



HAL
open science

Elaboration d'un indicateur poissons adapté aux Masses d'Eau de Transition de la Guyane - Projet PEGUY

Lucas Mignien, Mario Lepage, Maud Pierre

► To cite this version:

Lucas Mignien, Mario Lepage, Maud Pierre. Elaboration d'un indicateur poissons adapté aux Masses d'Eau de Transition de la Guyane - Projet PEGUY. [Rapport de recherche] INRAE EABX. 2021. hal-03601449

HAL Id: hal-03601449

<https://hal.inrae.fr/hal-03601449>

Submitted on 8 Mar 2022

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Programme 2016/2018 – Thème XXXX - Action n° XXXX

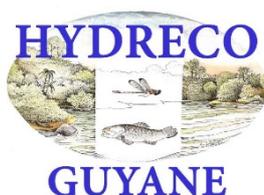
Elaboration d'un indicateur poissons adapté aux Masses d'Eau de Transition de la Guyane

Projet PEGUY

Rapport final

Lucas MIGNIEN, Mario LEPAGE et Maud PIERRE
(INRAE)

Décembre 2021



Auteurs

Lucas MIGNIEN, Ingénieur d'étude (INRAE Bordeaux)

E-mail : lucas.mignien64@gmail.com

Mario LEPAGE, Ingénieur de recherche (INRAE Bordeaux)

E-mail : mario.lepage@inrae.fr

Maud PIERRE, Ingénieur d'étude (INRAE Bordeaux)

E-mail : maud.pierre@inrae.fr

Correspondants

Stéphanie REY (DEAL Guyane)

E-mail : stephanie.rey@developpement-durable.gouv.fr

Mathieu RHONE (Office de l'eau Guyane)

E-mail : mathieu.rhone@office-eauguyane.fr

AFB : Olivier MONNIER

E-mail : olivier.monnier@afbiodiversite.fr

Régis VIGOUROUX, Directeur (Hydreco Guyane)

E-mail : regis.vigouroux@hydrecolab.com

Julien DAVID, chef de projet milieux aquatiques (ANTEA Group)

E-mail : julien.david@anteagroup.com

Droits d'usage : Accès libre

Niveau géographique : National

Couverture géographique : Guyane

Niveau de lecture : Experts, professionnels et gestionnaires dans le domaine de l'évaluation écologique des hydro systèmes (cours d'eau)

Résumé

La mise en vigueur de la Directive Cadre sur l'Eau en Octobre 2000 a imposé à tous les états membres de l'Union Européenne une évaluation de la qualité de l'ensemble des milieux aquatiques situés sur leur territoire. La Guyane étant un département et une région d'outre-mer (DROM), elle est régie par les mêmes obligations que les autres territoires de la métropole en matière de suivi biologique et écologique. La Guyane comme les autres DROM s'est vue dotée d'indicateurs biologiques adaptés aux conditions particulières de ce territoire. Différentes versions d'un Indicateur basé sur les poissons et dédié spécifiquement à la Guyane ont vu le jour successivement depuis la première ébauche dans les années 1998-2000. Toutefois, ils ne permettaient que de rendre compte de l'état écologique des eaux continentales et pas des eaux de transition. De plus, la méthode utilisée sur les estuaires en métropole est difficilement transposable en l'état à cette région néo tropicale pour des raisons évidentes de fonctionnement et de composition des communautés de poissons. Des études préalables ont permis de conclure quant à la faisabilité et la pertinence de la création d'un indicateur poisson estuaire pour la Guyane. C'est ainsi que des campagnes d'échantillonnages ont été initiées sur neuf masses d'eau de transition (MET) de 2015 à 2018.

L'objectif était donc d'exploiter ces données de pêche afin d'aboutir à la création d'un indicateur poisson multi-métrique adapté aux masses d'eau de transitions de la Guyane. Plusieurs métriques ont été calculées sur la base d'une liste faunistique et de métriques présélectionnées. Ensuite nous avons répertorié et quantifié les pressions anthropiques exercées sur les MET de la Guyane. Ces pressions sont de nature et de degrés différents selon les masses d'eau étudiées. Dans le but d'étudier la relation entre les métriques et les pressions présentes sur les masses d'eau, nous avons élaboré des modèles linéaires (GLM) pour observer l'évolution de ces dernières sous l'influence des sources de pollution sur les eaux de transition guyanaise.

Nous avons pu aboutir à une description détaillée de 7 MET selon plusieurs échelles. Cela s'est traduit par la caractérisation des fréquences des modalités des différentes guildes ainsi que la mesure des degrés des dissimilarités structurelles et fonctionnelles entre les estuaires. Ces résultats ont permis de conforter le postulat de la création d'un indicateur unique pour tous les estuaires de Guyane. Le calcul des métriques candidates ainsi que l'emploi de la modélisation statistique nous ont permis de dégager un nombre restreint de métriques « cœurs » éligibles au futur indicateur multi-métrique basé sur les poissons. Pour finir, l'analyse comparative entre les deux méthodes d'échantillonnages nous a permis de constater une redondance avec le verveux à ailes, nous amenant ainsi à une remise en cause de son utilisation dans les futures campagnes de pêche.

Mots clés : Poissons ; Bio-indication ; Estuaires ; Guyane ; France

Abstract

The implementation of the Water Framework Directive in October 2000 required all European Union member states to assess the quality of all aquatic environments located on their territory. As French Guiana is an overseas department and region (DROM), it is submitted to the same obligations as other territories in mainland France in terms of biological and ecological monitoring. Like the other DROMs, specific biological indices adapted to the specific conditions of this territory was developed. Different versions of a fish-based index were specifically dedicated to French Guiana and have been produced successively since the first draft in 1998-2000. However, only freshwater area were considered and it was not adapted to report on the ecological status of transitional waters. Moreover, the method used for estuaries in mainland France is difficult to transpose to this neo-tropical region for obvious reasons of functioning and composition of fish communities. Prior studies have led to the conclusion that it was feasible and relevant to create an estuary fish-based index for French Guiana. Sampling campaigns were thus initiated on nine transitional water bodies (TWBs) from 2015 to 2018.

The objective was therefore to exploit these fishing data in order to create a multi-metric fish index adapted to the transitional water bodies of French Guiana. Several metrics were calculated based on a faunal list and pre-selected metrics. We then listed and quantified the anthropogenic pressures exerted on the METs in French Guiana. These pressures are of different nature and degree depending on the water bodies studied. In order to study the relationship between the metrics and the pressures present on the water bodies, we developed linear models (GLM) to observe the evolution of the latter under the influence of the sources of pollution on the Guianese transitional waters.

We were able to provide a detailed description of 7 METs at several scales. This resulted in the characterization of the different guild occurrences as well as the measurement of the degrees of structural and functional dissimilarities between the estuaries. These results supported the postulate of creating a single index for all the estuaries of French Guiana. The calculation of candidate metrics and the use of statistical modelling enabled us to identify a limited number of "core" metrics eligible for the future multi-metric index based on fish. Finally, the comparative analysis between the two sampling methods allowed us to note a redundancy with the winged fyke net, thus leading us to question its use in future fishing campaigns.

Keywords : Fish ; Estuaries ; Bioindication ; WFD ; French Guiana ; France

Table des matières

Résumé	3
Abstract.....	4
Introduction	8
I. Contexte d'étude de la Guyane	10
A. Généralités.....	10
1. Situation	10
2. Géologie et topographie	11
3. Climat et pluviométrie.....	12
B. Situation sur les masses d'eau en transitions de la Guyane	13
1. Généralités	13
2. Masses d'eaux en transitions retenues.....	14
C. Pressions anthropiques en Guyane	16
1. Pressions urbaines.....	16
2. Agriculture.....	20
3. Industrie et carrières	21
4. Pressions liées à l'orpaillage.....	24
5. Pression liées à la navigation.....	25
II. Matériels et Méthodes	28
A. Exploitation des données.....	28
1. Données issues des campagnes de pêche.....	28
2. Données de pressions anthropiques	30
3. Indices de pollution	31
B. Calcul et sélection des métriques.	32
1. Liste existante de métriques	32
2. Calcul des métriques à partir des données de pêche.....	35
C. Elaboration des modèles prédictifs	36
1. Sélection des modèles.....	36
2. Calcul des modèles.....	37
D. Construction de l'indicateur multi-métrique	39
1. Sélection des métriques « cœurs »	39
E. Analyse et comparaison des méthodes de pêche.....	40
1. Méthodes utilisées et espèces ciblées	40
2. Comparaison de l'efficacité des méthodes	40

3.	Analyse de positionnement multidimensionnel.....	41
III.	Résultats	42
A.	Descriptions des peuplements.....	42
1.	Fréquences des modalités des guildes.....	42
2.	Analyse de la similarité des peuplements	48
B.	Analyse des pressions anthropiques.....	55
1.	Indices de pollution	55
2.	Indices de pollution pondérés	57
C.	Sélection des métriques candidates	59
1.	Sélection préliminaire	59
2.	Modèles prédictifs préliminaires.....	60
D.	Analyse des méthodes de pêche	64
1.	Comparaison des méthodes d'échantillonnage	64
2.	Courbes cumulées des espèces selon les méthodes d'échantillonnage	68
3.	Positionnement multidimensionnel.....	70
IV.	Discussion	72
A.	Description des peuplements	72
1.	Traitement des données	72
2.	Approche guildes spécifique.....	72
3.	Analyses de la dissimilarité.....	73
B.	Pressions anthropiques et indices associés	73
1.	Données de pression	74
2.	Pondération des indices	74
C.	Sélection des métriques.....	75
1.	Réponses métriques – pressions.....	75
2.	Approche selon l'abondance.....	77
D.	Analyse de la stratégie de pêches en estuaire.....	79
1.	Comparaison de l'efficacité de pêche	79
2.	Analyse de positionnement multidimensionnel.....	79
3.	Conclusion sur les méthodes de pêches	80
E.	Perspectives	81
2.	Génération de l'indicateur	82
3.	Effets interactifs des pressions.....	83
V.	Conclusion	84

Bibliographie.....	86
Annexe	96

Introduction

Depuis l'avènement de l'ère industrielle, l'explosion démographique et l'intensification des pratiques agricoles ne cessent d'augmenter la quantité de polluants d'origine anthropique rejetée au sein des différents compartiments de la biosphère. Les activités humaines ont également contribué à perturber les principaux cycles biogéochimiques entraînant des changements majeurs dans la disponibilité du carbone, de l'azote et du phosphore dans la biosphère (Falkowski et al. 2000). Les écosystèmes aquatiques sont plus particulièrement touchés par ces problèmes de perturbations anthropiques. Nous assistons aujourd'hui à une hausse de l'anthropisation des cours d'eau, et de manière plus générale, une augmentation de la pollution aquatique et plus particulièrement des masses d'eau de transition dont le rôle dans le maintien de la biodiversité et la stabilité des écosystèmes n'est plus à démontrer.

Les masses d'eau de transitions sont des milieux extrêmement variables. Ils sont sous l'influence des mouvements des marées qui entraînent des variations journalières importantes des conditions physico chimiques (pH, température, salinité...). Les écosystèmes estuariens sont parmi ceux ayant la plus haute productivité et rendent un grand nombre de services écosystémiques (Costanza et al. 1997). Toutefois les masses d'eau de transition sont parmi les zones les plus soumises aux diverses pressions humaines (Blaber 2000). Ces pressions sont multiples et augmentent d'années en années comme la pêche, le dragage, l'exploitation des ressources naturelles et la pollution industrielle, urbaine et agricole (Cloern 2001; Blanchet et al. 2008). Aujourd'hui, les zones littorales abritent environ 60 % de la population mondiale, et la plupart des villes et infrastructures humaines sont installées près des estuaires. La Guyane ne fait pas exception à cette règle avec une majorité de ses habitats vivants sur les estuaires ou à proximité de la mer. La croissance démographique et l'industrialisation croissante ne font que renforcer l'impact de ces pressions sur ces zones déjà sensibles (Kennish 2002; Goldberg 1995). L'explosion démographique dans la plupart des régions côtières a accéléré le développement des activités humaines autour des estuaires. L'ensemble de ces activités humaines menacent ces milieux hautement sensibles. Les rejets domestiques et industriels, la pêche intensive engendrent des pressions sur l'abondance et la structure des communautés peuplant les estuaires (Ketchum 1983).

