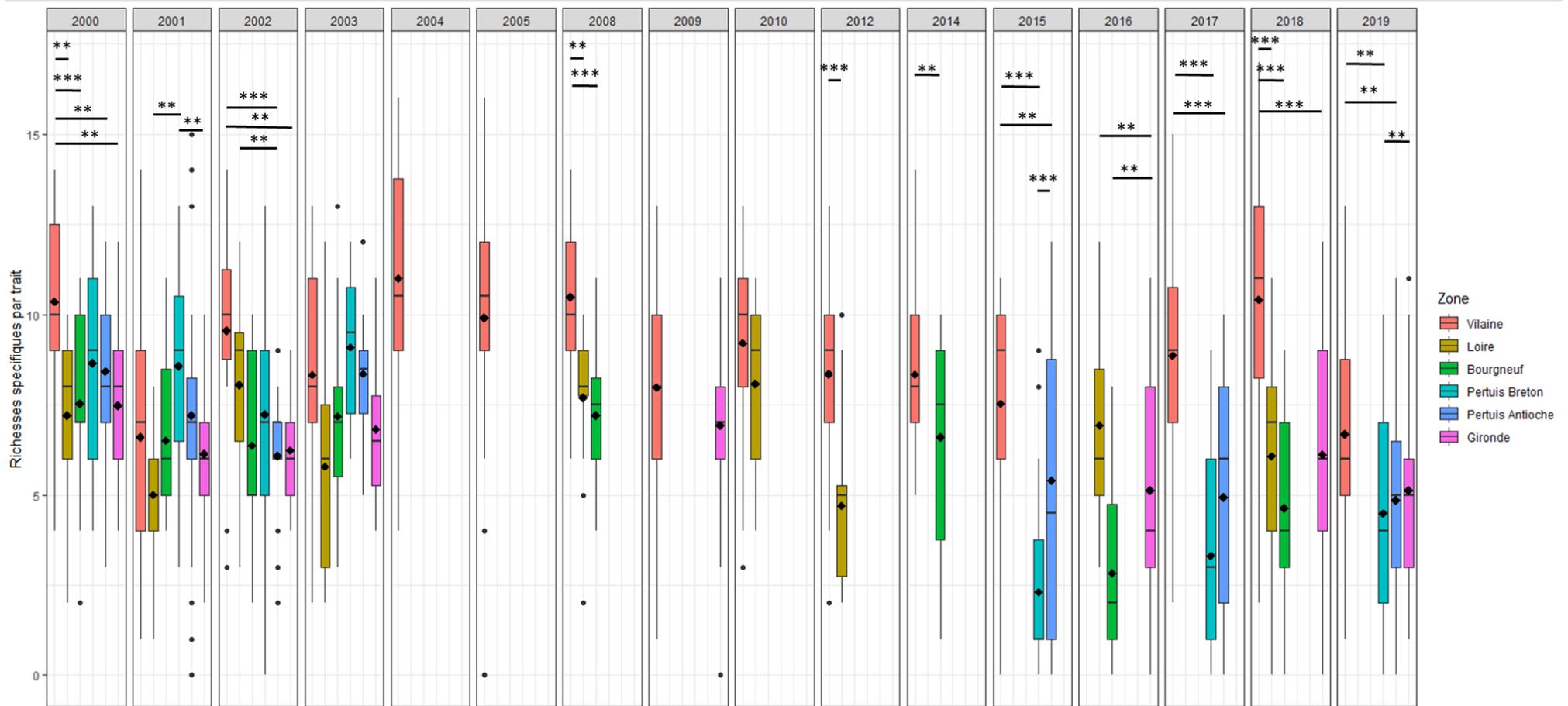


Figure 2.7. Richesses spécifiques par trait de l'ensemble de la communauté ichthyologique. Les losanges noirs représentent les moyennes par zone et par année. Les barres horizontales noires et les étoiles représentent les comparaisons entre zones significativement différentes deux à deux, au sein d'une même campagne (tests de Tuckey ; *** : $p < 0,001$; ** : $p < 0,01$).

2.2.3 Variabilité résiduelle

Le dernier résultat qui ressort des modèles sélectionnés, et notamment pour les métriques fonctionnelles, est que la variabilité résiduelle est importante, avec plus de 60% de la variabilité observée non expliquée (Tableau 2.4a et b ; Figure 2.3). C'est particulièrement le cas pour les modèles binomiaux représentant les données de présence/absence de l'ensemble de la communauté (97,1% de variabilité résiduelle), des G0 des espèces benthiques (93%) et des G0 des espèces marines migratrices (91,6%). Cette forte variabilité résiduelle pour ces trois modèles peut être expliquée par le faible pourcentage de traits de chalut avec aucune capture de poissons (2,8%), avec aucune capture de G0 d'espèces benthiques (13,4%) ou d'espèces marines migratrices (6,3%). Cela peut notamment indiquer que l'échantillonnage est adapté pour la capture des juvéniles de poissons utilisant les zones de nurseries.

La variabilité résiduelle des autres modèles reste également forte, variant entre 63,2% pour le modèle des densités positives des espèces estuariennes résidentes et 76,7% pour la richesse spécifique de ces mêmes espèces (Tableau 2.4a ; Figure 2.3). Cela indique la faible influence des variables du protocole d'échantillonnage sur les métriques sélectionnées. Par ailleurs, cela montre qu'une grande partie de la variabilité observée n'est pas expliquée par les modèles. Ils avaient pour objectif premier de tester l'effet de l'échantillonnage et ne prennent donc pas en compte la variabilité environnementale mais aussi les impacts des pressions anthropiques.

Comme les métriques fonctionnelles, la variabilité résiduelle des modèles construits pour les densités des espèces présentes dans plus de 30% des traits de chalut est élevée, variant de 45,3% pour les densités positives de *A. laterna* à 75,1% pour les probabilités de présence de *S. solea* (Tableau 2.4b ; Figure 2.3). Tout comme les métriques fonctionnelles, ces GLMs pourront être complétés dans un second temps par des variables environnementales et des variables décrivant les activités anthropiques pour tenter de mieux représenter la variabilité observée en terme d'abondance pour chaque espèce.

2.3 Conclusions

Pour résumer, quelques points peuvent être dégagés de ces résultats :

- Les variables d'échantillonnage n'expliquent qu'une faible partie de la variabilité observée (pas plus de 12,5% et en moyenne 3,45%, quelle que soit la métrique considérée). Il semble donc que la stratégie d'échantillonnage standardisée depuis les années 2000 soit adaptée pour étudier la diversité et l'abondance des communautés ichthyologiques utilisant les nurseries du golfe de Gascogne. Il pourrait néanmoins être pertinent d'intégrer dans le développement de l'indicateur la bathymétrie et le substrat, qui expliquent une part non négligeable de la variabilité des métriques considérées.
- La variabilité spatio-temporelle est importante pour chaque métrique, et explique la plus grande part de variabilité observée. Cela confirme que l'indicateur doit être construit pour prendre en compte cette variabilité spatio-temporelle, en le calculant par zone et par année.
- Une grande part de variabilité n'est pas expliquée par les modèles qui n'ont pour objectif de ne tester que l'influence de l'échantillonnage. Les effets des facteurs environnementaux et des pressions anthropiques sur la variabilité des descripteurs utilisés pourront être testés dans un second temps.

3 Construction d'un indicateur poisson multimétrique en milieu meuble côtier

Nous avons pu vérifier en première partie que les campagnes NURSE menées selon un échantillonnage standardisé permettent bien la production de descripteurs des populations ichtyologiques de qualité. Il apparaît également que ces descripteurs varient néanmoins selon la bathymétrie et le substrat. Ils varient également de manière importante entre les différentes zones de nurseries identifiées dans le golfe de Gascogne et entre les années d'échantillonnage. Ces variables seront donc à prendre en compte lors de la production d'indicateurs pour évaluer le BEE de ces zones.

Par ailleurs, les campagnes NURSE sont menées selon une stratégie d'échantillonnage similaire aux campagnes menées dans les eaux de transitions au titre de la DCE. En effet, le même engin de pêche est utilisé (chalut à perche de 3 m d'ouverture avec également un chalut à perche de 1,46 m d'ouverture, plus petit et plus maniable utilisé dans certaines masses d'eau suivies pour la DCE), et les zones d'étude entre les deux types de campagnes se chevauchent fortement (Figure 3.1). En outre, les saisons d'échantillonnage sont similaires, les campagnes NURSE étant menées en automne et les campagnes DCE au printemps et en automne. Enfin, elles sont menées sur des périodes qui se chevauchent, les campagnes NURSE étant menées de manière standardisée depuis les années 2000 et les campagnes DCE étant menées depuis 2005 (Tableau 3.1). Ces similarités se retrouvent sur l'ensemble du territoire métropolitain, et une réflexion est en cours pour rationaliser le plan d'échantillonnage avec l'ensemble des campagnes côtières.

Ces constatations permettent ainsi d'envisager l'application de l'indicateur ELFI sur les données issues des campagnes NURSE.

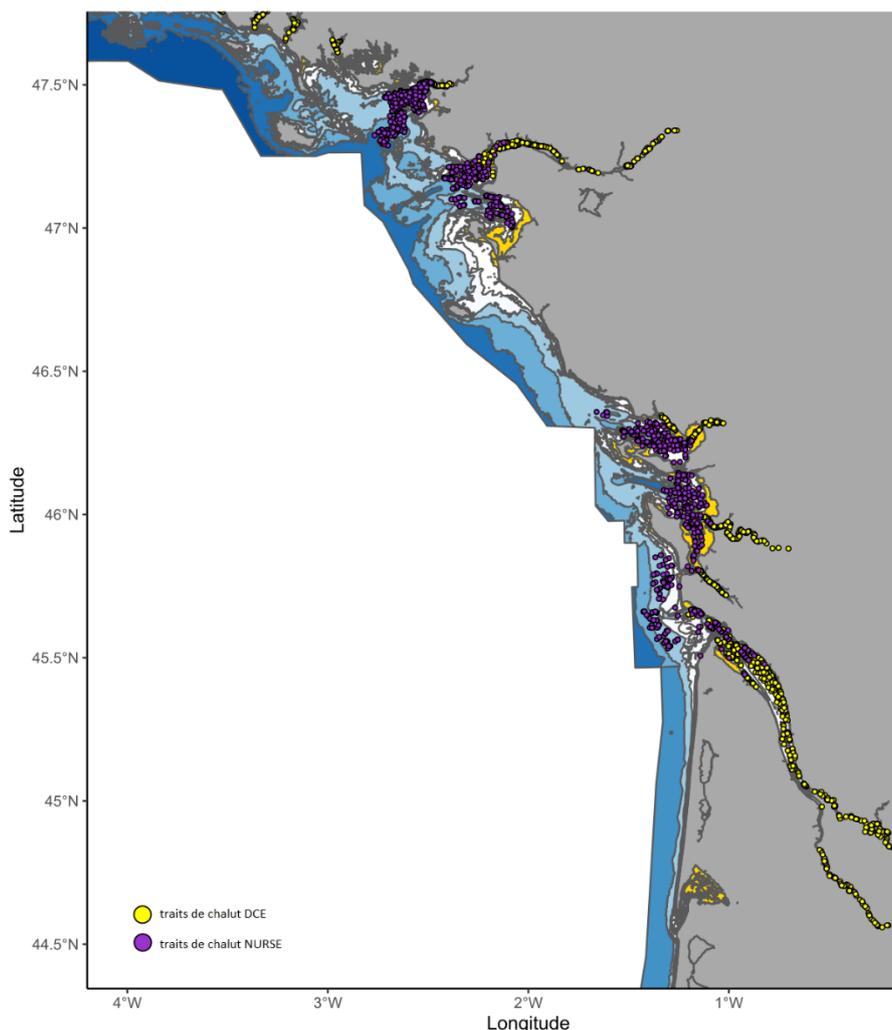


Figure 3.1. Localisation des traits de chalut des campagnes NURSE et DCE dans le golfe de Gascogne depuis 2000.

Tableau 3.1 Années d'échantillonnage des campagnes NURSE et DCE dans les masses d'eaux côtières du golfe de Gascogne depuis 2000. En violet sont représentées les années échantillonnées au titre des campagnes NURSE, en jaune les années échantillonnées au titre des campagnes DCE.

Zone NURSE	Zone DCE	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Vilaine	Vilaine																				
Loire	Loire																				
Bourgneuf																					
Pertuis Breton	Lay - ME																				
	Sèvre Niortaise																				
Pertuis d'Antioche	Estuaire Charente																				
	Estuaire Seudre																				
Gironde	Panache de la Gironde																				
	Gironde aval																				
	Gironde centrale																				
	Gironde amont																				
	Estuaire fluvial Dordogne																				
	Estuaire fluvial Garonne aval																				
	Estuaire fluvial Garonne amont																				

3.1 Application de l'indicateur ELFI sur les données des campagnes NURSE

3.1.1 Présentation de l'indicateur ELFI

Afin de mettre en place un indicateur efficace, il est nécessaire de disposer de points de comparaison entre des masses d'eau impactées par les pressions anthropiques et des masses d'eau à leur état initial, c'est-à-dire avant toutes pressions (appelé « état de référence »). Ces données ne sont souvent pas disponibles, peu de milieux à l'état actuel étant réellement indemnes de pressions anthropiques, et les séries historiques ne remontent souvent pas suffisamment loin pour refléter l'état de référence des milieux.