En ce qui concerne les communautés biologiques, les estuaires sont des zones de choix pour la croissance des juvéniles et l'abondance des ressources trophiques notamment (Blaber 2000; Able 2005; Dahlgren et al. 2006; Beck et al. 2001; Cabral et al. 2007). Les estuaires sont le support d'une grande variété d'espèces animales et végétales. Ils sont particulièrement prépondérants pour les poissons grâce aux fonctions écologiques que ces derniers fournissent. Particulièrement en ce qui concerne les habitats pour différents stades de vie (nourricerie des juvéniles, zone de reproduction, zone d'alimentation y compris pour les adultes, ou zone de repos de protection). Ce sont également des voies de migrations vers les secteurs amont pour les espèces migratrices (Vasconcelos et al. 2007; McLusky and Elliott 2004; Cabral et al. 2012; Martinho et al. 2007; Ketchum 1983). Les problématiques émergentes concernant la gestion et la restauration de ces milieux ont posé de nouveaux défis aux acteurs de l'hydrobiologie. Les pouvoirs publics ont pris conscience que les masses d'eaux

de transition étaient soumises à des dégradations de la qualité de l'eau et des habitats et que celles-ci devaient faire l'objet de protection. La Directive Cadre sur l'eau (DCE; 2000/60/EC) a défini des objectifs pour atteindre le bon état écologique des eaux de surface et impose aux états une obligation de résultats.

Les communautés ichthyologiques, ciblées en tant qu'élément de qualité biologique à évaluer dans les estuaires, ont toujours eu une place de choix notamment dans l'étude des masses d'eau en transition (Miller et al. 2000; Deegan and Garritt 1997; Van Dolah et al. 1999; Harrison and Whitfield 2004; USEPA, 2000). En effet, elles présentent de nombreux avantages en tant que bio-indicateur. Tout d'abord, les poissons sont présents dans presque tous les milieux aquatiques, leur taxonomie est généralement bien connue et l'identification s'avère plus facile que pour certains groupes d'organismes (diatomées, macro invertébrés). De plus, les communautés de poissons sont composées d'espèces appartenant à des niveaux trophiques variés (détritivores, herbivores, planctonivores, piscivores...) rendant compte de l'ensemble des niveaux de la chaîne trophique. Les différentes guildes auxquelles appartiennent les espèces sont donc capables d'intégrer une grande variété d'impacts sur l'écosystème. Toutefois l'utilisation des poissons peut présenter certains inconvénients comme par exemple, un effort d'échantillonnage conséquent afin de couvrir l'ensemble de l'assemblage des communautés, des biais d'échantillonnage liés à la mobilité saisonnière et journalière des espèces. Toutefois l'ensemble de points négatifs liés à l'utilisation de l'ichtyofaune sont largement compensés par leurs avantages cités précédemment (Pérez-Domínguez et al. 2012).

L'approche multi-métrique utilise plusieurs mesures ou métriques qui résument les informations à l'échelle d'un individu, d'une population et des communautés, dans un seul indicateur (Harrison and Whitfield 2004). L'approche multi-métrique vise à fournir une mesure intégrative des communautés biologique d'une masse d'eau (Karr 1999). La principale force des indicateurs multi-métrique est la capacité d'allier des métriques de différents types (métriques fonctionnelle, descriptive, résistance/sensibilité...) afin de cristalliser l'ensemble des conditions biotiques et abiotiques d'un écosystème donné. Ils sont considérés comme un outil plus fiable que les indicateurs reposant sur une seule métrique (Klemm et al. 2003; Resh et al. 1995). C'est donc un outil souple et synthétique adapté à tous types de communautés biologiques et de conditions environnementales.

La Guyane est un département français et à ce titre il est soumis aux mêmes directives que la métropole. La DCE a fixé comme objectif général l'atteinte, à l'horizon 2021 puis 2027, d'un bon état écologique et chimique des masses d'eau souterraines et de surface, ces dernières incluant les eaux côtières et de transition (estuaires en particulier). Toutefois, la Guyane bénéficie d'un contexte hydro-climatique particulier. En effet, sa situation biogéographique et son climat néo tropical ainsi que ses communautés biologiques sont bien différentes de la métropole faisant de ce département un cas unique pour lequel aucun inter-étalonnage n'est prévu. Il existe des outils de bio-indication spécifiques à la Guyane pour les eaux continentales via l'utilisation des diatomées (IPG) et des macros invertébrées ainsi qu'un indicateur poisson dédié aux eaux de surface continentales (Tejerina-Garro et al. 2006) mais à ce jour, il n'y a aucun indicateur basé sur les poissons pour les estuaires de Guyane. Des campagnes d'acquisition de données ont été initiées ainsi qu'un travail de caractérisation des pressions

afin de disposer des éléments nécessaires pour construire un indicateur compatible avec les exigences de la DCE. Les niveaux des pressions anthropiques exercées sur les systèmes estuariens n'ont aucune commune mesure les niveaux des pressions observées en métropole. En effet, l'industrie, l'agriculture et l'urbanisation exercent une pression beaucoup moindre et la part des espaces naturels est généralement largement supérieure. Les classes de qualités définies par les seuils fixés en métropole ne sont donc pas adéquates et ne permettraient pas de détecter les possibles altérations de l'état écologique des masses d'eau. Par conséquent, il a été nécessaire de redéfinir des classes de qualités échelonnées selon l'intensité des pressions subies sur les masses d'eau guyanaise afin d'avoir une vision objective de leur état écologique réel et de savoir si les pressions produisent des effets sur les poissons.

Dans un premier temps, nous détaillerons le contexte dans lequel s'inscrit cette étude en exposant les spécificités du territoire guyanais à plusieurs échelles ainsi que la situation sur les différents estuaires. Ensuite, nous présenterons la description détaillée des peuplements des 7 masses d'eau de transitions. Nous poursuivrons en détaillant le calcul de l'ensemble des métriques candidates. Après cela, nous exposerons la méthodologie utilisée afin de recenser et agréger les différentes pressions exercées sur les MET guyanaises. La corrélation des métriques et des indices via l'emploi de modélisation statistique nous permettra de sélectionner les métriques cœurs de notre nouvel indicateur. Pour finir, un dernier volet portera sur la comparaison de l'efficacité des deux méthodes de pêche utilisées et de leur éventuel maintien ou suppression.

I. Contexte d'étude de la Guyane

A. Généralités

La Guyane française constitue un des 5 DROM (Département et Région d'Outre-Mer). Son territoire s'étend entre 2° et 6° de latitude nord et entre 52 et 54° de longitude ouest (au nord-est de l'Amérique du Sud) sur près de 83 000 km² (Barret 2001). Cela fait de la Guyane, la deuxième plus grande région de France derrière la Nouvelle-Aquitaine.

1. Situation

Les frontières sont délimitées par deux fleuves transfrontaliers : le fleuve Oyapock à l'est (403 km de longueur) qui constitue la frontière avec le Brésil au sud/sud-est. A l'ouest le fleuve Maroni (520 km de longueur) constitue la frontière avec le Suriname. La Guyane est caractérisée par une grande variété d'habitat allant des cordons de mangroves sur le littoral, des forêts tropicales, savanes en passant par les inselbergs ou des marécages. C'est un des hots spots mondiaux en termes de biodiversité. Cela s'explique notamment par la présence de forêts primaires qui fournissent des refuges de choix aux différentes espèces pendant les périodes de sécheresse. Il existe en Guyane un parc national incluant la partie amazonienne ainsi que 6 réserves naturelles.



Figure 1 : Carte géographique de la Guyane

2. Géologie et topographie

La Guyane française est située sur un ensemble géologique vaste appelé "Plateau des Guyanes", d'origine précambrienne (≈ 2 milliards d'années) (Choubert and Faure-Muret 1980). Le relief est très peu marqué, excepté quelques points culminants à 800 mètres. Le plateau Guyanais est caractérisé par des formations dites latéritiques (roche de couleur rouge, riche en fer et en alumine) pouvant atteindre quelques dizaines de mètres d'épaisseur. Ce sont des formations géologiques pauvres en silice et en éléments nutritifs fertilisants (Ca, Mg, K, Na). Elles résultent du lessivage lié aux précipitations abondantes et du durcissement depuis 2 milliard d'années (Dedieu et al. 2014).

3. Climat et pluviométrie

Le climat guyanais est de type équatorial humide ou néo tropical. Les températures sont relativement stables le long de l'année. Néanmoins on observe de fortes variations en termes de pluviométrie qui varie au cours de l'année. Ces variations permettent de caractériser un cycle saisonnier composé de quatre saisons :

- Une « petite » saison des pluies : ayant lieu vers la mi-décembre. Elle est caractérisée par des pluies abondantes et une couverture nuageuse persistante. L'amplitude thermique est faible.
- « Le petit été de mars » : cette petite saison sèche marque une pause dans les précipitations. La couverture nuageuse est généralement dégagée.
- La saison des pluies : elle fait son apparition dès la fin du mois de mars, les précipitations redeviennent fréquentes. Ces périodes alternent avec des accalmies de quelques jours. Dans ces conditions, le temps devient variable et les éclaircies alternent avec des averses de courte durée mais souvent intenses.
- La saison sèche : la véritable période sèche s'établit de la mi-août à fin octobre. L'ensoleillement est important même si quelques averses peuvent ponctuer les journées.

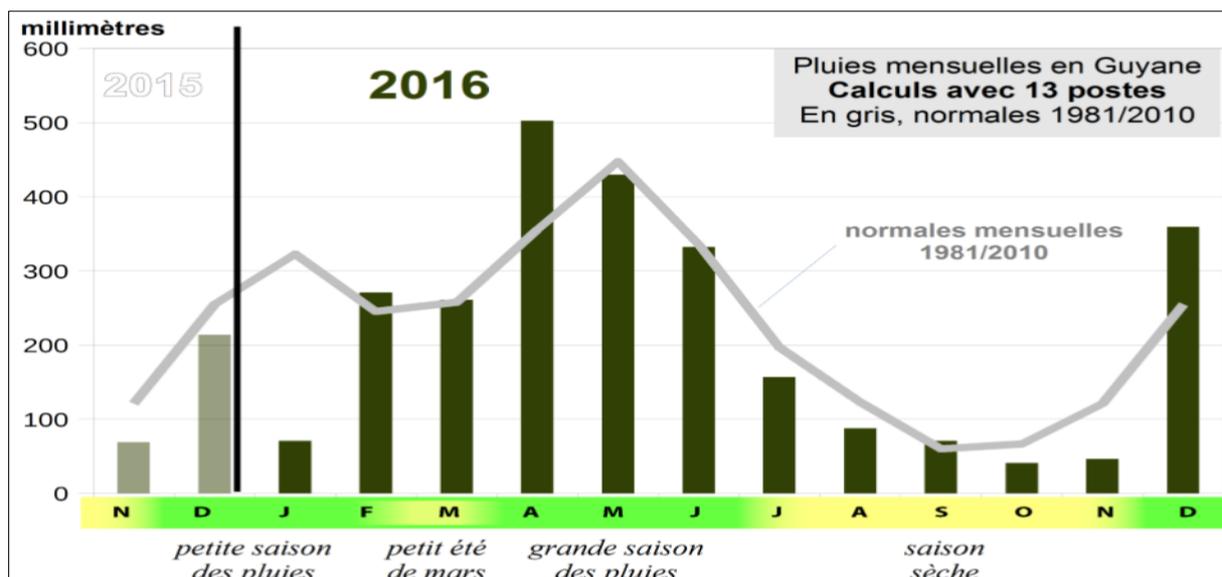


Figure 2 : Pluviométrie annuelle selon les saisons (Bulletin Climatique annuel 2016)

La pluviométrie reste malgré tout variable sur l'ensemble du territoire avec des valeurs entre 2000 mm/an (sud et ouest) et 4000 mm/an sur le nord-est par exemple. Ces variations intra annuelle au niveau de la pluviométrie influencent grandement les paramètres abiotiques des estuaires (taux de salinité, température de l'eau, et turbidité).

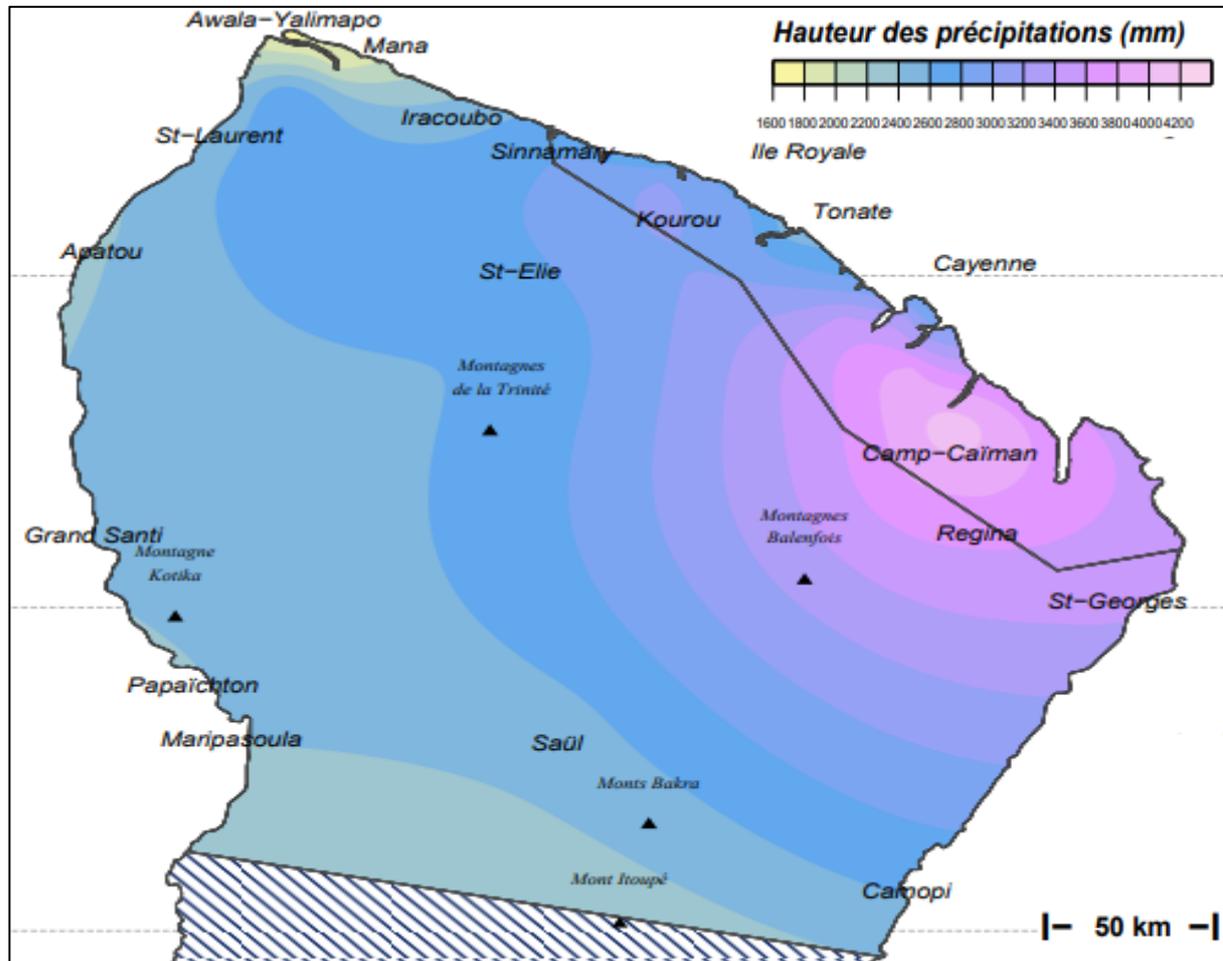


Figure 3 : Répartition des cumuls pluviométrique (Météo France - Edition du 23/02/2016)

B. Situation sur les masses d'eau en transitions de la Guyane

1. Généralités

Du fait de sa position dans la zone climatique équatoriale humide, le réseau hydrographique guyanais est très dense. Leurs débits présentent des variations annuelles quasi uni-modales avec des périodes de hautes eaux en mai et un étiage marqué en octobre. Cette tendance annuelle est toutefois marquée par une légère baisse des débits durant la période dite du « petit été de mars ».

a) Fonctionnement global

Les grands cours d'eau guyanais sont jalonnés de nombreux sauts, plus ou moins prononcés selon la saison, alternant avec des tronçons d'eau plus calme. De manière globale, les estuaires de la Guyane sont régis par l'influence des marées qui sont de type semi-diurnes avec un

régime méso-tidal. Ici, l'influence de la marée est prépondérante par rapport à l'influence du débit du fleuve. L'Amazone et les autres fleuves guyanais fournissent un apport en sédiment et en eau douce sur le littoral, spécialement pendant la saison des pluies. Les sédiments érodés lors des crues survenant sur le fleuve Amazone sont déposés sur les côtes de la Guyane au cours de l'année. Cela implique également un apport conséquent en eau douce qui a pour effet de faire baisser la salinité (pouvant atteindre 10 à 15 ‰ jusqu'à 30 km de la côte). Pendant la saison sèche, on assiste à un retrait du courant au nord du Brésil, ce qui a tendance à faire diminuer d'une part les apports de sédiments mais également la quantité d'eau douce diluée au large des côtes. On observe donc une hausse de la salinité (de l'ordre de 35 et 36 ‰) (Léopold 2004). Les masses d'eau de transitions guyanaises sont caractérisées par des fonds sablo-vaseux à vaseux et graveleux par endroit. La spécificité des estuaires guyanais est leur connexion entre eux via des réseaux de mangroves et de vasières (Lampert 2012). On observe des grands mouvements de recul ou d'avancement des mangroves (jusqu'à 100 mètres) sous l'influence des courants (Bernard 2006). Ces mangroves permettent un apport soutenu de matière organique (azotée surtout) et nutriments et agissent comme une protection du littoral tout en fournissant des habitats à de très nombreuses espèces aquatiques et d'oiseaux.

2. Masses d'eaux en transitions retenues

a) Cartes des estuaires de la Guyane

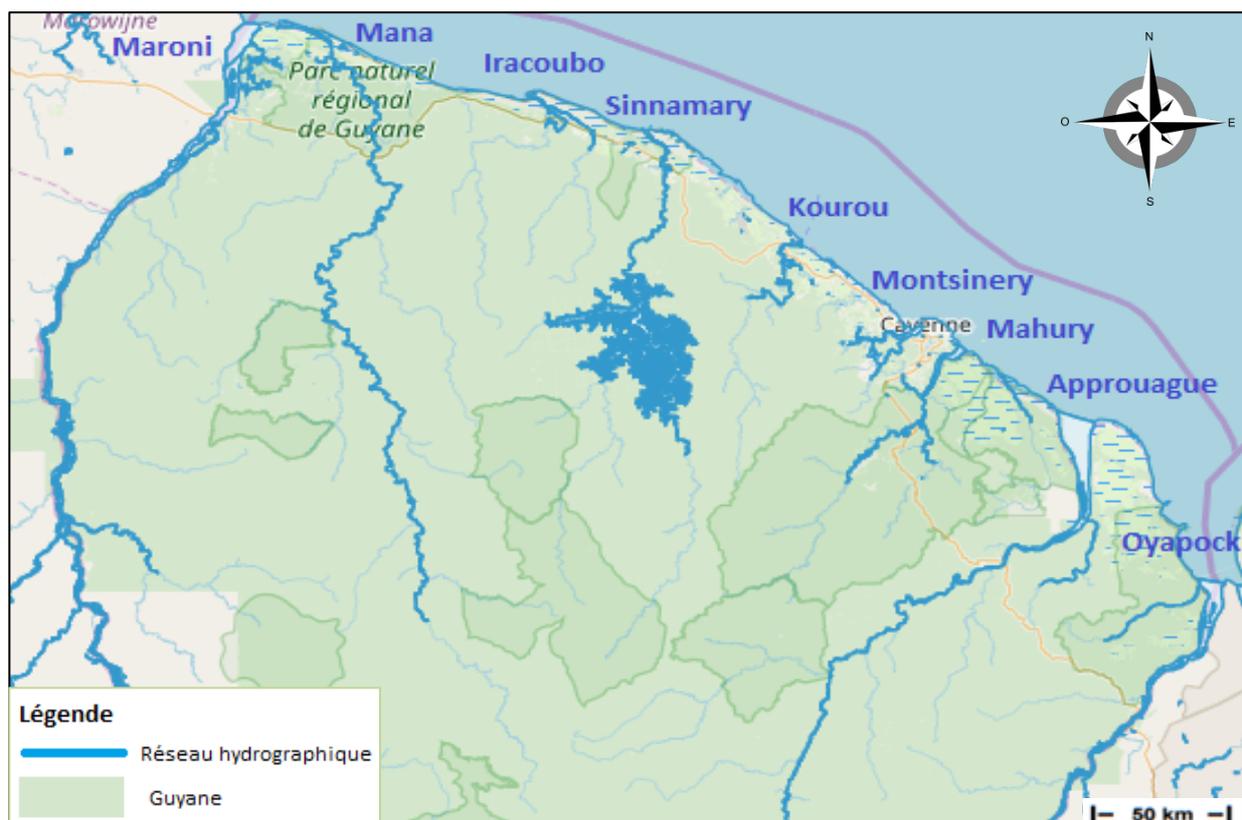


Figure 4 : Carte des masses d'eau en transitions de la Guyane

b) Caractéristiques par estuaire

9 masses d'eau en transitions ont été sélectionnées (Habert 2012) et sont présentés dans la carte ci-dessus :

- Le Maroni : il constitue la frontière naturelle avec le Suriname à l'ouest. Il est caractérisé par des fonds particulièrement vaseux et graveleux (Léopold 2004). La superficie de son bassin versant est la plus grande du territoire avec plus de 65000 km². Son débit moyen annuel est le plus élevé avec 1700 m³/s (de Mérona et al. 2012). En période de crue, le Maroni peut multiplier par 100 son débit (variant de 50 m³/s en période d'étiage à 5500 m³/s en période de crue) (Léopold 2004).
- La Mana : son embouchure est proche de celle Maroni, il est connu pour avoir de nombreux sauts (99 selon les locaux), et la superficie de son bassin versant avoisine les 320 km².
- L'Iracoubo : il est situé entre la Mana et le Sinnamary, il possède le plus petit débit moyen annuel avec 19m³/s.
- Le Sinnamary : il se démarque des autres fleuves par un régime hydrologique particulier notamment en saison sèche. En effet, on observe un mélange partiel sur plupart des masses d'eau de transitions, mais pas sur le Sinnamary (Habert 2012). De plus, la présence du barrage hydroélectrique de Petit Saut en amont semble influencer l'hydro morphologie avec des altérations de la sédimentation dans les mangroves et les bancs de vase (Froidefond et al. 1988). On constate également une altération des flux de méthane et de CO₂ de la zone du barrage à l'estuaire (rôle prépondérant de l'estuaire dans le bouchon vaseux) (Winter et al. 1996).
- Le Kourou : son bassin versant possède une superficie d'environ 2000 km². Il est caractérisé par une eau très brune à cause d'une forte concentration en sédiments issues de la forêt tropicale. La concentration en mercure est importante à cause des activités d'orpaillage. La ville de Kourou est située à l'embouchure de ce fleuve.
- Le Montsinéry : il prend sa source à une vingtaine de kilomètres à l'ouest du chef-lieu Cayenne. Il est bordé de mangroves, de plus, il est marqué par un gradient de salinité vertical persistant tout au long de l'année (de Morais and de Morais 1994). A son embouchure, il rejoint les eaux de la rivière Cayenne située à l'ouest de la ville.
- Le Mahury : situé à l'est de Cattenne, son bassin versant à une superficie de plus de 3000 km². L'embouchure du fleuve Mahury est comprise entre les communes de Rémire-Montjoly et de Roura. Son estuaire abrite le port de Dégrad' des Canes où sont stationnés des navires commerciaux, militaires, fileyeurs et bateaux de plaisance. Une ZNIEFF d'une superficie de 1758 ha est présente le long du fleuve et dont la limite s'arrête avant le pont de Roura.

- L'Approuague : il fut un des hauts lieux de passage de la ruée vers l'or au début du XXème siècle. Il est le quatrième fleuve en termes de longueur de linéaire mais son embouchure est la plus large avec une largeur d'environ 35 km. Il est considéré comme le moins anthropisé de tous les fleuves guyanais en raison de sa très faible densité de population sur son bassin versant.
- L'Oyapock : il est le fleuve transfrontalier à l'est frontière avec le Brésil, la superficie de son bassin versant est la deuxième plus élevée de Guyane avec 26820 km². Son débit moyen annuel est de 835 m³/s (de Mérona et al. 2012).

C. Pressions anthropiques en Guyane

La Guyane est le plus grand département de France, mais aussi le moins peuplé. La densité de population est de 2,1 habitants/km², dont 60% à Cayenne et 80% dans les trois plus grandes agglomérations. La densité d'habitants est relativement faible par rapport à la métropole et la quasi-totalité de la population (95 %) est regroupée sur la bande littorale et en connexion directe avec les masses d'eau en transitions. C'est aussi le département le plus boisé de France, 97 % du territoire est recouvert de forêts. C'est donc sur ces zones côtières que vont préférentiellement s'exercer les pressions d'origine humaine.