La méthodologie appliquée pour la construction de l'ELFI a donc reposé sur la modélisation statistique, les états de référence et seuils entre différentes classes de qualité étant définis par des modèles de pressions/impacts (approche DPSIR¹ ; Borja, Galparsoro *et al.* 2006). Cette approche requiert différentes étapes (Figure 3.2) :

- 1- Calcul d'indices de pression basés sur les activités humaines et les pollutions associées afin de décrire les pressions anthropiques affectant les communautés ichthyologiques.
- 2- Sélection de métriques permettant de décrire la structure des communautés ichthyologiques d'après la littérature et/ou avis d'experts.
- 3- Modélisation de l'impact des indices de pressions sur les métriques candidates par GLMs.
- 4- Sélection des métriques répondant de manière significative et facilement interprétable aux pressions.
- 5- Calcul des seuils entre les différents niveaux de pressions pour chaque métrique.
- 6- Sélection des métriques permettant de discriminer facilement les seuils entre niveaux de pressions.
- 7- Attribution de notes (entre 0 et 4) pour chaque métrique en comparant les valeurs calculées à partir des données de campagnes aux valeurs seuil définies à l'étape 5.
- 8- Agrégation des notes obtenues pour chaque métrique pour obtenir une note globale pour chaque masse d'eau.
- 9- Comparaison des notes de l'indicateur multimétrique avec les indices de pressions pour évaluer leur corrélation.

¹ DPSIR : Driving Forces, Pressures, State, Impact, Responses

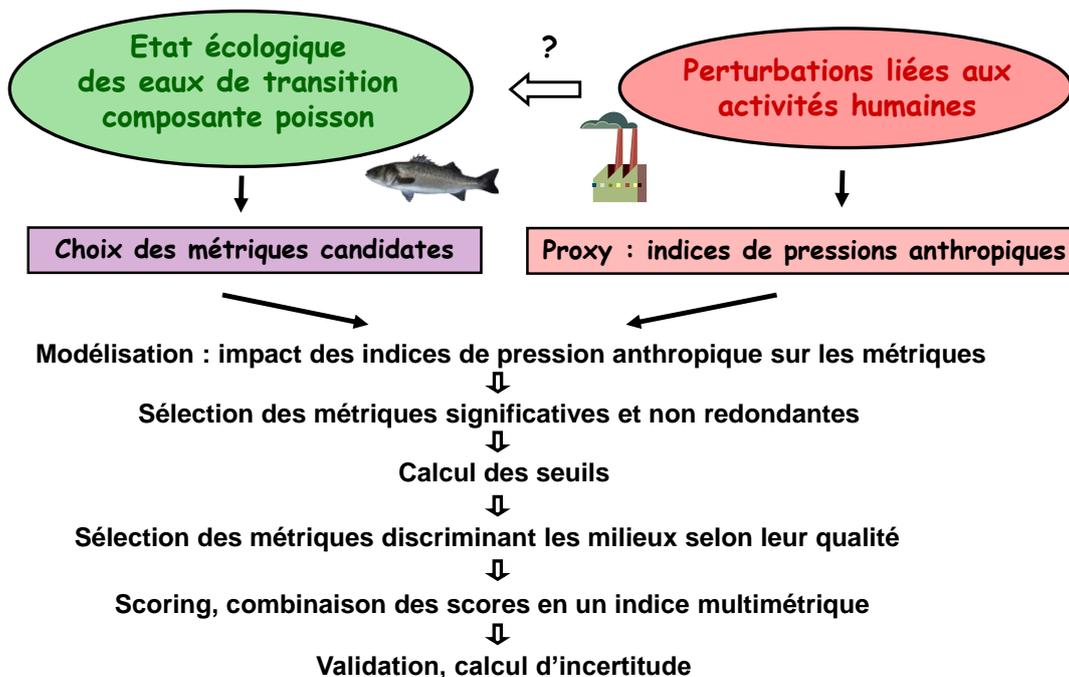


Figure 3.2. Les différentes étapes méthodologiques de la construction de l'indicateur ELFI. Figure tirée d'une présentation de M. Lepage (2017).

Par ailleurs, on sait que la variabilité des peuplements ichthyologiques en milieux estuariens et côtiers dépend certes des pressions anthropiques, mais elle dépend aussi des caractéristiques physiques des milieux considérés. L'échantillonnage peut également induire de la variabilité.

Ainsi, pour l'indicateur ELFI, l'étape de modélisation de l'impact des pressions sur les métriques candidates (étape 3) a reposé sur le découpage de la variabilité des peuplements ichthyologiques en trois parties : la variabilité due à l'échantillonnage, la variabilité due aux caractéristiques physiques des masses d'eau et la variabilité due aux pressions anthropiques² (Figure 3.3 ; Girardin, Lepage *et al.* 2009).

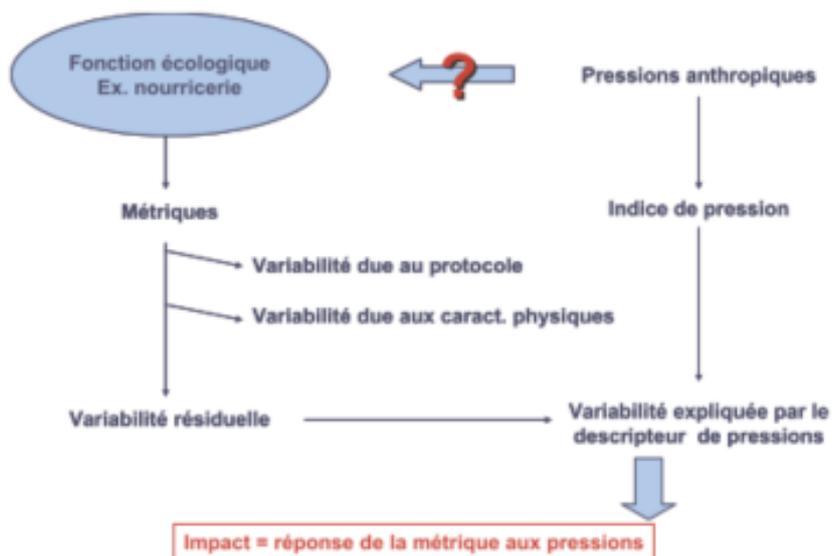


Figure 3.3. Résumé de la démarche de modélisation de l'impact des pressions anthropiques sur les métriques choisies. Figure tirée de Girardin, Lepage *et al.* (2009).

² La variabilité propre à la dynamique des populations n'est pas étudiée dans ce travail.

Dans le cadre de l'ELFI, 13 masses d'eau ont pu être évaluées le long du pourtour du littoral métropolitain (Delpech, Drouineau *et al.* 2010). L'indice de pression (appelé indice HV) est constitué de sept variables pour les estuaires, représentant les différentes pressions s'exerçant en milieu estuarien (barrages, dragages, pêche de plaisance,...). L'état de référence correspond à la valeur minimale de l'indice HV trouvée parmi les 13 masses d'eau évaluées (Delpech, Drouineau *et al.* 2010).

Les variables d'échantillonnage et physiques conservées pour exprimer la variabilité de chaque métrique sont l'écorégion (Atlantique *versus* Manche), la taille de l'estuaire (grand *versus* petit estuaire), la saison d'échantillonnage (printemps *versus* automne) et la zone de salinité (polyhaline, mésohaline ou oligohaline). Les seuils entre différents niveaux de pressions pour chaque métrique sont donc calculés pour chaque combinaison de ces facteurs (Delpech, Drouineau *et al.* 2010).

Les seuils sont ensuite définis à partir des prédictions des modèles construits pour certaines valeurs de l'indice de pression. Ainsi pour distinguer trois classes de qualité, les valeurs prédites des métriques par les GLMs sont calculées pour trois valeurs de pressions : une valeur faible (correspond à la valeur minimale parmi les 13 masses d'eau), une valeur forte (la valeur maximale parmi les 13 masses d'eau) et une valeur intermédiaire (la moyenne de la valeur minimale et la valeur maximale). Les intervalles de confiance (quantiles à 10 et 90 %) autour de ces trois valeurs sont ensuite calculés. Enfin, les seuils sont définis à égale distance entre deux quantiles successifs. Les notes attribuées dépendent du chevauchement de ces seuils (Figure 3.4 ; Delpech, Drouineau *et al.* 2010).

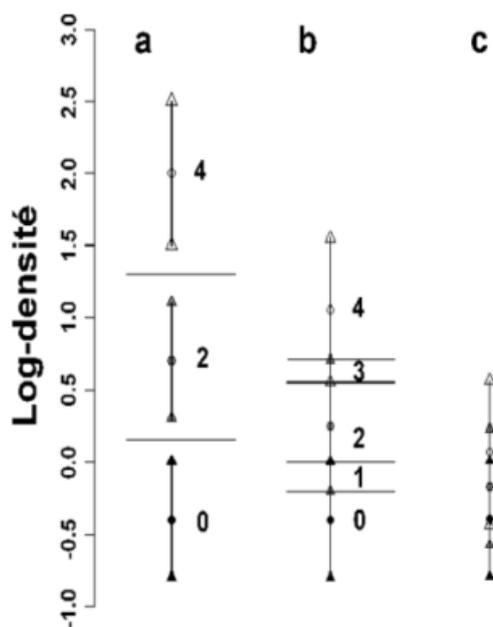


Figure 3.4. Système de notation utilisé pour les métriques. (a) : système en trois classes en l'absence de chevauchement des intervalles de confiance. (b) : système en cinq classes lors de chevauchements limités des intervalles de confiance. (c) : chevauchement trop important, la métrique n'est pas conservée. Figure tirée de Delpech, Drouineau *et al.* (2010).

Les métriques finales faisant partie de l'indicateur ELFI sont au nombre de sept :

- richesse spécifique de la communauté standardisée par la surface du trait de chalut (*rt/lns*)
- densité de la communauté (*dt*)
- densité des juvéniles des espèces marines migratrices (pour les zones polyhalines uniquement ; *dmj*)
- densité des espèces estuariennes résidentes (*der*)
- densité des espèces benthiques (*db*)
- densité des espèces diadromes migratrices (*ddia*)
- densité des espèces d'eau douce (pour les zones oligohalines uniquement ; *dfw*)

Chacune de ces métriques diminue lorsque la pollution augmente. En outre, les densités d'espèces estuariennes résidentes et des espèces d'eau douce diminuent en présence de pressions sur l'habitat (dragages, clapages, ...). Les densités d'espèces diadromes migratrices diminuent également lorsque la connectivité entre l'amont et l'aval est limitée par des obstacles (barrages, écluses,...).

L'indicateur final correspond à la somme des notes des métriques divisée par la note maximale possible, et varie donc entre 0 (Etat Ecologique Mauvais) et 1 (Etat Ecologique Très Bon). Il est calculé par masse d'eau et par année.

Afin de définir les limites entre les cinq classes de qualité demandées par la DCE, une régression linéaire a été réalisée entre l'ELFI et l'indice HV. A partir de l'équation de cette droite, le seuil de Très Bon Etat a été fixé comme correspondant à un indice de pression de zéro, ce qui correspond à une valeur de l'ELFI de 0,91. L'intervalle de valeurs [0 – 0,91] a ensuite été divisé en quatre parties égales pour déterminer les seuils des autres classes de qualité (Delpech, Drouineau *et al.* 2010).

3.1.2 Calcul de l'ELFI pour les données des campagnes NURSE et NOURSEINE

3.1.2.1 Matériel et Méthodes

Les données issues des campagnes NURSE étant similaires à celles issues des campagnes DCE, nous avons donc cherché à calculer l'ELFI à partir de ces données. Néanmoins, malgré leur similarité, quelques différences subsistent. En effet, les campagnes NURSE ne sont pas menées au printemps, et ne concernent que la zone côtière, c'est-à-dire une zone au minimum polyhaline et majoritairement euhaline, contrairement aux données DCE qui couvrent les zones oligohaline, mésohaline et polyhaline (pas de distinction faite entre zones polyhaline et euhaline dans les campagnes DCE, la zone euhaline étant très peu échantillonnée). Par ailleurs, les campagnes côtières vont bien plus au large que les campagnes DCE, avec des traits de chalut réalisés jusqu'à 40 m de profondeur (exemple de l'échantillonnage mené en Loire en automne 2010 ; Figure 3.5).

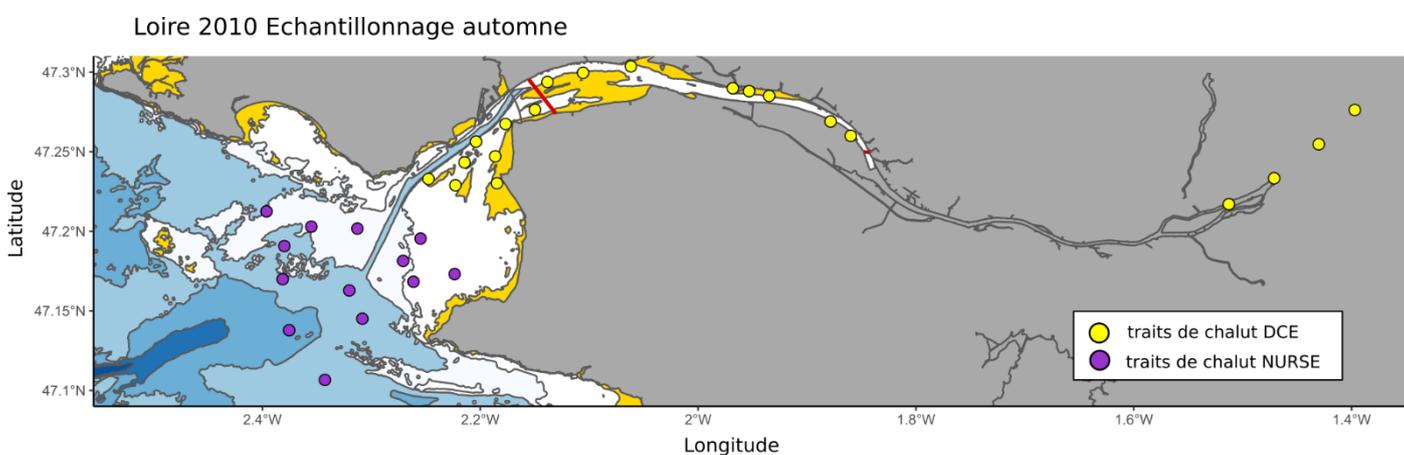


Figure 3.5. Echantillonnage des campagnes NURSE et DCE en Loire en automne 2010. Les traits rouges représentent les limites des zones de salinité. Les isobathes sont représentées en dégradé de bleu et les zones intertidales sont en jaunes.