1. Pressions urbaines

La bande côtière est actuellement le secteur de développement prioritaire du territoire guyanais. Elle ne représente que 10% du territoire, mais concentre 80% de la population. Deux grandes routes principales longent la côte sur 450 km environ et connectent les 15 communes littorales. Celles-ci concentrent les structures urbaines et industrielles principales. Il existe également, un réseau routier permettant d'accéder aux petits bourgs littoraux, marqués par des zones d'exploitation agricole et forestière.

a) Démographie

Le dernier recensement de l'INSEE datant de 2016 compte à 269 352 habitants. Le nombre d'habitant au km² est faible (3 hab/km²) en 2013, mais si l'on tient compte du fait que la population se répartit sur le littoral, soit sur seulement 10 % du territoire, la densité « effective » est plus proche de 29 habitants au km², ce qui reste largement inférieur à la moyenne nationale. Les communes connaissant la croissance la plus forte sont Kourou, Cayenne et Saint Laurent du Maroni dont la population a plus que doublé ces 10 dernières années. Cela induit une pression future qu'il va falloir anticiper afin de limiter les intrants polluants sur les masses d'eau en transition près de ces villes. Cependant, la Guyane présente un taux de croissance moyen de sa population depuis 1999 de 3,7 % par an, soit deux fois plus que la Réunion et cinq fois plus que l'hexagone. La Guyane, qui comptait 270 000 habitants en 2016 (Prud'homme et Treyens, 2010) pourrait en compter plus de 700 000 en 2040 (Horatius-Clovis, 2011). Afin de répondre à cette croissance démographique, les besoins immobiliers s'élèvent à environ 4400 logements/an d'ici 2040 (Yahou-Dauvier et Planchat, 2014). A ce recensement, il faut ajouter une population clandestine arrivant principalement du Brésil et du Suriname qui s'ajoute à la démographie locale.

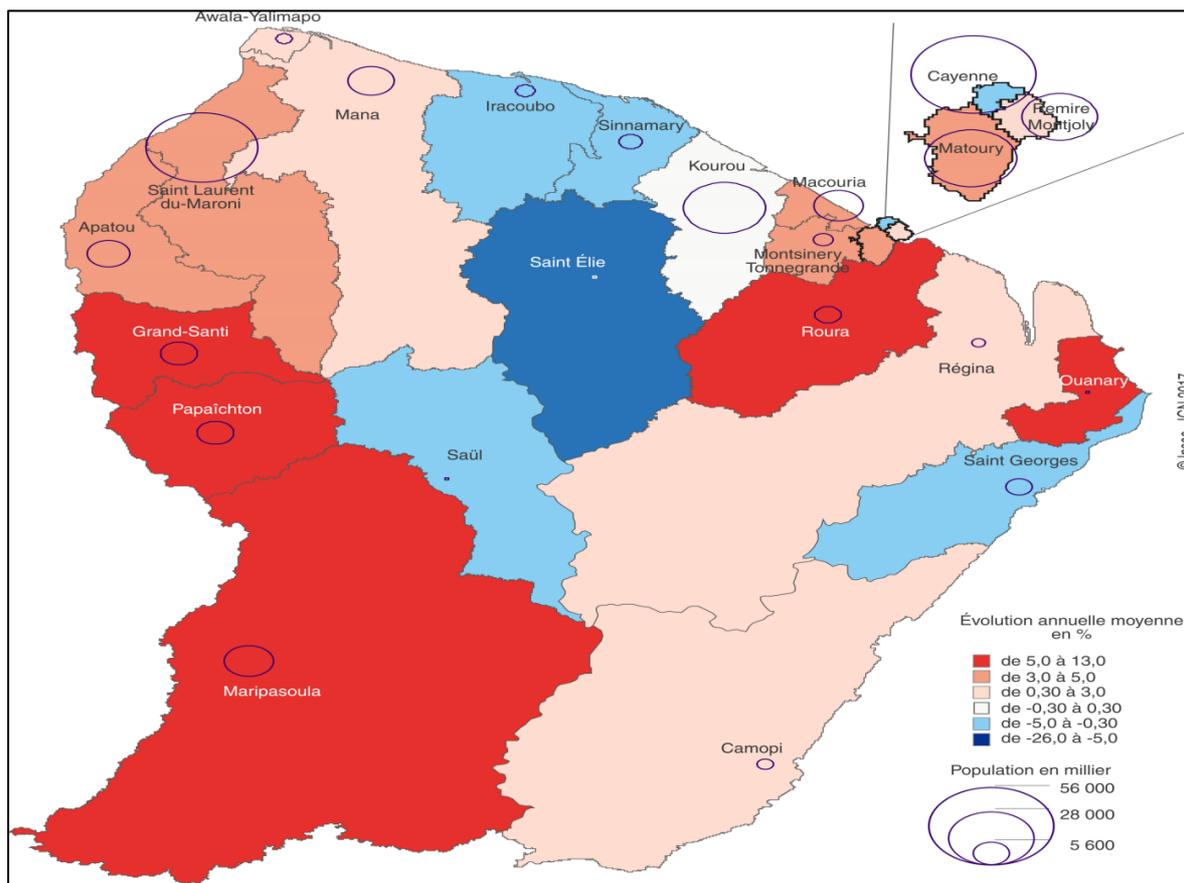


Figure 5 : Carte de l'évolution annuelle moyenne de la démographie (INSEE)

b) *Etat des lieux de l'assainissement des eaux usées*

La Guyane est la 3^{ème} région du monde ayant la plus grande disponibilité en eau douce par habitant derrière le Groenland et l'Alaska. Mais si on ramène le volume d'eau douce disponible par habitant, la Guyane devient 1^{ère} ressource mondiale d'eau liquide, avec un peu plus de 800 000 m³/hab./an. Le réseau hydrographique guyanais est relativement dense et de bon état selon les critères de la DCE (83 % des masses d'eau continentales en bon état). En ce qui concerne le réseau d'assainissement urbain, même si l'eau distribuée est globalement de bonne qualité celui-ci présente quelques lacunes :

- Insuffisance au niveau des équipements de distribution d'eau potable et d'assainissement.
- Besoin de renforcement des capacités techniques et financières des collectivités.
- Faible capacité d'autofinancement des maîtres d'ouvrage.
- Équilibre économique du service public d'eau potable et d'assainissement rarement atteint.
- Retard en équipements (15 à 20 % de la population ne dispose pas encore de l'accès à l'eau potable), en particulier à cause de la forte croissance démographique.

- Difficultés d'exploitation et d'entretien des installations sur les sites isolés, associé à des contraintes d'approvisionnement.
- Un service public d'assainissement pas assez développé (seulement 12 services d'assainissement collectif et 5 services publics d'assainissement non collectif).

(1) Assainissement collectif :

En 2015, le parc d'assainissement de la Guyane comptait 24 stations d'épuration publiques dont la capacité nominale de traitement est égale à 162 110 équivalents homme ou équivalents habitant (eH). Deux types de techniques sont utilisés à savoir les lagunes naturelles ou aérées (41,4% du parc) et les boues activées (58,6% du parc). Il existe aujourd'hui peu de station d'épuration de grande taille. La plus grande est celle de Cayenne Leblond avec une capacité de 60 000 eH. Cet ouvrage permet le traitement des eaux usées de Cayenne et du nord de Matoury. Ce qui représente environ 60 000 équivalent-habitants. Elle devrait passer à 90 000 à l'horizon 2030. La station de Kourou bourg, possède une capacité de 30 000 eH (seconde plus grande de Guyane). Cayenne possède également plusieurs petites stations. Il est à noter qu'une station d'épuration de type «boue activée» d'une capacité nominale de 40 000 eH viendra renforcer la capacité épuratoire de la lagune Fatima actuellement de 6 000 eH à Saint-Laurent du Maroni. De manière générale, l'assainissement collectif est en retard par rapport à l'urbanisation croissante. De plus, les rejets effectués par ces stations d'épurations semblent rarement aux normes. Ces non conformités sont souvent dues à un sous dimensionnement des stations de traitement et des arrivées importantes d'eaux claires parasites.

(2) Assainissement non collectif

Il existe en Guyane deux types d'assainissement non collectif. Le premier étant l'assainissement individuel c'est-à-dire des fosses septiques (qui constituent la majorité). Ensuite, on retrouve l'assainissement dit « semi collectif » : ce sont des micro-stations (à boues activées souvent). La majorité des grandes installations sont situées sur le territoire de la CACL (Communauté d'Agglomération du Centre Littoral de Guyane). Les collèges et les lycées possèdent aussi des systèmes d'assainissement semi collectifs. Il est estimé qu'il existe sur la CACL entre 20 000 à 25 000 installations d'assainissement non collectif. Le problème de ces systèmes est qu'ils rejettent pour la très grande partie dans des fossés routiers. A côté des réseaux de collecte et des ouvrages de traitement des eaux usées construits et gérés par les collectivités ou par leurs délégataires, il existe des réseaux et des dispositifs réalisés par des maîtres d'ouvrage privés ou par des particuliers. Dans le premier cas, on parle d'assainissement non collectif (ANC) regroupé, et dans le deuxième, d'ANC individuel ou familial. En 2015, le parc d'assainissement de la Guyane compterait une centaine de stations d'épuration privées. Toutefois, seules quarante-cinq stations ont été identifiées dont quarante-et-une sur le territoire de la CACL. Leur capacité de traitement est égale à 21 030 eh. A cause de la démographie, les projets de construction précèdent bien souvent les projets d'aménagement du territoire communal. Aussi, on se retrouve avec des dispositifs d'ANC en zonage d'assainissement collectif. Les maîtres d'ouvrage privés et les particuliers se voient contraints de déconnecter leurs ouvrages et de se raccorder dans un délai de deux ans au réseau public d'eaux usées. La situation de l'ANC en Guyane n'est pas satisfaisante car les stations d'épuration et les dispositifs des particuliers souffrent d'une absence d'entretien

et/ou d'exploitation engendrant des problèmes. Ils constituent à la fois sources de risques sanitaires pour les habitants avoisinants et une pression notable pour les milieux aquatiques.

c) *Évolutions des pressions liées aux rejets urbains*

Il est difficile de prévoir l'évolution de la pression concernant les rejets urbains car plusieurs facteurs entrent en jeu :

- La forte croissance démographique sur l'ensemble du département, en particulier sur le bassin versant du Maroni.
- Le développement économique, une hausse du niveau de vie et une augmentation de l'industrialisation.
- L'obsolescence des réseaux d'assainissement existants.
- La baisse des subventions et budgets (européens et nationaux) alloués à ce secteur.
- Le coût des derniers « mètres linéaires » de la maison au réseau public (qui doivent être supportés par les particuliers).

Les facteurs de baisse de cette pression sont dus aux projets de collecte et de traitement des eaux usées (comme la station de Leblond par exemple). Ces projets devraient permettre de diminuer les pressions sur les estuaires notamment.

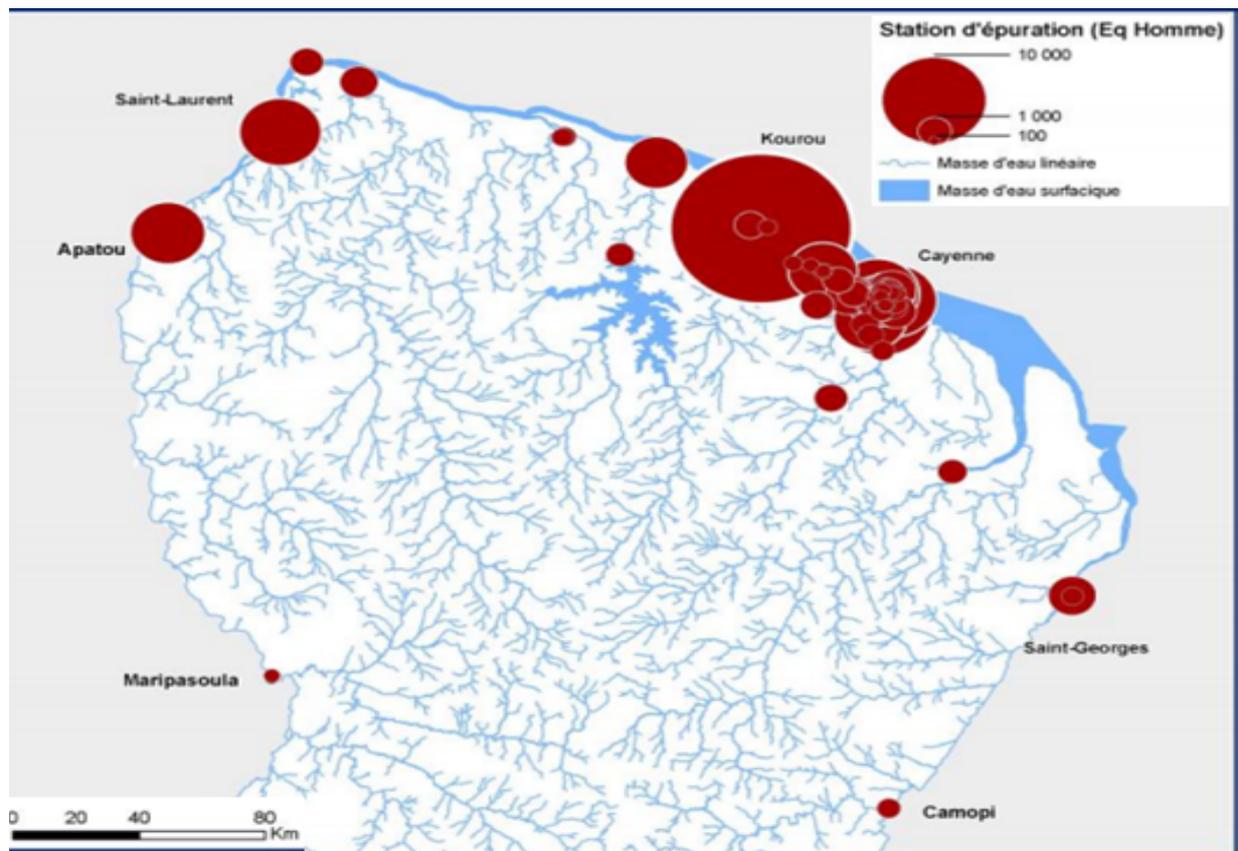


Figure 6 : Etat des lieux de la capacité épuratoire en Guyane (Asconit 2013)

2. Agriculture

La Guyane possède une Surface Agricole Utile (SAU) d'environ 25 000 hectares. Cela représente environ 0.3 % du territoire (ONF, 2013).

a) Agriculture traditionnelle

L'agriculture traditionnelle sur « abattis » concentre plus de 75% des exploitations agricoles de Guyane (DAAF Guyane). L'abattis traditionnel consiste à alterner des périodes de plantation et de jachères. L'abattage des gros arbres et du sous-bois commence vers Juillet-Août et ensuite vers Octobre-Novembre, l'agriculteur va procéder au brûlis d'environ un à deux hectares quotidiennement. La culture sur brûlis est pratiquée pour déforester la parcelle à cultiver, fertiliser le sol avec le charbon de bois et les cendres produites et également de tuer la pédofaune. Ce type d'agriculture est surtout présent au niveau des fleuves transfrontaliers (Maroni et Oyapock) et le long du littoral.

b) Agriculture commerciale et pressions induites

Les zones agricoles sont principalement situées autour des bourgs de Cacao (à l'intérieur des terres au sud-ouest de Cayenne) et Javouhey (à quelques kilomètres au sud de l'estuaire de la Mana). L'avènement d'une agriculture commerciale au début des années 80, a engendré une utilisation soutenue de divers produits phytosanitaires. Leur utilisation est bien moins contrôlée qu'en métropole, beaucoup de molécules sont mélangées et les traitements sont multipliés et ce pour plusieurs raisons :

- Le climat tropical et l'alternance de saisons sèches et pluvieuses permet plusieurs cycles de récoltes. Le lessivage des sols est très marqué lors des périodes de fortes précipitations et nécessite de nouveaux traitements pour garder une protection contre les ravageurs ;
- Le manque de formation et d'information auprès des agriculteurs concernant les bonnes pratiques d'usage des pesticides ;
- La grande abondance des insectes ravageurs (pucerons, cochenilles, cicadelles, charançons...);
- Le contrôle des repousses sur les terres agricoles.

Ces produits phytosanitaires se retrouvent dans beaucoup de masses d'eau dans de Guyane. On retrouve surtout des herbicides, qui ont été utilisés pour des pratiques agricoles. Toutefois, l'agriculture n'est pas la seule source de contamination aux phytosanitaires ils sont aussi utilisés pour l'entretien des voiries et des jardins. Les pesticides ont été quantifiés le plus souvent dans les zones urbaines : les habitations et la population de Guyane sont aussi soumises aux attaques des ravageurs qui induisent l'utilisation de nombreux pesticides. Les zones les plus touchées sont les secteurs agricoles de Javouhey, Cacao et Stoupan (situé sur le fleuve Mahury).

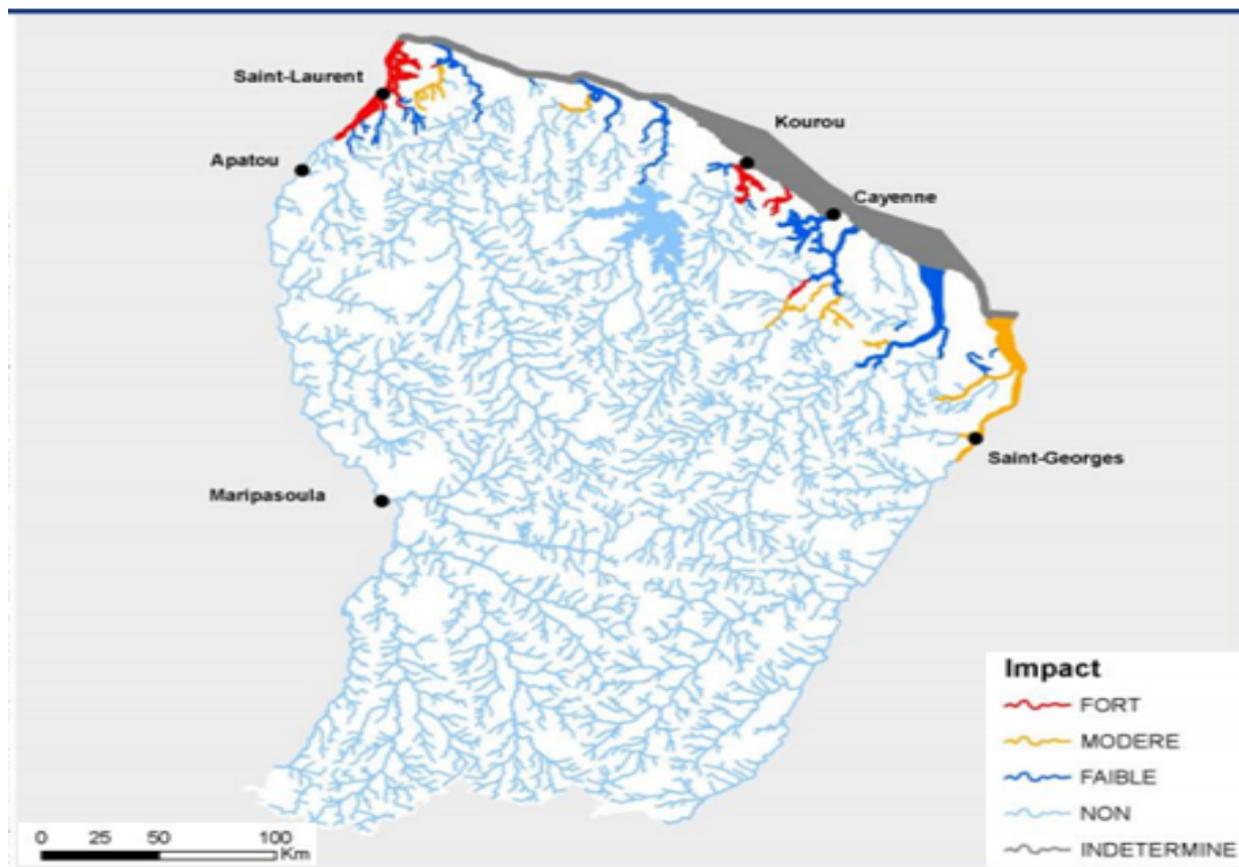


Figure 7 : Etat des lieux des pressions liées à l'agriculture (Asconit 2013)

3. Industrie et carrières

La Guyane possède un faible tissu industriel. La plupart des « industries » relèvent davantage de l'artisanat, et une grande partie des produits consommés sont importés de métropole.

a) *État des lieux de l'industrie*

Les entreprises industrielles sont peu nombreuses et de petite taille en Guyane. En effet seulement 2 % des entreprises sont composées de plus de 20 salariés et 90 % ont moins de 6 salariés (Atlas de Guyane, édition 2008). Les domaines d'activités sont l'agroalimentaire, le bois et les industries légères. Les industries sont géographiquement localisées à Cayenne (66 %) et Kourou (16 %), avec notamment une densité marquée dans la zone industrielle de Collery (sud de Cayenne) et dans le parc d'activité économique de Dégrad des Canes, à Rémire-Montjoly. La base spatiale de Kourou est également un pôle industriel à part entière. Toutefois, les études menées par Hydreco aux abords du pas de tir du centre semblent montrer que les mises à feu n'affectaient pas les invertébrés aquatiques et les poissons locaux.

(1) Pressions induites

Les domaines d'activités comme l'exploitation de carrière, la construction et l'agroalimentaire sont bien développés sur le territoire. Ces activités nécessitent souvent une utilisation d'eau importante. De plus certaines, sont tenues de contrôler leurs rejets quand ce sont des Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (ICPE). C'est le cas de nombreuses carrières et de quelques scieries. Les entreprises du domaine de la construction : centrales de béton, fabrication de ciment ou de remblais, sont relativement nombreuses et leurs activités engendrent des pollutions qui ne sont pas liées directement au processus de fabrication

puisque très souvent, les eaux sont utilisées dans la fabrication de la matière et il existe peu de rejet. En revanche, ces activités engendrent des poussières volantes, nécessitent du nettoyage (lavage des citernes à béton, des plateformes...) et par conséquent rejettent des eaux chargées, en matières en suspension notamment. Il existe donc deux principales pressions dues aux industries :

- Une pression de prélèvement : 87 % des volumes prélevés proviennent du réseau d'eau potable, seuls 12 % des volumes prélevés sont issus de puits ou forages privés. La plupart des industries sont peu consommatrices d'eau.
- Une pression de rejets de substances dans le milieu naturel : dans les eaux de surface ou pollution des sols, avec un transfert possible, mais mal connu, vers les eaux souterraines ou de surface.

(2) *Traitement des effluents*

En ce qui concerne le traitement des effluents, certaines entreprises sont raccordées au réseau d'assainissement collectif comme les sociétés de l'agroalimentaire et les pôles hospitaliers / cliniques. Les zones où les pressions industrielles sont les plus marquées sont dépourvues d'assainissement collectif. Il est estimé que 10 % des entreprises ne procèdent pas à l'épuration de leurs eaux usées. Certains industriels, surtout dans le domaine de la construction, ne prennent pas en considération la question de leurs effluents. Et cela non pas uniquement par négligence mais car ils manquent d'informations concernant la sélection d'un système adapté à leur type de rejet. Les autres entreprises sont équipées de plusieurs types de systèmes de traitement (boues activées, lagunage aéré, traitement physicochimique...) et les fosses septiques sont un système de prétraitement répandu. Les milieux récepteurs des eaux épurées sont principalement des fossés, des criques, mais aussi des zones humides. Les effluents (ou les eaux épurées) des entreprises ne sont toutefois jamais rejetés dans les fleuves. Les paramètres les plus significatifs sont les MES (retrouvées sur l'ensemble de la bande littorale à des concentrations variables) et la DBO/DCO (pôles de l'Île de Cayenne, Matoury et Saint-Laurent essentiellement). Les sites de production d'énergie et les mines sont également des sources de pollution chronique des sols. Cela est dû à la consommation, l'acheminement et à l'entreposage des huiles et hydrocarbures. De plus, des fuites récurrentes, des conditions douteuses de stockage et des rejets directs dans le milieu naturel sont constatés sur ces sites. Cette situation est marquée sur le littoral mais également dans l'intérieur des terres.

b) État des lieux des carrières

Les carrières de par leurs besoins, sont inféodées au réseau hydrographique et leurs effluents finissent leur cycle dans les fleuves et les masses d'eau de transitions. Les masses d'eau les plus touchées sont :

- La Comté (affluent du Mahury) : c'est l'exutoire de la zone qui concentre les sites de carrières sur la commune de Roura.
- La Rivière de Cayenne : reçoit les effluents provenant de Cayenne, Macouria et Montsinéry-Tonnégrande.

- Le Maroni : reçoit les eaux des carrières de Saint-Laurent. Plusieurs carrières de sable sont concentrées en amont. Les effluents s'écoulent entre le fleuve à l'ouest et la Crique Balaté à l'est, affluent du Maroni dont l'aval appartient à la MET Maroni.
- L'Iracoubo : il est jalonné par quelques carrières de sable près de l'estuaire, mais surtout une importante carrière de latérite au niveau de la Crique Milan, qui se jettent directement dans le fleuve.