Ainsi nous avons adapté les données utilisées pour calculer ELFI pour comparer les notes obtenues pour une même masse d'eau une même année d'échantillonnage. Concernant les campagnes DCE, nous avons sélectionné uniquement les données échantillonnées en automne et correspondant à la zone polyhaline. Concernant les campagnes NURSE, nous avons sélectionné les données échantillonnées à moins de 20 m de profondeur dans les six zones de nourriceries : Vilaine, Loire, Bourgneuf, Pertuis Breton, Pertuis d'Antioche et Gironde. Nous avons également pu ajouter les données issues des campagnes NOURSEINE, menées dans l'estuaire de la Seine depuis 1995 (Cariou, Dubroca *et al.* 2020). Les données issues des traits de chalut effectués à moins de 20 m de profondeur pour ces campagnes ont été sélectionnées.

Nous avons ensuite calculé les métriques utilisées dans l'ELFI pour chaque trait de chalut. La métrique *dfw* (densité de poissons d'eau douce) n'a pas été conservée car elle ne concerne que les eaux oligohalines. Une note a ensuite été attribuée pour chaque métrique en fonction des seuils définis pour la DCE, et qui correspondent à des masses d'eau situées en Manche (campagnes NOURSEINE) ou en Atlantique (campagnes NURSE), de petite (Vilaine, Pertuis Breton et Pertuis d'Antioche) ou de grande (Seine, Loire et Gironde) superficie, et échantillonnées en automne dans la zone polyhaline. Ces notes par métrique ont ensuite été agrégées pour obtenir l'ELFI par masse d'eau et par année. Nous pouvons ainsi comparer les notes obtenues pour les masses d'eau échantillonnées les mêmes années au titre des campagnes DCE et au titre des campagnes côtières NURSE ou NOURSEINE, ce qui correspond à 10 points de comparaison (Seine en 2010, 2017 et 2018 ; Vilaine en 2009 et 2010 ; Loire en 2010 et 2016 ; Gironde en 2016 et 2018).

3.1.2.2 Résultats

Lorsqu'on compare les notes obtenues pour l'ELFI en fonction des données issues des campagnes DCE ou des campagnes NURSE ou NOURSEINE, on observe que la notation change d'au moins un niveau de qualité pour tous les points de comparaison sauf un (Loire 2016 ; Figure 3.6a). Pour la majorité des observations, les notes attribuées aux données des campagnes issues de NURSE et NOURSEINE sont supérieures d'une classe de qualité par rapport à celles des campagnes DCE (cinq cas sur 10). Pour les autres observations, on observe une baisse d'une classe de qualité pour la Vilaine, que ce soit en 2009 ou en 2010 (de Très Bon Etat à Bon Etat). On observe également une baisse de trois classes de qualité en Loire en 2012 (de Bon Etat à Mauvais Etat) alors que la Gironde en 2018 est considérée comme en Bon Etat Ecologique avec les données NURSE et en Mauvais Etat Ecologique avec les données DCE (Figure 3.6a).

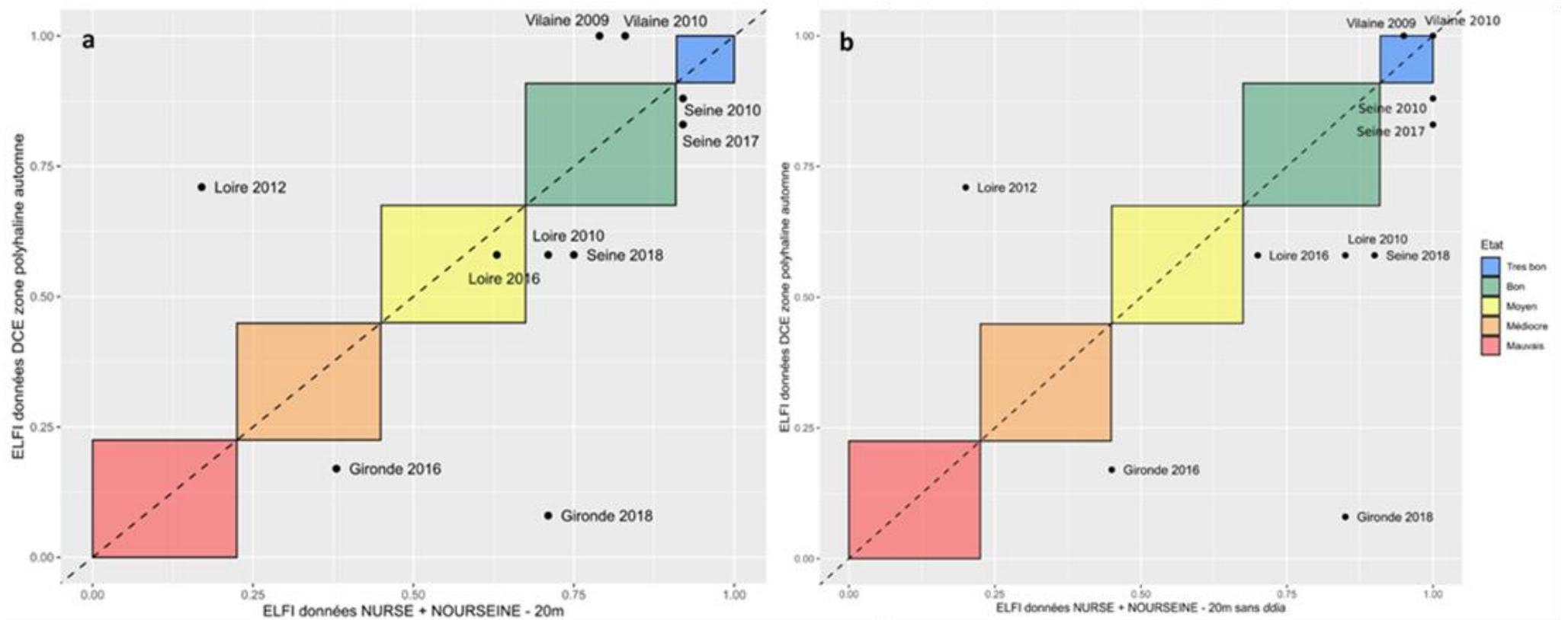


Figure 3.6. Comparaison notation ELFI des masses d'eau selon données des campagnes DCE ou campagnes côtières NURSE ou NOURSEINE. (a) : Notes ELFI et classification des masses d'eau. (b) : Notes ELFI sans la métrique *ddia* et classification des masses d'eau.

Lorsqu'on étudie le détail des notes pour chaque métrique (Figure 3.7), on observe que la métrique *ddia* a toujours une meilleure notation avec les données DCE qu'avec les données des campagnes côtières. Cela peut être expliqué par la mauvaise capturabilité des espèces diadromes migratrices en milieu côtier. Cela peut également expliquer la sous-notation par l'ELFI de la Vilaine lorsqu'il est calculé avec les données NURSE. Au vue de ce résultat, il semble donc pertinent de calculer l'ELFI sans prendre en compte la métrique *ddia* lorsqu'il est calculé à partir des données des campagnes côtières. Les résultats sont présentés dans la Figure 3.6b.

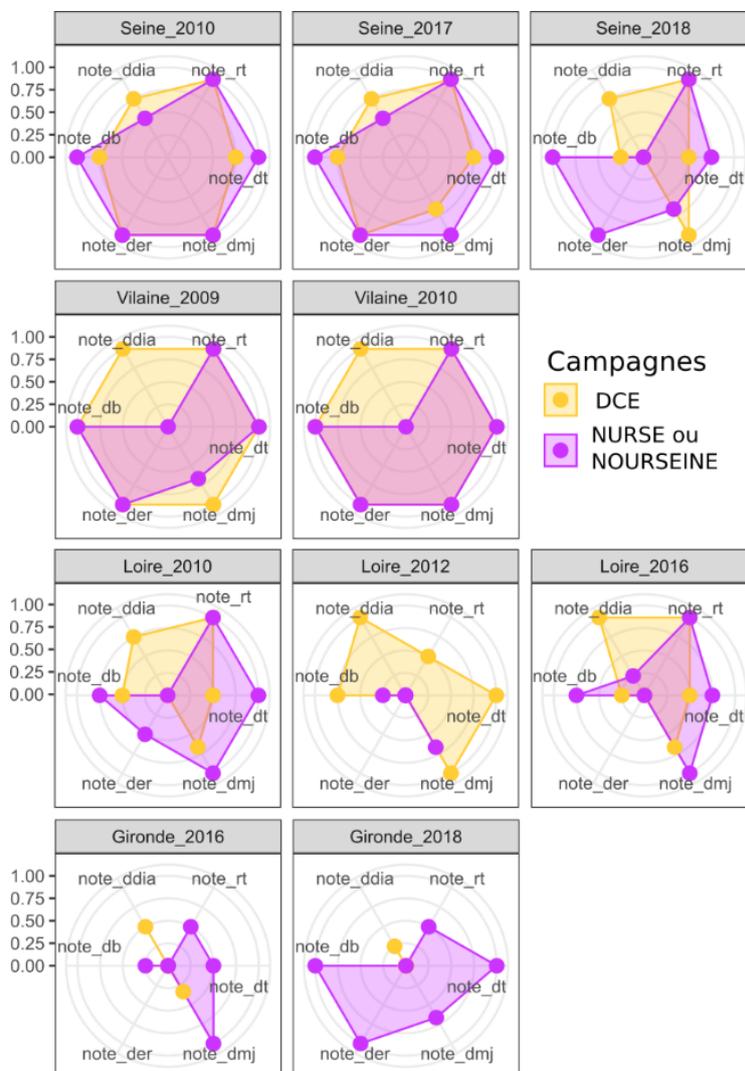


Figure 3.7. Détail des notes pour chaque métrique de l'indicateur ELFI selon données des campagnes DCE ou campagnes côtières NURSE ou NOURSEINE.

Sans la métrique *ddia*, on observe que la notation attribuée à la Vilaine devient similaire entre les données DCE et les données NURSE (Figure 3.6b). En revanche, la Loire en 2016 augmente d'une classe de qualité lorsque l'ELFI est calculé avec les données NURSE (d'Etat Moyen à Bon Etat ; Figure 3. 6b). Pour les autres points de comparaison, même si les notes changent légèrement cela n'affecte pas les classes de qualité attribuées. Il semble donc pertinent de garder cette correction lorsque l'ELFI est calculé à partir des données côtières.

Il est difficile d'expliquer les cas de sur-notations des masses d'eau lorsque l'ELFI est calculé avec les données des campagnes NURSE et NOURSEINE une fois la correction faite sur la métrique *ddia*. En effet, il semble que les différences de notations entre métriques varient selon les masses d'eau et sont réparties entre l'ensemble des métriques restantes (Figure 3.7).

3.1.2.3 Conclusions

Dans la majorité des cas, les classes de notation attribuée par l'ELFI ne changent que d'une classe (cinq cas sur 10) selon les données utilisées. On observe également que les notations attribuées avec les données issues des campagnes

côtières sont surestimées par rapport à celles calculées avec les données des campagnes DCE (sept cas sur 10). Ce résultat est observé même si l'indicateur est légèrement modifié pour être plus adapté aux données issues des campagnes côtières.

Au vu de ces résultats, il a été jugé opportun de développer un nouvel indicateur qui serait plus adapté aux zones côtières. En effet, nous avons constaté dans le premier chapitre que la bathymétrie et le substrat expliquaient une part de variabilité non négligeable dans ces milieux, et il pourrait être pertinent de calculer les seuils de notation des métriques en fonction de ces facteurs. Par ailleurs, l'indicateur ELFI est calculé à partir des données de pressions disponibles en estuaires. Ces données ne reflètent pas forcément les pressions existant en zone côtière et il pourrait donc être intéressant d'utiliser de nouveaux indices de pressions pour calculer les seuils. Enfin, même si les métriques de l'ELFI utilisées en zone polyhaline semblent convenir aux peuplements côtiers (excepté *ddia*), il pourrait être pertinent d'ajouter de nouvelles métriques caractéristiques de ces communautés.

3.2 Développement d'un nouvel indicateur en zone côtière

3.2.1 Matériel et Méthodes

La méthodologie générale de développement de l'indicateur côtier, appelé ELFI-C, a suivi les mêmes étapes que la méthodologie utilisée pour construire l'indicateur ELFI (Figure 3.2). Dans le cadre de ce rapport, les analyses se sont focalisées sur la façade Atlantique et les nourriceries du golfe de Gascogne déjà évoquées. En effet, des données de pressions sont déjà disponibles pour ces zones (cf. 3.2.1.2), ce qui n'est pas toujours le cas pour d'autres façades.

3.2.1.1 Sélection de métriques candidates

Afin de proposer de nouvelles métriques décrivant la structure et le fonctionnement des peuplements ichthyologiques en milieu côtier, deux ateliers de travail ont eu lieu les 17 mars et 16 avril 2021. Ces ateliers ont regroupé sept participants² ayant une expertise dans les communautés ichthyologiques présentes dans les eaux côtières métropolitaines (notamment une personne ayant participé au développement de l'ELFI). Ils ont permis d'identifier 14 métriques candidates décrivant les peuplements ichthyologiques côtiers et potentiellement sensibles à des pressions anthropiques côtières (Tableau 3.2 et Annexe 3). Nous avons ajouté à ces métriques les métriques d'ELFI qui n'ont pas été sélectionnées par le groupe d'experts (*i.e. rtlns, dt et dmj*), montant à 17 le nombre de métriques candidates.

² Anne-Laure Barillé (Bio-Littoral) ; Anik Brind'Amour (Ifremer-EMH) ; Damien Delaunay (Ifremer-VIGIES) ; Hervé Le Bris (Agrocampus Ouest-ESE) ; Mario Lepage (INRAE) ; Sandrine Vaz (Ifremer-LHM) ; Camille Vogel (Ifremer-LRHPB)

Tableau 3.2. Métriques candidates et leurs réponses attendues face à l'augmentation de certaines pressions d'après l'avis d'experts scientifiques.

Métrique	Abréviation	Pressions associées	Réponse attendue lorsque la pression augmente
1. richesse spécifique des juvéniles de la communauté	<i>rjlns</i>	perte d'habitat, pollution	diminution
2. richesse spécifique des espèces marines	<i>rmlns</i>	perte d'habitat, pollution, extraction d'individus	diminution
3. richesse spécifique des espèces estuariennes résidentes	<i>rerlns</i>	perte d'habitat	diminution
4. indice d'équitabilité de la communauté	<i>j</i>	extraction d'individus	diminution
5. indice d'équitabilité des espèces marines	<i>jm</i>	extraction d'individus	diminution
6. indice d'équitabilité des espèces estuariennes résidentes	<i>jer</i>	perte d'habitat	diminution
7. densité des juvéniles	<i>dj</i>	extraction d'individus, pollution	diminution
8. densité des espèces marines	<i>dm</i>	extraction d'individus, pollution	diminution
9. densités des espèces estuariennes résidentes	<i>der</i>	perte d'habitat	diminution
10. densité des espèces benthiques	<i>db</i>	perte d'habitat	diminution
11. densité des poissons plats	<i>dpp</i>	perte d'habitat	diminution
12. densité des espèces longévives migrantes marines	<i>dlong</i>	extraction d'individus	diminution
13. pourcentage d'espèces piscivores	<i>pesp_pisc</i>	perte d'habitat	diminution
14. percentile 90 des tailles des G0 des espèces longévives migrantes marines	<i>per90longG0m</i>	perte d'habitat, extraction d'individus	diminution

3.2.1.2 Les indices de pressions NOURPRESS

Différents indices de pressions anthropiques ont été calculés dans les nourriceries du golfe de Gascogne par l'IFREMER, et sont rassemblés dans la base de données NOURPRESS (Mora 2018). Ce jeu de données contient cinq indices de pressions anthropiques : l'extraction de granulats (*gran*), la présence d'une espèce invasive, la crépidule *Crepidula fornicata* (*crepi*), le clapage (*clap*), la pêche (décomposée en deux indices, un indice concernant les engins trainants, *ptrain*, et un autre concernant les engins dormants, *pdorm*) et la contamination chimique (décomposée également en deux indices, un indice de contamination par les métaux lourds, *mtx*, et un indice de contamination organique, *orga*). Ces pressions ont été sélectionnées car elles ont un impact important sur les milieux côtiers et en fonction de la disponibilité des données pour les calculer (Mora 2018).

Par ailleurs, ces indices sont des indices spatiaux uniquement, l'année 2014 servant d'année de référence pour la collecte (ou l'intégration temporelle) des données (Mora 2018). A partir des données collectées, une grille de 1,5 x 1,5 milles nautiques couvrant les six nourriceries du golfe de Gascogne (Vilaine, Loire, Bourgneuf, Pertuis Breton, Pertuis d'Antioche et Gironde) a été compilée. Cette grille délimite les unités spatiales pour lesquelles les pressions ont été calculées, et les agrègent dans un indicateur de pression multimétrique *anthrotot* (Mora 2018). En outre, les valeurs de pressions calculées pour chaque unité spatiale ont également été agrégées pour calculer un indice global par pression à l'échelle de chaque zone de nourricerie (Figure 3.8).

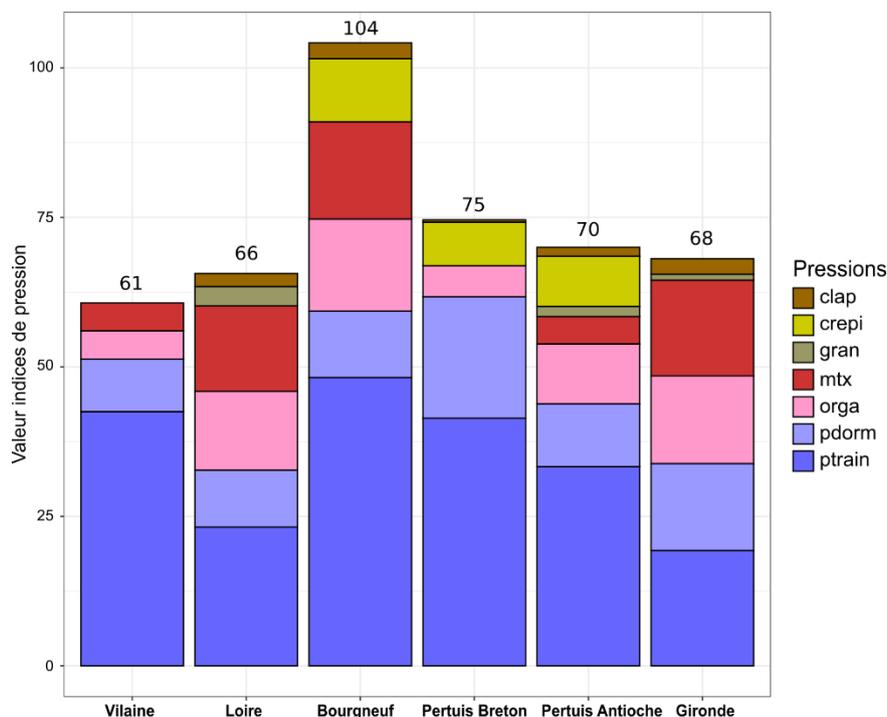


Figure 3.8. Valeurs des indices de pressions agrégés pour chaque zone de nurseries du golfe de Gascogne. Les chiffres correspondent aux valeurs de l'indicateur multimétrique *anthrotot*

On observe que l'indice de pression multimétrique le plus important est obtenu pour la baie de Bourgneuf (*anthrotot* = 104) tandis que la Vilaine est la zone de nurseries la moins impactée par des pressions anthropiques (*anthrotot* = 61). Par ailleurs, la présence de crépidules n'est notée que dans les trois baies étudiées, la baie de Bourgneuf et les Pertuis Breton et d'Antioche (Figure 3.8). Enfin, on peut également observer que la baie de Bourgneuf n'est pas impactée par la pollution due aux extractions de granulats (Figure 3.8).

3.2.1.3 Modélisation des métriques

Toutes les métriques ont été calculées à l'échelle du trait de chalut. Les modèles ont été générés à l'aide du logiciel *R* et d'une méthodologie similaire à celle utilisée dans la première partie du rapport.

La loi de distribution choisie pour chaque modèle dépend de la distribution des différentes métriques, représentée à l'aide de rootogrammes suspendus et grâce au package *MESS* (Ekstrom 2020). Par ailleurs, la distribution des résidus a également été représentée graphiquement à l'aide du package *DHARMA* (Hartig 2020) afin de choisir le meilleur modèle s'ajustant aux données.

Concernant les richesses spécifiques (*rtlns*, *rjlns*, *rmlns* et *rerlns*), une normalisation en les divisant par le logarithme de la surface du trait de chalut a d'abord été réalisée. Puis, un modèle avec une loi normale a été utilisé, tout comme pour les métriques *j*, *jm*, *jer*, *pesp_pisc* et *per90longG0m*.

Concernant les densités, contrairement aux métriques de densités étudiées en première partie, nous n'avons pas utilisé de modèle Delta systématiquement. En effet, Delpech, Drouineau *et al.* (2010) ont montré que lorsque le pourcentage des valeurs nulles est faible (pas plus de 20% dans leur cas), le ratio entre données de présence et données d'absence est trop déséquilibré pour que les modèles binomiaux de présence-absence soient bien adaptés. Ainsi, les auteurs ont retenu que dans ces cas, une modélisation gaussienne sur les données log-transformées ($\ln(x+1)$) était la meilleure option, même si la distribution des résidus n'est pas totalement homogène en raison de la présence de valeurs nulles. C'est le cas des métriques *dt*, *dj*, *dm*, *dmj*, *der*, *db* et *dpp* avec de 1,2% à 17,8% de données d'absence. Lorsque le pourcentage de valeurs nulles est un peu plus fort (métrique *dlong* ; 30,1% de valeurs nulles), les valeurs de densités peuvent être multipliées par 10 avant d'être log-transformées ($\ln(10*x+1)$). Cela permet d'atténuer la distribution hétérogène des résidus et de limiter la surestimation des fortes valeurs (Delpech, Drouineau *et al.* 2010).

Chaque métrique a ensuite été exprimée en fonction des variables d'échantillonnage, des variables physiques et des variables de pressions choisies.

3.2.1.4 Variables d'échantillonnage et physiques incluses dans les modèles

Comme vu en première partie, la bathymétrie et le substrat jouent des rôles importants dans la variabilité des communautés ichthyologiques. Ces variables ont donc été conservées dans les GLMs sous forme de facteurs (bathymétrie, cinq niveaux : 0-5 m, 5-10 m, 10-20 m et 20-30 m ; substrat, trois niveaux : cailloutis-roche, sables, vases). Les traits de chaluts réalisés à plus de 30 m de profondeur n'ont pas été conservés pour cette analyse car ils sont très peu nombreux (2 % des traits réalisés).

Par ailleurs, il a été montré dans la section précédente que l'année d'échantillonnage jouait également un rôle important. Néanmoins, calculer des seuils pour chaque année ne semble pas pertinent car il faudrait alors réaliser cette étape à chaque nouvelle année d'échantillonnage et parce que les communautés ichthyologiques sont naturellement très variables inter-annuellement. Aussi, cela découpe également fortement le jeu de données et augmente la probabilité d'avoir des combinaisons de facteurs pour lesquels aucun trait de chalut n'a été réalisé. Nous avons donc décidé d'inclure la variabilité temporelle sous forme d'un facteur découpant la série temporelle en deux périodes de durées environ égales, de 2000 à 2011 et de 2012 à 2019. Ces deux périodes correspondent au découpage des cycles de la DCSMM, qui requière une évaluation pour la période 2012-2018.

Enfin, même si la zone de nourricerie influe également de manière importante sur la structure des peuplements de poissons côtiers, nous avons choisi de ne pas inclure ce facteur pour le calcul des seuils. En effet, cela rendrait l'indicateur final difficilement applicable à d'autres masses d'eaux côtières. Nous avons fait des tests préalables en incluant des variables région (un niveau nord incluant les zones Vilaine, Loire et Bourgneuf et un niveau sud incluant les Pertuis Breton et d'Antioche ainsi que la Gironde) et/ou morphologie (un niveau estuaire incluant la Vilaine, la Loire et la Gironde et un niveau baie ouverte incluant la baie de Bourgneuf et les Pertuis Breton et d'Antioche). Néanmoins, ces variables n'augmentaient pas sensiblement la variabilité expliquée par les modèles et nous avons donc choisi de ne pas les inclure.

Chaque modèle s'écrit donc de la forme suivante :

$$\text{Métrique} \approx \text{Période} + \text{Bathymétrie} + \text{Substrat} + \text{indices de pression}$$

Pour chaque combinaison de facteurs, le nombre de traits de chalut par zone varie de zéro à 88 (Tableau 3.3).

Tableau 3.3. Nombre de traits de chalut par nourricerie en fonction de la période, de la bathymétrie et du substrat.
CR : Cailloutis-Roche ; S : Sables ; V : Vases.