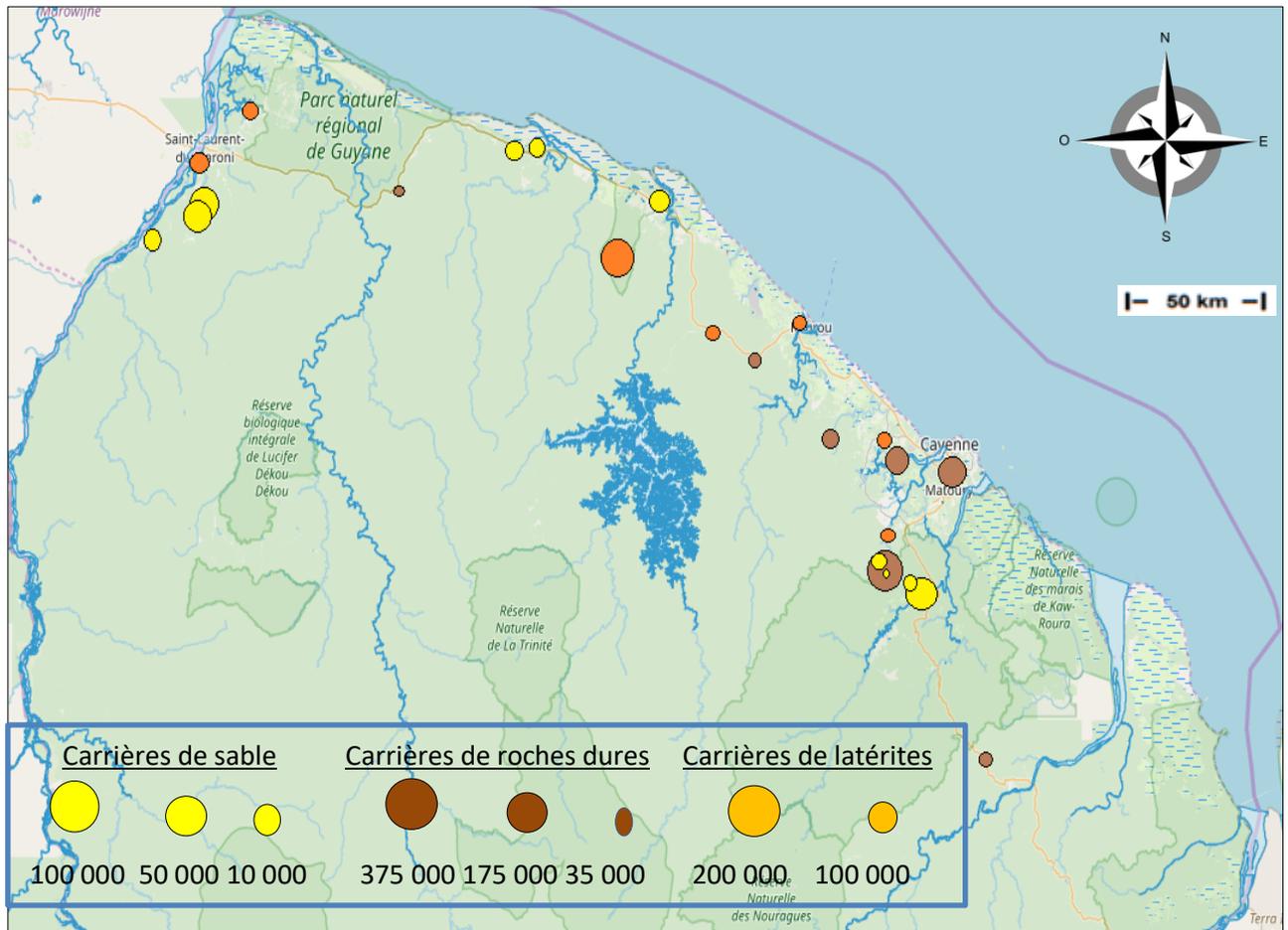


Figure 8 : Carte de la production (en tonnes) des différents types de carrières

L'exploitation des carrières entraîne des rejets de matières en suspension dans le milieu récepteur, accompagnés de la remise en circulation de substances, notamment le mercure, naturellement abondant dans les sols de Guyane. La qualité des eaux de surface ou souterraines est susceptible d'être altérée par les hydrocarbures ou autres produits chimiques abandonnés avec les engins de carrières. Ensuite, les eaux de ruissellement passent généralement par des bassins de décantation afin de réduire les rejets de MES dans les milieux naturels. Les rejets de MES entraînent des altérations sur les masses d'eau notamment une hausse de la turbidité, le colmatage des micros habitats et des frayères ainsi que de l'eutrophisation dans les carrières anciennes.

5. Pressions liées à la navigation

Certaines masses d'eau sont des voies privilégiées de transports et de communication tels que le Maroni et l'Oyapock notamment. Ils ont une fonctionnalité majeure d'axe de transports, de marchandises et de personnes. La circulation est plus anecdotique sur les autres fleuves, qui ne sont pas ou peu habités.

a) Navigation fluviale

Les parties amont du Maroni et de l'Oyapock subissent des pressions significatives à cause des molécules issues des combustions d'hydrocarbures (HAP). L'évolution de la pression liée à la navigation est considérée en forte hausse sur plusieurs masses d'eau. Sur les principales voies fluviales, on retrouve 2 types d'embarcations (la barge et la pirogue). Les liaisons sur un fleuve comme le Maroni sont extrêmement denses et forment un réseau de transport à part entière permettant de connecter les différents bourgs du fleuve entre eux. Le fret est aussi transporté via le fleuve sur les pirogues (entre 130 et 220 rotations dans l'année). La circulation entraîne des pressions amenées à s'accroître avec la croissance démographique comme les rejets chroniques d'hydrocarbures par les moteurs et les rejets polluants accidentels (transport de fret). Une circulation assez intense existe aussi de façon plus locale entre St-Laurent du Maroni et Albina au Suriname. Des dizaines de pirogues effectuent plusieurs aller-retours par jour entre ces deux destinations entraînant des nuisances sonores sous l'eau et des pollutions par les hydrocarbures.

b) Navigation maritime

La Guyane compte plusieurs ports ayant une importance économique notable :

- Le port de commerce de Dégrad des Cannes : c'est le seul port maritime situé à l'embouchure du Mahury. Ici transite la quasi-totalité des importations par voie maritime de la Guyane (ainsi que les hydrocarbures en provenance des Antilles).
- Le port commercial de Kourou-Pariacabo : il est la desserte des navires approvisionnant le centre spatial guyanais. Juridiquement, il est considéré comme une annexe du Port de Dégrad des Cannes. Le volume total de marchandise affrétée dans ces ports est de 818 927t en 2019, dont 33% d'hydrocarbures et méthanol.
- Le port de pêche du Larivot : localisé à l'embouchure de la rivière de Cayenne. Il est surtout utilisé principalement par les crevettiers et autres pêcheurs côtiers.

Il existe également d'autres ports (Sinnamary, Iracoubo...) mais ils ne sont pas comparables en termes de trafic, de tonnage, et d'importance économique. A l'instar de la navigation fluviale, le rejet d'hydrocarbures et les rejets accidentels par les bateaux constituent les principales pressions.

c) *Dragage*

Le dragage est un aspect souvent négligé quand il s'agit de qualifier l'ensemble des pressions s'exerçant sur les estuaires. Bien qu'essentiel pour la navigation maritime, permettant l'accès aux navires des différents terminaux (Kennish 1992) il est souvent source de dégradation des écosystèmes locaux. Il est parfois même considéré comme une des plus grande pression s'exerçant sur les estuaires (Peris-Mora et al. 2005). Le dragage provoque des impacts directs comme la destruction par action mécanique des organismes vivant dans les sédiments (Hoffmann 2000) ainsi que la destruction des habitats benthiques. Il existe d'autres effets indirects liés principalement à la remise en suspension des particules comme :

- La hausse de la turbidité entraînant une baisse de la pénétration de la lumière, une baisse de l'oxygène dissous et de la production primaire ;
- Une remise en suspension des éventuels polluants (HAP, PCB, métaux lourds...) contenus dans les sédiments ;
- Des changements de profondeurs provoquant des variations de salinités localisées ;
- Des altérations des processus de sédimentations et d'érosions ;
- Des altérations des régimes tidaux dus aux modifications hydro morphologiques.

Les communautés de poissons estuariens sont régies en partie par la stratification de la colonne d'eau qui va ainsi définir une certaine composition spécifique et un équilibre relatif entre les différentes guildes (Barletta et al. 2005). Le dragage va engendrer la suppression de cette stratification et altérer l'assemblage d'espèces entraînant une baisse la richesse spécifique et souvent une hausse de la biomasse locale. Une fois que le processus de dragage est terminé et que les matières en suspension sont de nouveau sédimentées, la biomasse redevient comparable à la situation « pré-dragage » mais la composition spécifique a néanmoins été modifié, généralement au profit d'espèces opportunistes (Barletta et al. 2016)(Figure 10).

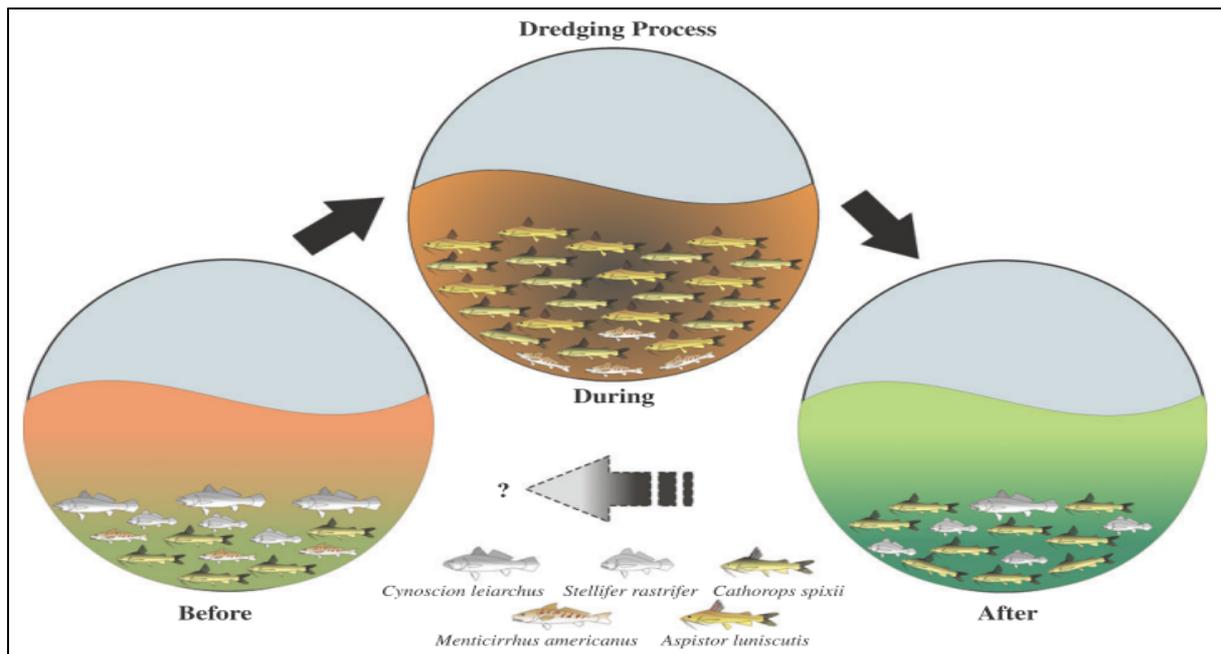


Figure 10 : Schéma présentant les effets du dragage sur la structure d'une communauté de poissons démersaux dans un estuaire tropical (Barletta et al. 2016).

Concernant le dragage en Guyane, dans le port de Dégrad des Cannes, l'envasement est récurrent et le dragage y est donc permanent. De vastes opérations y ont été réalisées comme en 2009 (avec un élargissement à 120m pour 4.2m profondeur). Mais le Mahury est sans aucun doute la masse d'eau qui subit le plus les effets du dragage. La remise en suspension des particules, est à relativiser car les rivières guyanaises sont naturellement très turbides et l'impact est plus faible que dans un cours d'eau de faible turbidité. Toutefois, la remise en suspension de polluants sédimentés (soit par adsorption ou par gravité) peut-être très préoccupante. Pour les métaux lourds et les PCB par exemple, cela entraîne une biodisponibilité des contaminants pour tous les niveaux trophiques, et en particulier les poissons situés en fin de chaîne alimentaire (phénomène de bioaccumulation). Bien que les quantités des contaminants quantifiés dans l'eau et les sédiments soient faibles, cela pourrait avoir des effets sur les masses d'eau contaminées depuis plusieurs années par le mercure (via la réouverture d'un cycle de méthylation).