	2000-2011										2012-2019															
	0-5m			5-10m			10-20m			20-30m			Σ	0-5m			5-10m			10-20m			20-30m			Σ
	CR	S	V	CR	S	V	CR	S	V	CR	S	V		CR	S	V	CR	S	V	CR	S	V	CR	S	V	
Vilaine	2	3	85	13	13	81	6		88	5	8	43	347	1	4	55	8	15	56	5		84	4	5	45	282
Loire	7	9	1	7	16	28	11	31	8		1	6	125	4	17	10	8	13	11	6	14	3			3	89
Bourgneuf	4	2	2	5	20	4	3	2	31		6		79	3		1	2	16	5	1		29	2	2		61
Pertuis Breton		2	8		4	18	3	4	16			8	63		21	29		16	10		7	13	1	2		99
Pertuis d'Antioche			2	1	2	30	1	5	22			5	68	10	19	33	2	4	18	1	1	16			3	107
Gironde		5			13	3		85	5		18		129		7	2		11	4		59		4			87

3.2.1.5 Indices de pressions inclus dans les modèles

Pour chaque métrique poisson, deux modèles ont été utilisés. Un premier a été réalisé avec les indices de pressions que le groupe d'experts a identifiés comme étant susceptibles d'impacter la métrique considérée. Si une ou plusieurs pressions étaient significatives, facilement interprétables, et permettaient de distinguer facilement des seuils de pressions, alors ce modèle a été conservé. Dans le cas contraire, un second modèle a été réalisé en incluant

uniquement l'indicateur pression multimétrique *anthrotot*. Dans ce cas, c'est ce dernier modèle qui a été utilisé pour calculer les seuils de notations pour la métrique.

Ainsi, les deux types de modèles peuvent s'écrire :

$$(1) : \text{Métrique} \approx \text{Période} + \text{Bathymétrie} + \text{Substrat} + \text{pression}_1 + \dots + \text{pression}_n$$

$$(2) : \text{Métrique} \approx \text{Période} + \text{Bathymétrie} + \text{Substrat} + \text{anthrotot}$$

avec, dans l'équation (1), les variables *pression_j* pouvant prendre les valeurs : *gran*, *crepi*, *clap*, *ptrain*, *pdorm*, *mtx* et *orga*.

3.2.1.6 Sélection des métriques et calcul des seuils

Les modèles complets ont été générés (i.e. avec toutes les variables) pour chaque métrique et pour les deux types d'indices de pressions (spécifiques ou total), et le meilleur modèle expliquant la variabilité de la métrique considérée a été identifié à l'aide du package *MuMIn* (Barton 2009). Ensuite, la significativité des variables conservées dans le meilleur modèle a été calculée (tests du Chi²). L'effet (positif ou négatif) des indices de pressions conservés a été déterminé grâce aux signes des coefficients correspondants. Si un indice de pression inclus dans le meilleur modèle était significatif et que son coefficient indiquait une réponse attendue de la métrique à la pression, alors les seuils de notation de la métrique ont été calculés.

Les seuils ont été définis grâce aux prédictions des modèles choisis pour trois niveaux de pression : une valeur minimale, une valeur intermédiaire, et une valeur maximale. La valeur minimale correspond à la valeur minimale de l'indice de pression considéré parmi les valeurs estimées pour les six nourriceries du golfe de Gascogne moins une extrapolation de 10% de la gamme de valeurs disponibles. La valeur maximale correspond à la valeur maximale de l'indice de pression considéré plus une extrapolation de 10% de la gamme de valeurs disponibles. En effet, parmi les zones étudiées, il est peu probable d'avoir une zone de nourricerie caractéristique du Très Bon Etat et de la même manière, il est nécessaire de pouvoir distinguer une baisse de qualité des zones les plus anthropisées (Delpech, Courrat *et al.* 2010). La valeur de pression intermédiaire a été calculée en faisant la moyenne des valeurs extrapolées.

Seuls des modèles gaussiens ont été utilisés. Les intervalles de confiance autour des valeurs prédites pour chaque niveau de pression ont donc été définis en calculant les quantiles à 10% et 90% de la loi normale de moyenne égale à la valeur prédite et d'écart-type égal à l'erreur standard qui lui est associée. Les seuils ont été définis à égale distance entre deux quantiles successifs (revoir Figure 3.4). Ils ont été calculés pour chaque métrique avec un arrondi à deux chiffres significatifs.

3.2.1.7 Notation des métriques

A partir du jeu de données complet, on a donc calculé pour chaque métrique sa moyenne par classe de bathymétrie et par type de substrat pour chaque zone et chaque année. Cela a été effectué en prenant en compte les éventuelles transformations logarithmiques des valeurs. Cette valeur a ensuite été comparée aux seuils prédéfinis pour lui associer une notation.

La notation a été faite comme pour l'ELFI (Figure 3.4) :

- Une note de 0 a été attribuée si la valeur était sous le premier seuil défini par la valeur prédite en supposant une pression maximale.
- Une note de 1 a été attribuée s'il y avait chevauchement des seuils, et si la valeur se situait dans la gamme de chevauchement des valeurs prédites pour des pressions maximales et intermédiaires
- Une note de 2 a été attribuée pour deux cas différents : s'il y avait chevauchement des seuils et que la valeur se situait entre les zones de chevauchement ; s'il n'y avait pas de chevauchement et que la valeur était entre les deux seuils calculés entre les trois niveaux de pressions.
- Une note de 3 a été attribuée s'il y avait chevauchement des seuils, et si la valeur se situait dans la gamme de chevauchement des valeurs prédites pour des pressions intermédiaires et minimales.

- Une note de 4 a été attribuée pour deux cas différents : s'il y avait chevauchement des seuils et que la valeur se situait au-dessus des zones de chevauchement ; s'il n'y avait pas de chevauchement et que la valeur était au-dessus du seuil calculé pour une pression minimale.

Les notes obtenues par classes de bathymétrie et type de substrat ont ensuite été sommées et divisées par la note maximale possible (4 x nombre de notes sommées) pour obtenir une valeur par métrique, par zone et par année. Ces notes par métrique ont ensuite été moyennées pour avoir la note de l'indicateur final ELFI-C pour chaque zone de nourricerie. Pour faciliter la lecture des résultats et la comparaison avec l'ELFI, la classification des zones en classes de qualité (Mauvais, Médiocre, Moyen, Bon et Très Bon Etat) a été faite selon les seuils calculés pour l'ELFI.

3.2.2 Résultats

3.2.2.1 Sélection des métriques

Les modèles construits pour chaque métrique sont détaillés dans le Tableau 3.4. Pour la majorité des modèles, les variables d'échantillonnage ou physiques (période, bathymétrie et substrat) expliquent une part significative de la variabilité des métriques et sont donc conservées pour le calcul des seuils. La variabilité expliquée par les modèles varie entre 6% et 44% de la variabilité totale des métriques. Une grande part de variabilité reste donc inexpliquée.

Parmi les 17 métriques candidates, 14 présentent une part significative de leur variabilité expliquée par un ou plusieurs indices de pressions (Tableau 3.4). Parmi ces 14 métriques, 12 présentent des coefficients de régression négatifs pour les indices de pressions significatifs, et donc répondent de manière attendue aux pressions testées (Tableau 3.2 et Tableau 3.4). Enfin, pour 12 de ces métriques, au moins un des modèles construits (avec indices de pressions spécifiques ou indice de pression total) permet le calcul de seuils discriminants entre trois niveaux de pressions (Tableau 3.4).

Ainsi, la métrique *der* diminue significativement lorsque l'indice *clap* augmente. Des relations similaires ont été observées pour la métrique *db* et les indices de pressions *gran* et *crepi*, ainsi que pour la métrique *dpp* et les indices de pressions *clap* et *crepi*. Il est à noter que ces deux métriques sont représentées par des espèces en commun. Les autres métriques conservées (*i.e.*, *rtlms*, *rjlms*, *rmlms*, *j*, *jm*, *dt*, *dm* et *per90longG0m*) diminuent significativement lorsque l'indice de pression total *anthrotot* augmente (Tableau 3.4).

Par ailleurs, les métriques *rtlms* et *rmlms*, ainsi que les métriques *dt* et *dm*, sont significativement corrélées à plus de 90% (tests de corrélation de Pearson, $r = 0,97$ et $r = 0,92$, respectivement). Ce résultat pouvait être attendu étant donné que la majorité des espèces capturées au cours des campagnes côtières sont des espèces marines. Une seule des deux métriques corrélées a donc été conservée, respectivement *rmlms* et *dm*, étant plus spécifiques aux campagnes côtières.

Par conséquent, neuf métriques ont été utilisées pour calculer l'indicateur ELFI-C : *rjlms*, *rmlms*, *j*, *jm*, *dm*, *der*, *db*, *dpp* et *per90longG0m*. Pour chacune de ces métriques, les seuils entre les différents niveaux de pressions ont été calculés en fonction de la période d'échantillonnage, de la bathymétrie et du substrat.

Tableau 3.4. Résumé des modèles construits pour chaque métrique candidate. Les valeurs correspondent aux pourcentages de variabilité expliquée par chaque variable ou indice de pression. *, **, *** : variables et indices de pressions significatifs aux seuils 0,05, 0,01 et 0,001, respectivement ; (-) : variable ou indice de pression mis dans le modèle complet mais non sélectionné dans le modèle final ; (neg) : coefficient de l'indice de pression négatif ; (pos) : coefficient de l'indice de pression positif ; (O) : les seuils calculés se chevauchent ; (N) : les seuils calculés ne se chevauchent pas. En vert sont surlignées les métriques pouvant être conservées pour la construction de l'indicateur final avant analyse de corrélation. † : métriques finales sélectionnées pour le calcul de l'indicateur.

Métrique	Modèle	R ²	variables					Indices de pressions					Chevauchement seuils		
			Période	Bathymétrie	Substrat	anthrotot	clap	gran	mtx	orga	crepi	ptrain		pdorm	
<i>rtlns</i>	gaussien	0.44	5.7 ***	4.5 ***	1.8 ***										
	gaussien	0.37	5.9 ***	4.4 ***	6.4 ***	4.7 *** (neg)	5.4 *** (neg)	0.8 *** (pos)		4.4 *** (pos)					
<i>rlns</i> †	gaussien	0.15	(-)	2.9 ***	1.7 ***										N
	gaussien	0.11	(-)	3.7 ***	4.0 ***	2.1 *** (neg)									N
<i>rmlns</i> †	gaussien	0.42	4.7 ***	5.1 ***	5.1 ***	5.2 *** (neg)									N
<i>rerlns</i>	gaussien	0.10	3.4 ***	0.7 *	2.5 ***										O
	gaussien	0.09	3.6 ***	(-)	4.6 ***	0.3 * (neg)									O
<i>j</i> †	gaussien														
	gaussien	0.04	1.3 ***	0.9 **	0.7 **	0.9 *** (neg)									N
<i>jm</i> †	gaussien														
	gaussien	0.06	3.8 ***	(-)	0.8 **	1.6 *** (neg)									N
<i>jer</i>	gaussien	0.42	(-)	1.7 *	(-)										
	gaussien	0.27	(-)	(-)	0.8 NS	11.2 *** (pos)	4.9 *** (pos)	4.1 *** (pos)							
<i>dt</i>	gaussien log(x + 1)	0.24	7.4 ***	6.3 ***	5.2 ***	2.5 *** (neg)									N
<i>dj</i>	gaussien log(x + 1)	0.15	1.3 ***	2.5 ***	3.3 ***										
	gaussien log(x + 1)	0.10	2.0 ***	3.9 ***	3.3 ***	(-)									
<i>dmj</i>	gaussien log(x + 1)	0.11	2.1 ***	4.1 ***	3.7 ***	(-)									
<i>dm</i> †	gaussien log(x + 1)	0.26	9.7 ***	6.9 ***	5.0 ***	1.1 *** (neg)									N
<i>der</i> †	gaussien log(x + 1)	0.20	1.4 ***	4.4 ***	1.2 ***										N
	gaussien log(x + 1)	0.21	1.0 ***	3.1 ***	5.6 ***	8.4 *** (neg)	8.1 *** (neg)	(-)							N
<i>db</i> †	gaussien log(x + 1)	0.32	5.5 ***	2.1 ***	5.2 ***										N
	gaussien log(x + 1)	0.23	6.3 ***	3.5 ***	6.4 ***	4.3 *** (neg)	(-)	4.4 *** (neg)					9.5 *** (neg)		N
<i>dpp</i> †	gaussien log(x + 1)	0.28	5.3 ***	3.3 ***	4.0 ***										N
	gaussien log(x + 1)	0.25	5.3 ***	3.1 ***	7.7 ***	5.4 *** (neg)	2.4 *** (neg)	(-)					3.6 *** (neg)		N
<i>dlong</i>	gaussien log(10*x + 1)	0.17	9.2 ***	5.6 ***	0.6 **	(-)									
<i>pesp_pisc</i>	gaussien	0.06	0.7 **	5.2 ***	0.7 **										
	gaussien	0.06	0.7 **	5.2 ***	0.7 **	(-)									
<i>per90longG0m</i> †	gaussien	0.21	5.8 ***	13.0 ***											
	gaussien	0.20	5.8 ***	12.2 ***	(-)	1.2 *** (neg)	2.2 *** (neg)	1.3 *** (pos)							N

3.2.2.2 Notes de l'indicateur multimétrique ELFI-C à partir des données NURSE

A partir des données des campagnes NURSE et des seuils définis, les notes ont donc été attribuées pour chaque métrique pour chaque combinaison de variables d'échantillonnage et physiques. Ces notes ont ensuite été agrégées pour calculer l'indicateur multimétrique final ELFI-C, par zone de nourricerie et par année (Figure 3.9).

Les notes de l'ELFI-C ainsi obtenues varient entre 0,08 (Bourgneuf en 2016) et 0,93 (baie de Vilaine en 2000 et 2010 ; Figure 3.9). Si on analyse l'évolution temporelle des notes attribuées, on constate une notation relativement constante de la baie de Vilaine, qui reste majoritairement en Bon Etat sur la série temporelle (Figure 3.9). Par ailleurs pour les années avec échantillonnage de toutes les zones (période 2000-2003), les notes sont toujours supérieures en baie de Vilaine par rapport aux autres nourriceries. Il n'y a pas de véritable distinction entre les autres nourriceries, pour lesquelles la notation oscille entre Etat Moyen et Bon Etat sur cette période. Les notes les plus basses (Etat Médiocre ou Mauvais) se situent dans les années récentes pour la baie de Bourgneuf (2016) et les pertuis (2015 et 2017 ; Figure 3.9). Par ailleurs, l'analyse du détail de notes peut permettre à la fois de voir quelle métrique a une mauvaise note, et donc éventuellement d'identifier les pressions expliquant la note de l'ELFI-C (Figure 3.9).

La régression linéaire entre les notes de l'ELFI-C et l'indice de pression total *anthrotot* est significativement négative au seuil 0,05 mais pas au seuil 0,001 et le coefficient de corrélation est faible ($R^2 = 0,07$; $p = 0,03$; $r = - 0,29$).

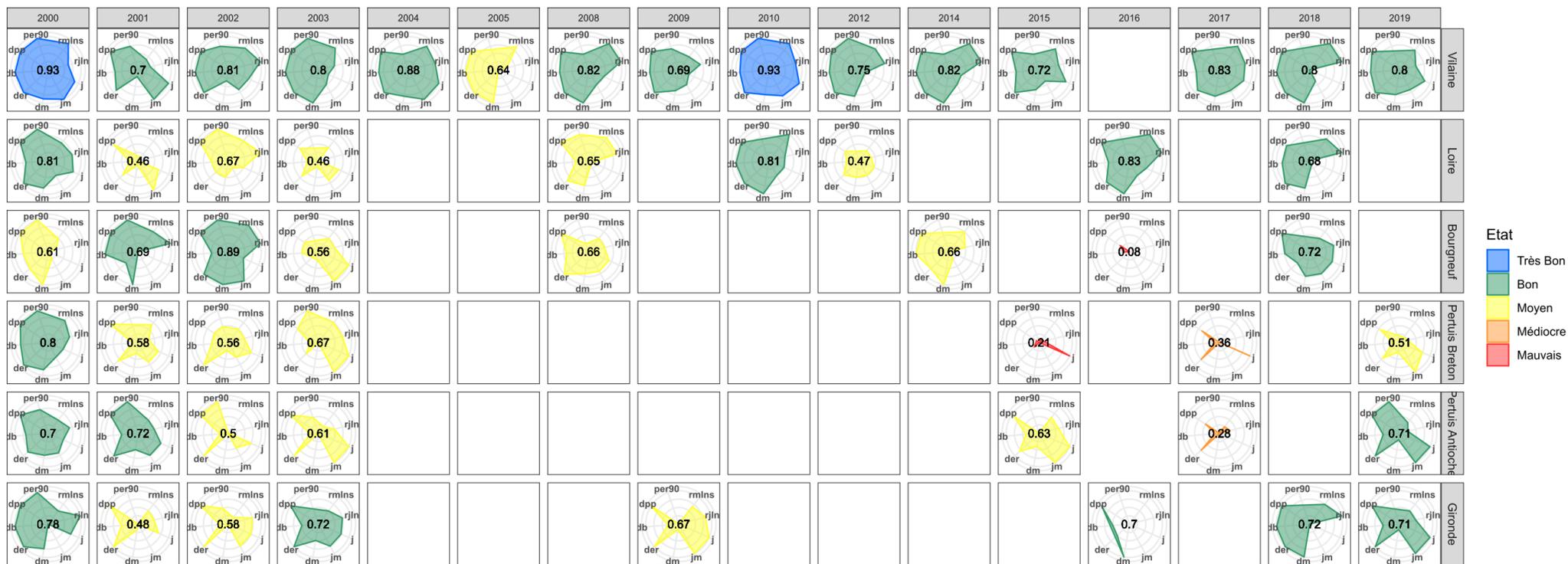


Figure 3.9. Détail des notes de l'indicateur ELFI-C obtenues avec les données NURSE. Les valeurs correspondent aux notes de l'ELFI-C. Les couleurs correspondent à la classification des notes de l'ELFI-C selon la grille ELFI (bleu : $0,91 < \text{ELFI-C} \leq 1$; vert : $0,675 < \text{ELFI-C} \leq 0,91$; jaune : $0,45 < \text{ELFI-C} \leq 0,675$; orange : $0,225 < \text{ELFI-C} \leq 0,45$; rouge : $0 \leq \text{ELFI-C} \leq 0,225$).

3.2.3 Conclusions

Le développement du nouvel indicateur côtier ELFI-C a suivi la méthodologie appliquée pour l'ELFI tout en s'adaptant aux communautés de poissons côtières. Il a permis d'identifier des relations significatives entre des indices de pressions et des métriques descriptives du fonctionnement et de la structure de ces communautés. Les seuils calculés pour chaque métrique diminuant significativement en présence de pressions croissantes ont permis de développer un système de notation pour qualifier l'état écologique des zones côtières étudiées.

3.2.3.1 Indices de pressions

Les indices de pressions utilisés tentent de représenter les multiples pressions s'exerçant en zone côtière, même s'ils restent limités. En effet, il est très difficile d'obtenir des données homogènes pour différents types de pressions, et parfois les données sont même inexistantes. C'est notamment le cas des données de pêche en zone côtière, qui restent limitées ou inaccessibles. En effet, le segment de flottille disponible est soit trop réduit (*e.g.* les données VMS ne sont collectées que pour les navires de plus de 12 m en Europe et les navires de pêche côtiers sont bien plus petits), soit la granularité spatiale est trop large (*e.g.* les données *logbooks* ou des criées qui ne permettent pas de différencier les efforts de pêches entre des zones fonctionnelles réduites et proches comme les zones de nourriceries) ou encore la couverture géographique et/ou temporelle est limitée (*e.g.* comptages aériens ponctuels, enquêtes, etc...).

Par ailleurs, la couverture spatiale des indices de pressions utilisés est également limitée, et ils ne sont pour l'instant disponibles que pour le littoral du golfe de Gascogne. Cela empêche l'ajout d'autres zones suivies par les campagnes côtières, comme l'estuaire de la Seine par exemple, pour le calcul des seuils de notation.

Néanmoins, les indices utilisés sont actuellement les indices disponibles les plus fiables pour représenter les pressions anthropiques côtières. En outre, ils regroupent différents types de pressions représentatives et importantes dans ces zones, allant de la perte physique d'habitat à l'extraction directe ou indirecte d'espèces.

3.2.3.2 Modèles utilisés et sélection des métriques

Malgré l'ajout de variables d'échantillonnage et physiques dans les modèles utilisés, une grande partie de la variabilité des métriques reste inexpliquée. Cela peut être dû notamment à la variabilité propre à la dynamique des populations, qui n'a pas été étudiée au cours de ce travail. Cela peut également être dû à l'action de variables environnementales susceptibles d'influer sur les communautés côtières, comme les variations de températures, de salinité, de débit, etc. En effet, ces variables ont une influence importante sur les communautés considérées (Pirog et al. en préparation) et ne sont pas pris en compte dans les modèles construits. Néanmoins, les inclure compliquerait encore le calcul de seuils et le processus de notation en démultipliant de manière exponentielle le nombre de combinaisons de facteurs pour lesquelles calculer les seuils. Il ne semble donc pas pertinent de complexifier les modèles et nous avons donc choisi une approche plus parcimonieuse, comme choisie pour l'ELFI, pour estimer de manière fiable et robuste des notes de Bon Etat Ecologique tel que demandé par la DCSMM.

Par ailleurs, les neuf métriques retenues pour la construction de l'indicateur final permettent de représenter différents fonctionnements des communautés ichthyologiques côtières. La majorité de ces métriques sont des richesses spécifiques ou des densités de poissons, qui sont considérées généralement comme de bons indicateurs de l'état écologique des zones évaluées (Hughes, Gakstatter *et al.* 1982). Ce type de métriques est largement retrouvé dans les autres indicateurs multimétriques poissons construits en zone côtière ou estuarienne, dans le cadre de la DCE ou d'autres directives (Harrison et Whitfield 2004, Breine, Maes *et al.* 2006, Uriarte et Borja 2009, Breine, Quataert *et al.* 2010, Cabral, Fonseca *et al.* 2012, Hallett, Valesini *et al.* 2012, Harrison et Kelly 2013).

Les métriques relatives à la guildes des espèces marines (*rmlns* et *dm*), sont particulièrement indiquées pour représenter les communautés côtières, représentant la majorité des espèces capturées. Elles sont assimilables aux métriques *rtlms* et *dt* utilisées pour l'indicateur ELFI. Elles sont également de bons *proxy* pour refléter la fonction de nourriceries des zones considérées, la majorité de ces espèces étant présente en zone côtière au stade juvénile, pour se nourrir et se protéger des prédateurs (Beck, Heck *et al.* 2003).

La métrique *rj* est directement liée à la diversité des espèces utilisant les zones côtières comme zone de nourricerie, et reflète donc également bien cette fonction.

Les métriques *j* et *jm* sont deux indices d'équitabilité des communautés. Elles diminuent toutes deux significativement lorsque l'indice de pression total *anthrotot* augmente, ce qui indique une dominance plus forte de certaines espèces de la communauté mais aussi plus spécifiquement des espèces marines (*jm*) lorsque les populations subissent une perturbation. En présence d'une perturbation, il est en effet attendu que quelques espèces majoritaires dominent les assemblages ichthyologiques (Fausch, Lyons *et al.* 1990).

Les métriques de densités permettent d'estimer l'abondance de certaines guildes d'intérêt. Ainsi, les métriques *der*, *db* et *dpp* semblent directement impactées par les indices de perte d'habitat que sont la présence de zones de clapage, de dragage, ou d'invasion par la crépidule. Les espèces estuariennes peuvent être en effet directement impactées par ces pressions car elles résident en zone côtière ou estuarienne tout au long de leur cycle de vie. Par ailleurs, les espèces benthiques et les poissons plats sont particulièrement sensibles à la modification de la structure des fonds dont ils sont dépendants pour se nourrir, mais aussi se protéger (enfouissement des poissons plats dans les sédiments) (Le Pape, Chauvet *et al.* 2003, Stoner et Titgen 2003, Kostecki, Rochette *et al.* 2011). Ces métriques sont donc des bons indicateurs de ces types de pressions.

Enfin, la métrique *per90longG0m* peut être considérée comme un *proxy* de la croissance des juvéniles des espèces marines longévives de l'année, qui diminue notamment si la surface des habitats favorables diminue. Cette métrique peut également être liée aux prélèvements des individus les plus grands par la pêche.

L'ensemble de ces métriques permet donc d'avoir un aperçu relativement étendu de la structure des communautés ichthyologiques en zone côtière et semblent donc adaptées pour évaluer le Bon Etat Ecologique de ces zones dans le cadre de la DCSMM.

3.2.3.3 Notes de l'indicateur multimétrique ELFI-C

Les meilleures notes de l'indicateur ELFI-C ont été obtenues pour la baie de Vilaine, qui est bien la zone avec l'indice de pression total *anthrotot* le plus faible, tandis que la moins bonne note est obtenue pour la baie de Bourgneuf, qui présente l'indice de pression total le plus élevé. L'ELFI-C semble donc bien proposer une classification cohérente des zones de nourriceries au regard des pressions anthropiques s'exerçant sur les zones.

Néanmoins, la relation entre l'ELFI-C et l'indice de pression, bien que significativement négative, est faible, tout comme le pourcentage de variabilité expliquée. Cela peut être expliquée par la variabilité résiduelle relativement importante des modèles, et l'estimation de l'ELFI-C du Bon Etat Ecologique est accompagnée d'une incertitude qu'il faut garder à l'esprit. Cela peut également être dû au nombre limité de zones pour lesquelles des indices de pressions étaient disponibles, et qui limitent donc l'étendue de l'indice de pression global. Un plus grand nombre de zones soumises à un spectre de niveaux de pressions anthropiques plus large pourrait affiner les seuils de l'ELFI-C et diminuer son incertitude.

3.2.3.4 Perspectives opérationnelles

Pour chaque masse d'eau évaluée, on observe des notes différentes entre l'ELFI-C et l'ELFI, quelles que soient les données utilisées. Cela indique que l'ajout de nouvelles métriques et le calcul de nouveaux seuils spécifiques aux zones côtières permettent de prendre en compte des processus qui n'étaient vraisemblablement pas évalués avec l'ELFI. Lorsqu'on compare les notes obtenues entre l'ELFI et l'ELFI-C calculés sur les données DCE collectées en zone polyhaline en automne (Figure 3.10a), on observe tout de même une relative bonne corrélation entre les notes obtenues. En effet, 26% des points de comparaison obtiennent la même classe de qualité et seuls 18% changent de plus d'une classe de qualité entre les deux notations. Même si les masses d'eau évaluées sont différentes entre les deux indicateurs, il est important de vérifier que les résultats obtenus sont en cohérence puisqu'ils évaluent des processus se déroulant dans le continuum d'un même système hydrologique.

Il semble donc pertinent d'utiliser l'ELFI-C pour l'évaluation des masses d'eau côtières au titre de la DCSMM.