II. Matériels et Méthodes

La création de cet indicateur multi-métrique suivra en grande partie la méthodologie présentée par Hering et collaborateurs en 2006 (Hering et al. 2006).

A. Exploitation des données

Toutes les analyses ont été réalisées avec le logiciel R Statistiques version 3.4.3 (R Development Core Team, 2017) avec les principaux packages « tidyverse » (Wickham et al, 2017), « vegan » (Oksanen et al, 2019), « ade4 » (Dray et al, 2018), « car » (Fox et al, 2018) et « MASS » (Ripley et al, 2018).

1. Données issues des campagnes de pêche

Les données de pêches ont été obtenues lors des campagnes de prélèvement réalisées par le bureau d'études HYDRECO au cours de la période 2015-2018. Les campagnes de pêches ont été effectuées sur 7 masses d'eau en transition sur une période de 4 ans (2015-2018). Toutefois les prélèvements ne s'étalent pas sur la même période selon les MET :

- Maroni : période 2015-2018
- Kourou, Mahury, Montsinéry : période 2015 -2017
- Mana, Iracoubo, Oyapock : 2018 uniquement

Seuls les poissons ont été retenus dans notre étude. Afin de compléter ces échantillonnages, des mesures physico-chimiques in situ (pH, température, conductivité, oxygène, salinité) ont été effectuées à l'aide d'une sonde multi-paramètre au niveau du fond sur chaque station. Les résultats des campagnes de pêches menées de 2015 à 2018 ont été consignés dans la base de données POMET d'INRAE. Cette application permet la saisie des captures réalisées dans le cadre des pêches scientifiques dans les estuaires français. Les résultats sont utilisés pour calculer l'état écologique des masses d'eau de transition, dans le cadre de la DCE.

a) *Descriptions des peuplements*

Afin d'obtenir une vision globale de la composition des espèces des estuaires guyanais, nous avons décidé de calculer les fréquences d'occurrences des modalités de l'ensemble des guildes. Dans un premier temps nous avons appréhendé ce calcul selon le nombre d'espèces appartenant à une ou plusieurs guildes données. Ensuite nous avons calculé l'abondance des individus appartenant à chaque guildes.

b) *Analyse de la composition des estuaires*

Les données issues des campagnes de pêches ont été exploitées afin de pouvoir analyser le degré de dissimilarité entre les peuplements des différents estuaires. Nous avons opté pour une approche inférentielle à l'aide de l'utilisation de l'indice de Bray Curtis et de matrices de distances. Cet outil permet de quantifier la dissimilarité entre les compositions des différents sites (ici les traits de pêche), à partir des captures observées sur chaque site. Il est défini selon la formule suivante :

$$BC_{jk} = 1 - \frac{2 \sum_{i=1}^p \min(N_{ij}, N_{ik})}{\sum_{i=1}^p (N_{ij} + N_{ik})}$$

Où :

- N_{ij} est l'abondance d'une espèce i dans l'échantillon j et l'abondance de la même espèce i dans l'échantillon k .
- Le terme \min correspond au minimum obtenu pour deux comptes sur les mêmes échantillons. Les sommes situées au numérateur et dénominateur sont réalisées sur l'ensemble des espèces présentes dans les échantillons.

L'indice de Bray-Curtis est borné entre 0 et 1. Plus celui-ci se rapproche de 0, plus les traits ont la même composition (ce qui signifie qu'ils partagent les mêmes espèces ou guildes). Au contraire si sa valeur se rapproche de 1, cela signifie que la composition des traits n'a aucune espèce en commun. Nous avons tenu à analyser la dissimilarité des peuplements entre les 7 MET étudiées selon deux approches :

- Une approche « structurale », qui consistera à appréhender l'analyse de dissimilarité selon les espèces.
- Une approche « fonctionnelle », qui consistera à appréhender l'analyse de dissimilarité selon les espèces appartenant à une guildes fonctionnelle.

De plus les analyses ont été faites à deux échelles différentes. Premièrement à l'échelle de l'estuaire, entre les 7 masses d'eau en transition, puis analysés deux à deux selon les zones de salinité de chaque estuaire (au nombre de 3). Cela signifie que les zones 1 des sept estuaires seront comparées deux à deux, et de même pour les zones 2 et 3. Les zones de salinité sont fonction du gradient et définies de la manière suivante : zone 1=[32 à 18] g/l; zone 2 = [18-5] g/l; et zone 3= [5-0] g/l.

Pour finir, afin de mettre en évidence ou non une dissimilarité significative entre les estuaires et les zones de salinité, nous nous sommes appuyés sur l'utilisation du test de Mantel. Ce test permet de tester les corrélations entre deux matrices. Ils sont basés sur l'utilisation des coefficients de corrélation de Pearson mais possèdent une hypothèse nulle particulière qui diffère de celle d'un test de la corrélation entre deux variables. En effet, il vise à tester l'absence de relation (H_0) entre les valeurs de dissimilarité provenant de deux matrices de dissimilarité (ou distance). Il ne s'agit pas d'un test de l'indépendance (H_0) de deux variables ou de deux tableaux de données multi variables. Une p-valeur non significative équivaut donc à une absence de dissimilarité.

2. Données de pressions anthropiques

Ces données ont été récoltées via la sollicitation des différents acteurs de l'étude et la protection des écosystèmes aquatiques en Guyane (Ifremer, ONEMA, DREAL, AFB). Les données permettent de rendre compte de la nature et de l'ampleur des pressions exercées sur l'ensemble des 7 masses d'eaux incluses dans notre étude, sur une période allant de 2014 à 2018.

a) *Micropolluants organiques, HAP, PCB et pesticides*

Afin de pouvoir prédire la réponse d'une métrique donnée en fonction d'un type de pression, nous avons dû récupérer des données physico-chimiques témoignant de diverses sources de pollution sur les estuaires guyanais. Nous nous sommes basés sur le rapport « Évaluation de la contamination chimique des eaux guyanaises par les techniques d'échantillonnage passif (DGT, SBSE, POCIS) - Application et soutien à la mise en place de la DCE (Campagne 2014-2015) » de l'IFREMER. Dans ce rapport sont recensées les données de quatre types de polluants :

- Micropolluants métalliques : Ag, Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn, Fe, Hg
- HAP : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques
- PCB : Polychlorobiphényles
- Pesticides

Afin d'agrèger les données, nous avons dressé la situation géographique de chacune des stations de prélèvements afin de savoir à quel estuaire elles étaient associées. Une moyenne annuelle de concentration mesurée a été calculée pour chaque station et pour chaque substance. Ensuite, une moyenne des concentrations entre les stations d'une même masse d'eau a été calculée. Cela nous donne une moyenne annuelle de polluant relevée pour chaque estuaire.

b) *Assainissement urbain*

Suite à plusieurs études menées par la DEAL afin de caractériser les rejets urbains au sein des aires urbaines de la Guyane, des séries de mesures ont été effectuées sur l'ensemble des stations d'assainissement collectifs et non collectifs. Plusieurs paramètres physico-chimiques ont été mesurés sur les effluents sortant des stations :

- DBO5 : fraction biodégradable de la charge polluante carbonée des eaux usées.
- DCO : paramètre des normes de rejet d'eaux dans le milieu naturel.
- MES : matières solides insolubles visibles à l'œil nu présentes en suspension dans un liquide.
- NH4 : teneur en formes ammoniacales dans l'eau (ion ammonium et ammoniac).
- NO3 : substance chimique de formule brute NO₃⁻.
- NO2 : précurseur d'autres polluants, produit des nitrates.
- NTK : teneur en composés non oxydés de l'azote (azote organique et ammoniacal).

- Pt : teneur globale des organophosphates, des phosphates condensés et des formes organiques du phosphore présent dans l'eau.

Concernant l'agrégation des données, dans un premier temps nous avons effectué un état des lieux de la situation géographique de chaque station afin de savoir dans quelle masse d'eau les effluents sortants sont rejetés. Pour les stations situées sur Cayenne nous avons pris soin de vérifier les coordonnées GPS des sorties de stations afin de savoir si les affluents allaient être déversés dans le Mahury ou dans le Montsinéry. Ensuite, nous avons calculé par station, une moyenne annuelle des concentrations de chaque paramètre listé précédemment. Nous avons regroupé les moyennes calculées par stations selon les masses d'eau associées. Pour finir, nous avons sommé les moyennes afin d'obtenir une quantité moyenne de rejets urbains annuelle (classés par estuaire). Ensuite, à l'aide des données indiquant les équivalents habitants (eH) pour chaque station (collective ou non), nous avons estimé le total équivalent habitant alloué à chacun des bassins versants des masses d'eaux étudiées excepté pour l'Approuague. En effet, compte tenu de sa très faible urbanisation et de sa très faible densité de population, nous n'avons pu trouver des données quantifiant l'ampleur des rejets urbains sur cet estuaire.

3. Indices de pollution

a) Élaboration des indices

Afin de synthétiser le degré d'intensité d'une pression sur les différentes MET, nous avons décidé de créer des indices de pollutions afin de vérifier l'existence de gradients de pressions. Ces indices reprennent les concentrations en métaux lourds (Ag, Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Hg, Fe et Zn), et en micropolluants organiques HAP, PCB, pesticides (mesurés par des capteurs passifs en 2014). De la même manière nous avons décidé d'inclure des données d'assainissement urbain afin de rendre compte de la pollution engendrée par cette pression dans les masses d'eau près des villes. Pour cela nous avons d'abord effectué une ACP afin d'éliminer les composants redondants pour chaque type de polluant. Ensuite, nous avons normalisé les données selon la procédure suivante :

- Chaque variable d'un type de pression est normalisée entre 0 à 1 sur l'ensemble des MET
- Pour une MET donnée on calcule la somme des valeurs normalisées
- L'indice final pour une pression donnée est le résultat de la somme des valeurs normalisées pondérées par le nombre de variables que contient un type de pression donné.

b) Influence de l'hydro morphologie et indice final

Les données de pressions anthropiques nous permettent d'avoir une vision intéressante concernant la nature et le degré que celles-ci exercent sur un estuaire. Toutefois ces données seules ne nous permettent pas d'obtenir une mesure objective de l'étendue de la contamination sur un estuaire. En effet, si un fleuve possède un long linéaire et un débit moyen élevé comme le Maroni par exemple, celui-ci va présenter une forte capacité de dilution. Cet « effet estuaire » a pour effet de créer un différentiel entre les pressions observées et les quantités de polluants relevés. Afin de corriger ce biais dans notre étude, et obtenir un indice de pollution final le plus objectif possible, nous avons décidé de pondérer

nos indices composites élaborés précédemment par le débit moyen annuel. Ainsi un rejet de polluant de 100 kg dans un estuaire ayant un débit de 50m³/s, n'aura pas le même effet que si les 100kg étaient déversés dans un estuaire à dilution plus forte ayant un débit moyen de 500m³/s.

B. Calcul et sélection des métriques.

Le postulat de cette étude repose sur l'idée d'un indicateur résultant de l'agrégation de plusieurs métriques capables d'intégrer de manière multidimensionnelle les réponses des communautés ichthyologiques face à des pressions anthropiques.

1. Liste existante de métriques

Le calcul des métriques est basé sur une connaissance préalable des communautés de poissons, leur répartition et les différentes guildes auxquelles les espèces appartiennent.

a) *Liste taxonomique*

Lors du stage de Master 2 de Julie Bacqué, une liste taxonomique des espèces ichthyologiques présente dans les estuaires a été établie grâce à l'étude des atlas faunistiques permettant de les localiser sur le territoire guyanais. Ensuite, considérant la relative homogénéité des conditions biogéographiques caractérisant les masses d'eau de transition de la Guyane, une approche guildes spécifique a été considérée pour caractériser le comportement de chaque espèce (Elliott et al. 2007). On définit une guildes comme « un ensemble d'espèces appartenant à un même groupe taxonomique ou fonctionnel qui exploitent une ressource commune de la même manière ». Les guildes définies dans cette étude sont basées sur les travaux d'Elliott et Dewailly (1995). Il existe différents types de guildes (décrits dans le tableau en annexe). Toutefois dans certains cas, la guildes a été définie comme « non déterminée » par manque d'information sur l'espèce. La méthode complète d'élaboration de la liste taxonomique et l'attribution des guildes est décrite de manière plus détaillée dans le rapport de J. Baqué (2012).

b) *Liste des métriques*

A partir de la liste taxonomique, une liste de métriques candidates a été élaborée selon les réponses aux pressions caractérisées en Guyane et la facilité de calcul. La sélection des métriques a été réalisée en rapport avec les fonctionnalités écologiques du milieu. Il existe trois types de métriques :

- Les métriques fonctionnelles : relatives aux guildes trophique, écologique, de position et de reproduction et aux rôles de l'estuaire pour l'ichtyofaune.
- Les métriques descriptives : composées d'indices de biodiversité (Shannon, Simpson, Pielou, Richesse spécifique...).
- Les métriques de résistance/pollution : rendent compte de la tolérance ou d'une faiblesse d'une espèce vis-à-vis d'une pression donnée (pêche, métaux lourds...) ou d'un facteur abiotique (hypoxie, salinité...).