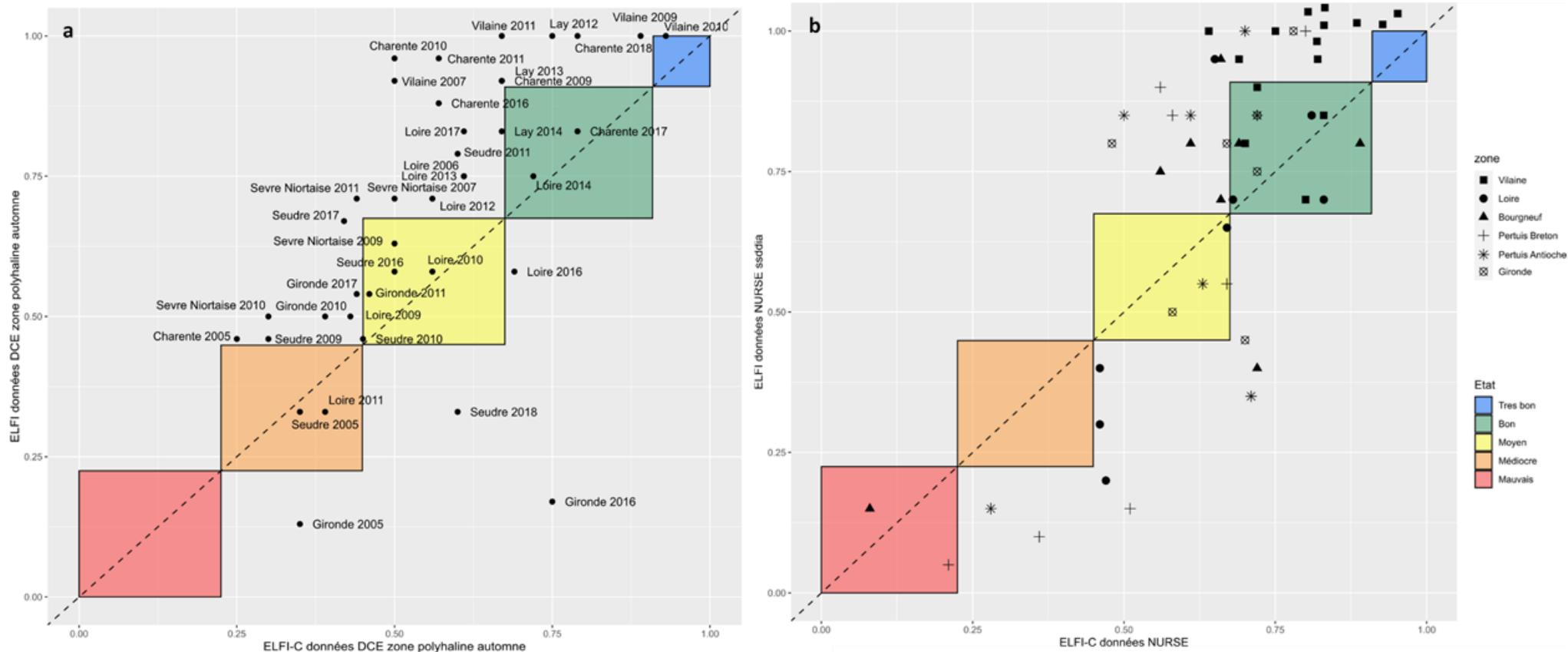


Figure 3.10. Comparaison des notes obtenues avec l'ELFI et l'ELFI-C. (a) : notes calculées à partir des données DCE collectées en zone polyhaline en automne ; (b) : notes calculées à partir des données NURSE.

Pour pouvoir être opérationnel pour l'évaluation du BEE dans le cadre de la DCSMM, quelques adaptations doivent toutefois être encore réalisées sur l'ELFI-C.

Tout d'abord, les notations attribuées aux masses d'eau suivent pour l'instant une distinction en cinq classes de qualité comme demandé pour la DCE. Or la DCSMM demande une classification en deux classes de qualité, une classe de Bon Etat Ecologique et une classe de Mauvais Etat Ecologique. Une solution pourrait être de regrouper les deux meilleures classes de qualité de la DCE (Bon Etat et Très Bon Etat Ecologique) en une seule classe Bon Etat Ecologique, et les trois moins bonnes classes de qualité de la DCE (Mauvais Etat, Etat Médiocre et Etat Moyen) en une seule classe Mauvais Etat Ecologique.

Par ailleurs, la DCSMM requiert une évaluation à l'échelle populationnelle, et non à l'échelle communautaire, comme celle réalisée pour la DCE. Il faudrait donc adapter l'évaluation de l'ELFI-C, pour l'instant réalisée à l'échelle communautaire. Une possibilité serait de reporter la classe de qualité obtenue pour la masse d'eau aux espèces qui y sont présentes, en considérant l'ensemble des espèces présentes comme étant dans le même Etat Ecologique.

4 Conclusions générales

Ce travail correspond aux premiers développements méthodologiques d'un indicateur multimétrique au titre de la DCMM pour renseigner le Descripteur 1 de la composante « Poissons et Céphalopodes » pour les milieux meubles côtiers.

Il a permis de mettre en évidence que la **stratégie d'échantillonnage des campagnes « Nourriceries » menées le long des façades métropolitaines est adaptée à la production de descripteurs non-biaisés et de qualité**. Ces données peuvent donc être utilisées pour le développement d'indicateurs du Bon Etat Ecologiques de la composante « Poissons et Céphalopodes » pour les milieux meubles côtiers.

Par ailleurs, ces données ont permis **le développement d'un indicateur multimétrique ELFI-C adapté à l'évaluation du Bon Etat Ecologique des populations de poissons des zones côtières**. Ce nouvel indicateur tient compte des pressions anthropiques côtières et inclut des descripteurs des communautés ichthyologiques spécifiques à ces zones qui ont une fonction de nourriceries importante.

En outre, on constate des différences de notation entre les différentes zones de nourriceries du golfe de Gascogne, et des évolutions différentes sur les périodes étudiées. Il semble donc que ces nourriceries fonctionnent de manière indépendante les unes des autres, et un suivi de chacune d'entre elles est pertinent. Une des limites du jeu de données actuel est l'absence d'échantillonnage certaines années pour certaines d'entre elles. En effet, les moyens actuels ne permettent pas d'échantillonner systématiquement toutes les zones de nourriceries chaque année. Il serait pertinent de pouvoir continuer à étudier la variabilité inter-zone et inter-annuelle sur le long terme. Pour cela, une harmonisation (géographique et temporelle) avec l'échantillonnage réalisé au titre de la DCE pourrait être envisagée.

En effet, ce nouvel indicateur ELFI-C a été construit sur la même méthodologie que l'indicateur ELFI utilisé pour la DCE. Utilisés conjointement sur les données issues des campagnes DCE et des campagnes « Nourriceries », ces deux indicateurs permettent d'évaluer les masses d'eau dans leur ensemble. **Ils permettent de prendre en compte les différences de fonctionnement des communautés ichthyologiques le long du gradient de salinité et en fonction des caractéristiques physiques des zones côtières**. Par ailleurs les campagnes menées au titre de la DCE et les campagnes « Nourriceries » présentent de nombreuses similarités d'échantillonnage et une rationalisation de l'effort d'échantillonnage sur des zones se chevauchant devrait être envisagée.

Enfin, il faut souligner que le développement de ce type d'indicateurs repose grandement sur les données de pressions anthropiques disponibles. Ces données sont particulièrement difficiles à acquérir, d'autant plus que ces zones sont soumises à une grande variabilité d'échantillonnage. Pour l'instant, les données de pressions anthropiques côtières disponibles ne permettent de développer l'ELFI-C que pour les nourriceries du golfe de Gascogne. Un effort doit être réalisé pour améliorer leur couverture géographique en incluant de nouvelles zones côtières dans le développement de l'indicateur. Cela permettrait à la fois d'affiner le système de notation de l'ELFI-C, de diminuer l'incertitude de cet indicateur, et d'évaluer le Bon Etat Ecologique d'un plus grand nombre de nourriceries. Actuellement, l'utilisation de l'indicateur ELFI-C sur les autres façades est possible mais en acceptant d'extrapoler les seuils définis en Atlantique sur les autres nourriceries.

Références

- Allison, M. E., Gabiuel, U. U., Inko-Tariah, M. B., Davies, O. A. and Uedeme, N. A. A. B. (1997). The fish assemblage of Elechi Creek Rivers State, Nigeria. *Niger Delta Biologia* 2(1): 53-61.
- Barton, K. (2009). *MuMIn: multi-model inference*. R package version 1.43.17.
- Baumann, H., Hinrichsen, H.-H., Voss, R., Stepputtis, D., Grygiel, W., Clausen, L. W. and Temming, A. (2006). Linking growth to environmental histories in central Baltic young-of-the-year sprat, *Sprattus sprattus*: an approach based on otolith microstructure analysis and hydrodynamic modelling. *Fisheries Oceanography* 15(6): 465-476.
- Beck, M. W., Heck, K. L., Able, K. W., Childers, D. L., Eggleston, D. B., Gillanders, B. M., . . . Minello, T. J. (2003). The role of nearshore ecosystems as fish and shellfish nurseries. *Bioscience*.
- Borja, Á., Galparsoro, I., Solaun, O., Muxika, I., Tello, E. M., Uriarte, A. and Valencia, V. (2006). The European Water Framework Directive and the DPSIR, a methodological approach to assess the risk of failing to achieve good ecological status. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 66(1): 84-96.
- Breine, J., Quataert, P., Stevens, M., Ollevier, F., Volckaert, F. A. M., Van den Bergh, E. and Maes, J. (2010). A zone-specific fish-based biotic index as a management tool for the Zeeschelde estuary (Belgium). *Marine Pollution Bulletin* 60(7): 1099-1112.
- Breine, J. J., Maes, J., Quataert, P., Van den Bergh, E., Simoens, I., Van Thuyne, G. and Belpaire, C. (2006). A fish-based assessment tool for the ecological quality of the brackish Schelde estuary in Flanders (Belgium). *Hydrobiologia* 575(1): 141.
- Brind'Amour, A. and Delaunay, D. (2018). Evaluation du descripteur 1 «Poissons et céphalopodes» en France métropolitaine. Rapport scientifique de l'Ifremer pour l'évaluation 2018 au titre de la DCSMM, Ifremer: 216.
- Brose, U., Martinez, N. D. and Williams, R. J. (2003). Estimating species richness: sensitivity to sample coverage and insensitivity to spatial patterns. *Ecology* 84(9): 2364-2377.
- Cabral, H. N., Fonseca, V. F., Gamito, R., Gonçalves, C. I., Costa, J. L., Erzini, K., . . . Costa, M. J. (2012). Ecological quality assessment of transitional waters based on fish assemblages in Portuguese estuaries: the Estuarine Fish Assessment Index (EFAI). *Ecological Indicators* 19: 144-153.
- Cariou, T., Dubroca, L. and Vogel, C. (2020). Long term survey of the fish community and associated benthic fauna of the Seine estuary nursery grounds. *Scientific Data* 7(1): 229.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., . . . van den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387(6630): 253-260.
- Courrat, A., Lobry, J., Nicolas, D., Laffargue, P., Amara, R., Lepage, M., . . . Le Pape, O. (2009). Anthropogenic disturbance on nursery function of estuarine areas for marine species. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 81(2): 179-190.
- Delaunay, D. and Brind'Amour, A. (2018). Manuel des protocoles de campagne halieutique : campagnes "Nourriceries". Nantes, Ifremer: 65.
- Delpech, C., Courrat, A., Pasquaud, S., Lobry, J., Le Pape, O., Nicolas, D., . . . Lepage, M. (2010). Development of a fish-based index to assess the ecological quality of transitional waters: the case of French estuaries. *Marine Pollution Bulletin* 60(6): 908-918.
- Delpech, C., Drouineau, H. and Lepage, M. (2010). Amélioration de la robustesse de l'indicateur ELFI et état d'avancement de l'intercalibration européenne, Cemagref: 98.
- Delpech, C. and Lepage, M. (2012). Indicateur ELFI : agrégation temporelle et incertitudes et état d'avancement de l'intercalibration européenne, Irstea: 38.
- Desaunay, Y. (1981). Nurse. Campagnes halieutiques. Ifremer
- Dorel, D. (1986). Relations taille/poids pour l'Atlantique Nord-Est. Nantes, Ifremer: 183.
- Duman, Ö. V. and Başusta, N. (2013). Age and growth characteristics of marbled electric ray *Torpedo marmorata* (Risso, 1810) inhabiting Iskenderun Bay, North-eastern Mediterranean sea. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 13: 541-549.
- Ekstrom, C. T. (2020). *MESS: Miscellaneous Esoteric Statistical Scripts*. R package version 0.5.7.
- Elliott, M. and Dewailly, F. (1995). The structure and components of European estuarine fish assemblages. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 29(3): 397-417.
- Elliott, M. and Whitfield, A. K. (2011). Challenging paradigms in estuarine ecology and management. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 94(4): 306-314.

- Fausch, K. D., Lyons, J., Karr, J. R. and Angermeier, P. L. (1990). *Fish communities as indicators of environmental degradation*. American fisheries society symposium, Bethesda.
- Fox, J. and Weisberg, S. (2019). *An R companion to applied regression*. Thousand Oaks CA, Sage.
- Franco, A., Elliott, M., Franzoi, P. and Torricelli, P. (2008). Life strategies of fishes in European estuaries: the functional guild approach. *Marine Ecology Progress Series 354*: 219-228.
- Girardin, M., Lepage, M., Amara, R., Boët, P., Courrat, A., Delpech, C., . . . Pasquaud, S. (2009). Développement d'un indicateur poisson pour les eaux de transition. Programme Liteau II, Rapport scientifique de fin de contrat. Cestas, Cemagref: 50.
- Hallett, C. S., Valesini, F. J., Clarke, K. R., Hesp, S. A. and Hoeksema, S. D. (2012). Development and validation of fish-based, multimetric indices for assessing the ecological health of Western Australian estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science 104-105*: 102-113.
- Halpern, B. S., Walbridge, S., Selkoe, K. A., Kappel, C. V., Micheli, F., D'Agrosa, C., . . . Watson, R. (2008). A global map of human impact on marine ecosystems. *Science 319*(5865): 948-952.
- Harrison, T. D. and Kelly, F. L. (2013). Development of an estuarine multi-metric fish index and its application to Irish transitional waters. *Ecological Indicators 34*: 494-506.
- Harrison, T. D. and Whitfield, A. K. (2004). A multi-metric fish index to assess the environmental condition of estuaries. *Journal of Fish Biology 65*(3): 683-710.
- Hartig, F. (2020). *DHARMa: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level / Mixed) Regression Models*. R package version 0.3.2.0.
- Hellmann, J. J. and Fowler, G. W. (1999). Bias, precision, and accuracy of four measures of species richness. *Ecological Applications 9*(3): 824-834.
- Hughes, R. M., Gakstatter, J. H., Shirazi, M. A. and Omernik, J. M. (1982). An approach for determining biological integrity in flowing waters. *Place Resource Inventories: Principles and Practices*. . T. B. Brann, L. O. I. V. House and H. G. Lund. Bethesda, MD, Society of American Foresters: 877-888.
- Kostecki, C., Rochette, S., Girardin, R., Blanchard, M., Desroy, N. and Le Pape, O. (2011). Reduction of flatfish habitat as a consequence of the proliferation of an invasive mollusc. *Estuarine, Coastal and Shelf Science 92*(1): 154-160.
- Kraljević, M. and Dulčić, J. (1997). Age and growth of gilt-head sea bream (*Sparus aurata* L.) in the Mirna estuary, northern Adriatic. *Fisheries Research 31*(3): 249-255.
- Le Pape, O., Chauvet, F., Mahévas, S., Lazure, P., Guérault, D. and Désaunay, Y. (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., Holley, J., Guérault, D. and Désaunay, Y. (2003). Quality of coastal and estuarine essential fish habitats: estimations based on the size of juvenile common sole (*Solea solea* L.). *Estuarine, Coastal and Shelf Science 58*(4): 793-803.
- Lenth, R. (2020). *emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means*. R package version 1.5.0.
- Miller, J. M., Reed, J. P. and Pietrafesa, L. J. (1984). Patterns, mechanisms and approaches to the study of migrations of estuarine-dependent fish larvae and juveniles. *Mechanisms of migration in fishes*. J. D. McCleave, G. P. Arnold, J. J. Dodson and W. H. Neill. Boston, MA, Springer US: 209-225.
- Mora, S. (2018). Anthropogenic pressures and Bay of Biscay nurseries: Identification, spatial variations and synthetize representation. Rennes, Agrocampus Ouest. *Master 2*.
- Moreno, T. and Morales-Nin, B. (2003). Age determination and validation on otoliths of the sand-smelt *Atherina presbyter* (Cuvier, 1829) (Pisces: Atherinidae) from the central-east Atlantic. *Fisheries Research 62*(1): 77-87.
- Pajuelo, J. G. and Lorenzo, J. M. (2011). Validation of age determination methods and growth studies of the sand sole *Pegusa lascaris* (Soleidae) from the eastern-central Atlantic. *Ciencias Marinas 37*(3): 323-338.
- Pasquaud, S., Béguer, M., Larsen, M. H., Chaalali, A., Cabral, H. N. and Lobry, J. (2012). Increase of marine juvenile fish abundances in the middle Gironde estuary related to warmer and more saline waters, due to global changes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science 104-105*: 46-53.
- Pauly, D., Watson, R. and Alder, J. (2005). Global trends in world fisheries: impacts on marine ecosystems and food security. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences 360*(1453): 5-12.
- Peterson, M. S. (2003). A conceptual view of environment-habitat-production linkages in tidal river estuaries. *Reviews in Fisheries Science 11*(4): 291-313.
- Ravard, D., Brind'Amour, A. and Trenkel, V. M. (2014). Evaluating the potential impact of fishing on demersal species in the Bay of Biscay using simulations and survey data. *Fisheries Research 157*: 86-95.

- Robert, A. (2013). Rythmicité alimentaire et compétition interspécifique entre juvéniles de poissons benthiques et démersaux, Université Pierre et Marie Curie. *Master 2*: 58.
- Scott, A. L. and Henderson, P. A. (2015). Seasonal and age-related migrations in the unexpectedly long-lived benthic fish the lesser weever, *Echiichthys vipera* (Cuvier, 1829). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 96(6): 1287-1293.
- Scrucca, L., Fop, M., Murphy, T. B. and Raftery, A. E. (2016). mclust 5: clustering, classification and density estimation using Gaussian finite mixture models. *The R Journal* 8(1): 289-317.
- Silva, N. M. and Gordo, L. S. (1997). Age, growth and reproduction of the black goby, *Gobius niger*, from Óbidos Lagoon, Portugal. *Cahiers de biologie marine* 38(3): 175-180.
- Stefánsson, G. (1996). Analysis of groundfish survey abundance data: combining the GLM and delta approaches. *ICES Journal of Marine Science* 53(3): 577-588.
- Stoner, A. W. and Titgen, R. H. (2003). Biological structures and bottom type influence habitat choices made by Alaska flatfishes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 292(1): 43-59.
- Syvitski, J. P. M., Vörösmarty, C. J., Kettner, A. J. and Green, P. (2005). Impact of humans on the flux of terrestrial sediment to the global coastal ocean. *Science* 308(5720): 376-380.
- Team, R. C. (2020). *R: a language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing.
- Trimoreau, E., Archambault, B., Brind'Amour, A., Lepage, M., Guitton, J. and Le Pape, O. (2013). A quantitative estimate of the function of soft-bottom sheltered coastal areas as essential flatfish nursery habitat. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 133: 193-205.
- Uriarte, A. and Borja, A. (2009). Assessing fish quality status in transitional waters, within the European Water Framework Directive: setting boundary classes and responding to anthropogenic pressures. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 82(2): 214-224.
- van den Belt, M. (2011). Ecological economics of estuaries and coasts. *Treatise on estuaries and coasts*. D. S. McLusky and E. Wolanski. Amsterdam, Elsevier.
- Vitousek, P. M., Aber, J. D., Howarth, R. W., Likens, G. E., Matson, P. A., Schindler, D. W., . . . Tilman, D. G. (1997). Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological Applications* 7(3): 737-750.

Annexes

Annexe 1. Limites de tailles entre stades d'âge 0 (G0) et d'âge 1 (G1)

Tableau A1. Seuils de tailles entre cohortes d'âge 0 (G0) et d'âge 1 (G1). G+ : cohortes d'âge supérieur à un an ; LT : longueur totale. Les tailles sont exprimées en cm.

Espèce	Seuil G0 / G1 (LT ; cm)	Seuil G1 / G+ (LT ; cm)
<i>Argyrosomus regius</i>	23	38
<i>Arnoglossus laterna</i>	9	
<i>Atherina presbyter</i>	7	
<i>Callionymus lyra</i>	11	
<i>Chelidonichthys cuculus</i>	16	
<i>Dicentrarchus labrax</i>	NA	23
<i>Dicologlossa cuneata</i>	10	
<i>Engraulis encrasicolus</i>	7	
<i>Eutrigla gurnardus</i>	15	20
<i>Gobius</i>	8	
<i>Gobius niger</i>	14	
<i>Hyperoplus lanceolatus</i>	14	
<i>Merlangius merlangus</i>	25	
<i>Merluccius merluccius</i>	24	41
<i>Mullus surmuletus</i>	23	
<i>Pegusa lascaris</i>	13	21
<i>Platichthys flesus</i>	15	25
<i>Pleuronectes platessa</i>	17	31
<i>Sardina pilchardus</i>	13	20
<i>Solea solea</i>	16	33
<i>Spondylisoma cantharus</i>	14	
<i>Sprattus sprattus</i>	15	
<i>Syngnathus acus</i>	20	
<i>Trachurus trachurus</i>	22	
<i>Trisopterus luscus</i>	25	
<i>Trisopterus minutus</i>	12	16
<i>Umbrina canariensis</i>	14	
<i>Zeus faber</i>	15	26

Annexe 2. Comparaison richesses spécifiques observées et simulées

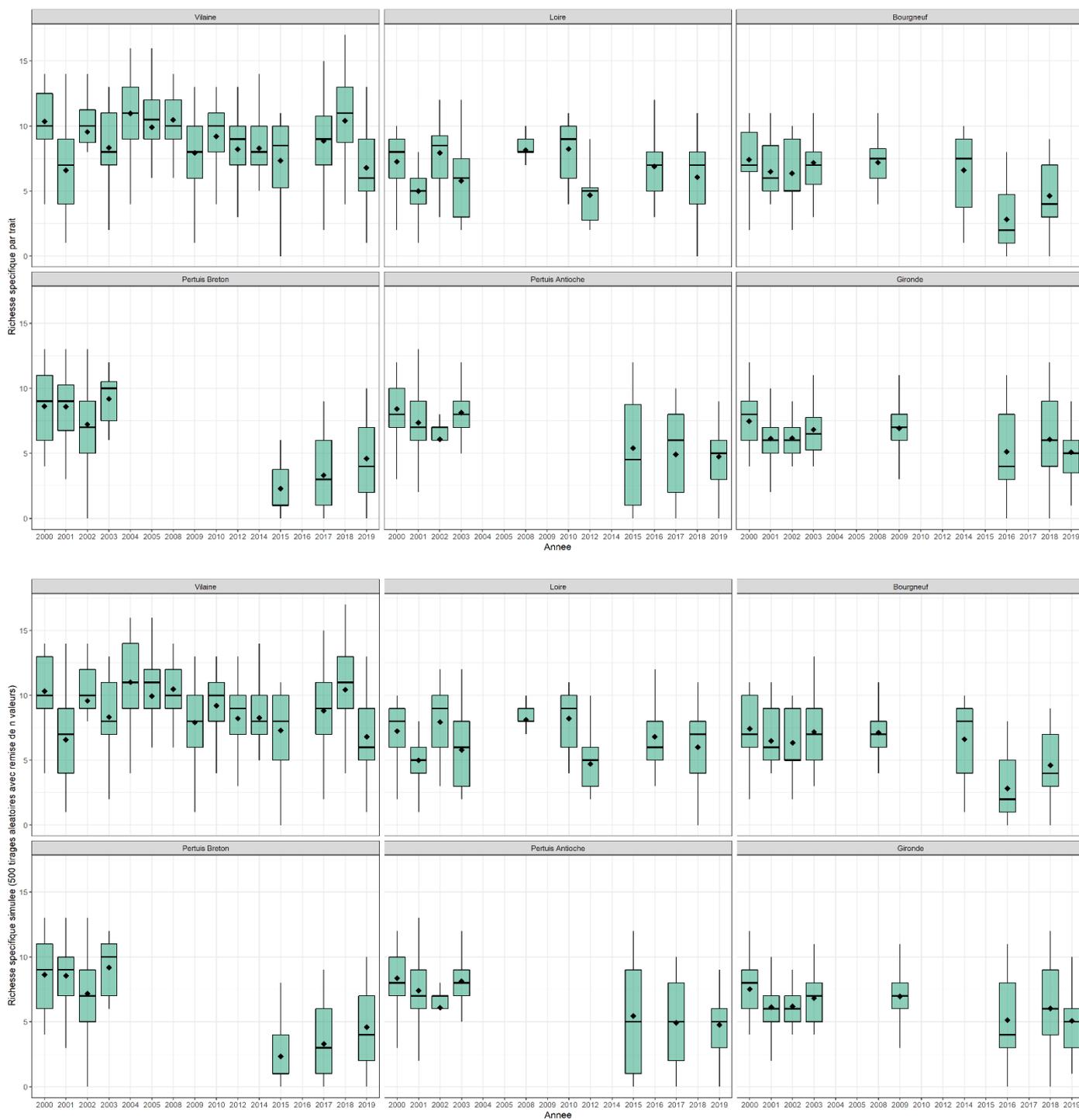


Figure A1. Comparaison richesses spécifiques par trait observées (haut) et simulées (bas) de l'ensemble de la communauté ichthyologique.

Tableau A2. Liste des pressions et activités anthropiques identifiées en zone côtière et retenues pour la construction de l'indicateur.

Pressions	Activités anthropiques	Impacts attendus de la pression
Extraction d'espèces	pêche commerciale + récréative; prélèvement d'eau avec grillage (centrale nucléaire en Manche, pompage pour remplir les clers? effet plutôt local)	mortalité adultes; mortalité juvéniles (effet local en zones peu profondes)
Perturbations physique / perte d'habitats	dragages, artificialisation, chalutage de fond; tourisme, activités portuaires ou aquaculture (via introduction d'espèces non-indigènes comme la crépidule par exemple)	diminution des surfaces d'habitats favorables modification et adaptation des assemblages turbidité
Contaminations (métalliques / organiques / radionucléides)	pollution de l'eau via apports terrigènes (agriculture, industries), pollution de l'eau via pollution de l'air grandes agglomérations urbaines (métaux lourds rejetés dans l'air peuvent retomber dans l'eau), pollution via la pêche ou le trafic maritime, les stations offshore/ éoliennes	Augmentation des concentrations de contaminants chimiques dans l'eau et dans le sédiment