Tableau 1 : Métriques candidates calculées à partir des données de pêche et réponse attendue face à une augmentation de pression

Type	Métriques candidates	Réponse attendue
Métriques descriptives	Richesse spécifique	-
	Densité relative individus	-
	Densité biomasse individus	-
	Indice de Simpson	-
	Indice de Simpson unbiased $D=1-\lambda$	-
	Indice de Simpson inverse	-
	Indice d'équitabilité	-
	Indice de Shannon	-
	Indice de Berger Parker	-
	Métriques fonctionnelles	Nombre espèces ER
Densité relative espèces ER		-
Nombre espèces FW		-
Densité relative espèces FW		-
Nombre espèces MJ		-
Densité relative espèces MJ		-
Nombre espèces MS		-
Nombre espèces DIA		-
Densité relative espèces DIA		-
Nombre espèces CA		-
Densité relative espèces CA		-
Nombre espèces F		-
Densité relative espèces F		-
Nombre espèces O		+
relative espèces O		+
Nombre espèces H		-

	Densité relative espèces H	-
	Nombre espèces INV	-
	Densité relative espèces INV	+
	Nombre espèces DE	-
	Densité relative espèces DE	-
	Nombre espèces qui ont fonction de nurricerie dans l'estuaire	-
	Nombre espèces qui ont fonction de reproduction dans l'estuaire	-
	Nombre espèces qui ont fonction d'alimentation dans l'estuaire	-
Métrique de résistance/pollution	RS = espèce résistante à la variation de salinité	-
	SS = espèce sensible à la variation de salinité	-
	RO = espèce résistante à l'hypoxie	-
	SO = espèce sensible à l'hypoxie	-
	RT = espèce résistante à la variation de température	-
	SP = espèce sensible à la pêche	-
	SM = espèce sensible aux taux de métaux	-
	RP = espèce polluo-résistante	-
	Nombre espèces sensibles à diminution O2	-
	Nombre espèces sensibles à diminution O2	-
	Nombre espèces introduites	+

De plus, la sélection a été réalisée, en prenant des métriques ayant été testé avec succès au cours de plusieurs études (Tejerina-Garro et al. 2006; Delpech et al. 2010; Cabral et al. 2012).



Figure 11: Schéma de données du projet PEGUY

c) Suppression préliminaire

Afin de réduire la liste de métrique nous avons fait le choix de supprimer de la liste des métriques candidates celles ayant une fréquence d'occurrence nulle et/ou ne dépassant pas 5 %. En effet les métriques avec une faible étendue de valeurs sont peu susceptibles de présenter une réponse significative lors du processus de modélisation statistique.

C. Élaboration des modèles prédictifs

Cette procédure constitue le point central de la conception de l'indicateur (Hering et al. 2006). L'approche consiste à corrélérer les métriques candidates (calculées précédemment à l'aide des données de pêche) avec les pressions anthropiques (représentés par les indices de pollution calculés précédemment). Pour cela, nous avons opté pour l'emploi de modèles statistiques prédictifs (ou GLM).

1. Sélection des modèles

Le critère d'information d'Akaike (Akaike Information Criterion ou AIC) permet de mesurer la qualité d'un modèle statistique donné (Akaike et al. 1998). Cela constitue la première étape dans l'élaboration de nos modèles.

a) Critère d'information d'Akaike

Lorsqu'un modèle statistique est estimé, il est possible d'augmenter la vraisemblance du modèle en ajoutant un paramètre. Le critère d'information d'Akaike permet de pénaliser les modèles en fonction du nombre de paramètres afin de satisfaire le critère de parcimonie. Le modèle avec le critère d'information d'Akaike le plus faible sera alors choisi. Nous avons donc utilisé l'AIC par étapes qui permet de choisir le modèle le plus parcimonieux décrivant le mieux les données. La procédure a été effectuée en sens inverse (« backward ») c'est-à-dire que l'on part du modèle avec toutes les variables nécessaires, en retirant à chaque étape une seule variable jusqu'à ce que la comparaison des modèles indique qu'il est préférable de ne plus retirer de variable. Si le retrait d'une variable ne se solde pas par une diminution de l'AIC, le processus s'arrête. Sinon, on continue le processus de retrait.

b) Écriture des modèles

Dans cette étude, le résultat de l'AIC permettra de rendre compte du modèle prédictif le plus vraisemblable statistiquement (dans la mesure où celui-ci est valable) où une métrique sera associée à un ou plusieurs types de variable de pression anthropique. L'écriture du modèle final varie évidemment d'une métrique à l'autre et se fait selon le résultat donné par la procédure stepAIC effectuée préalablement. Nous pouvons toutefois définir une écriture générale des modèles :

Modèle = glm(Métrique ~ Paramètres environnementaux + Méthode + Pressions pondérées + ε)

Les modèles calculés pour chaque métrique candidate comportent une ou plusieurs variables de paramètre environnemental (pouvant varier de 0 à 2) une ou plusieurs variables de pressions anthropiques (pouvant varier de 0 à 5). L'équation générale comporte également une variable rendant compte des biais engendrés par la méthode (chalut à perche ou verveux à ailes) ainsi qu'un paramètre epsilon (bruit statistique).

2. Calcul des modèles

Une fois les modèles correctement écrits, il convient de vérifier la corrélation des métriques biologiques avec les stress anthropiques. Cette étape permettra de déterminer les métriques éligibles pour intégrer l'indicateur multi-métrique.

a) Principe

Les GLM constituent un prolongement des modèles linéaires classiques qui peuvent être employés lorsque les variables ne sont pas numériques et continues. Les modèles linéaires généralisés sont systématiquement structurés autour de trois éléments à savoir, un prédicteur linéaire, une fonction de lien Log et une structure d'erreur.

b) Types de données

Les modèles linéaires classiques ne sont pas adaptés pour analyser des variables à expliquer (ou réponses) de type "comptage", notamment parce que ceux-ci reposent sur l'hypothèse que leur distribution est de type Normale. Cette hypothèse conduit alors à considérer que la variance des résidus est homogène, autrement dit constante, et ce, quelle que soit la valeur des comptages moyens prédits par le modèle. Néanmoins, les données de type comptage ne sont pas distribuées selon une loi Normale, mais selon une loi de Poisson. Et compte tenu de cette loi de distribution, la variance des résidus n'est pas constante mais proportionnelle aux comptages moyens prédits par le modèle. La distribution de Poisson est ainsi définie par un seul et unique paramètre appelé « Lambda ». Lorsque les données sont catégorielles binaires, les erreurs ne peuvent suivre une loi normale de moyenne nulle et de variance constante, puisque la réponse est du type "oui" ou "non". Ce type de données suit une distribution Binomiale, de paramètres "n" et "p". Une transformation (de la réponse) va permettre de passer du type "oui" / "non" à « une probabilité d'être oui ». Lorsqu'un GLM est employé pour analyser des réponses catégorielles binaires, on parle de régression logistique.

c) Surdispersion

Le phénomène de surdispersion survient lorsque la variance des réponses observée est supérieure à la variance supposée (ou théorique). Dans cette situation, l'erreur standard des paramètres est sous-estimée. Cela peut conduire à une p-value excessivement faible, et donc à une conclusion erronée. En cas de surdispersion, il est nécessaire d'utiliser d'autres structures d'erreur. Celles-ci vont induire une augmentation de l'erreur standard des paramètres du modèle. Ici, en cas de surdispersion nous utiliserons une structure d'erreur « quasi-poisson ». En ce qui concerne les modèles établis autour de données de densités relatives, nous ne pouvons employer une famille d'erreur de type Poisson. Par conséquent celles-ci seront définies selon une structure d'erreur binomiale. En cas de surdispersion, les modèles seront réajustés selon une structure "quasi-binomiale".

d) Validation des modèles

La validation d'un modèle linéaire généralisé repose sur deux conditions. La première consiste à vérifier la significativité du modèle et des différentes variables explicatives qu'il contient à partir de la p-value ($\alpha < 0.05$). Une fois cette condition vérifiée, la deuxième étape de validation est basée sur l'analyse de la normalité des résidus. Pour cela, il est nécessaire de vérifier visuellement l'ajustement d'une distribution donnée à un modèle théorique via l'analyse des diagrammes Quantile-Quantile (ou QQ-plot) des modèles associés aux différentes métriques. Si ce n'est pas le cas, la métrique incluse dans un modèle donné n'est pas retenue pour la suite de l'élaboration de l'indicateur.

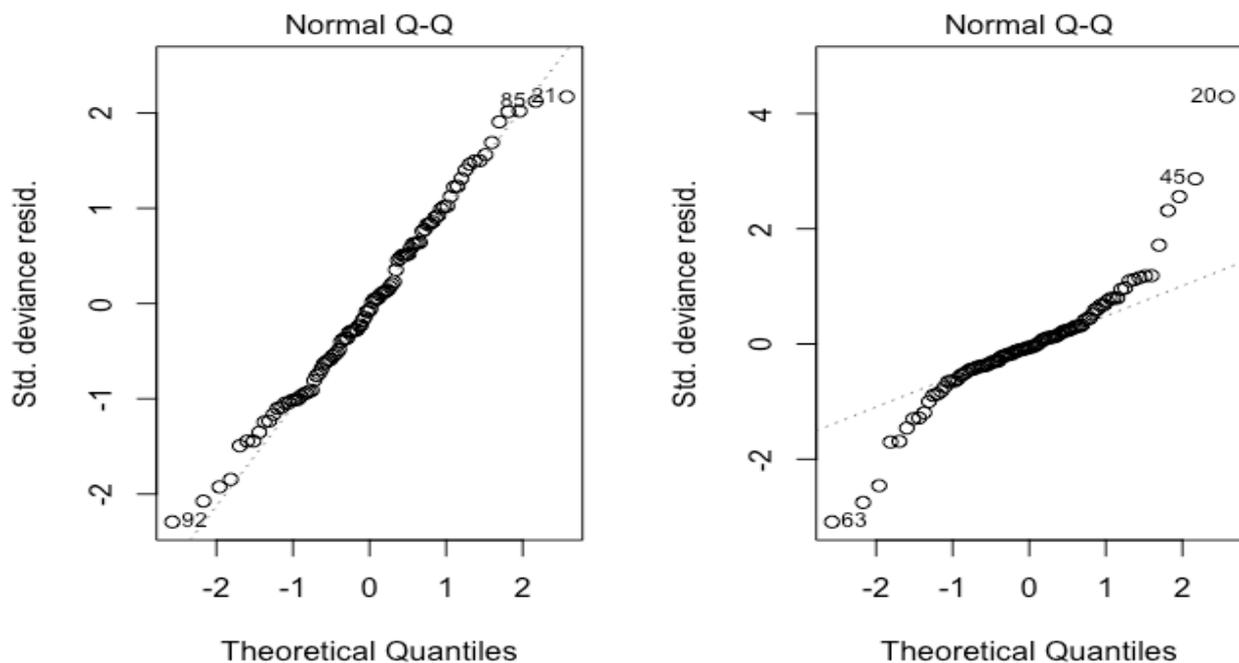


Figure 12 : Distribution normale des résidus VS Distribution non normale (à droite)

Par exemple, sur la figure ci-dessus, nous pouvons constater une distribution normale des résidus sur le QQplot de gauche, contrairement à celui de droite où la distribution des résidus n'est pas faite selon une loi normale, invalidant le modèle.

D. Construction de l'indicateur multi-métrique

Les métriques ayant montrées une corrélation significative avec les pressions anthropiques sont éligibles à l'intégration dans l'indicateur multi-métrique. Toutefois plusieurs étapes intermédiaires doivent faire l'objet de contrôle avant d'obtenir un outil fonctionnel.

1. Sélection des métriques « cœurs »

a) *Analyse de la redondance*

Avant de sélectionner définitivement les métriques qui vont intégrer l'indicateur, il est nécessaire de s'assurer que les métriques validées précédemment ne présentent pas de redondance entre elles. Pour cela, nous utiliserons une matrice de corrélation de Pearson. Sont généralement considérées comme redondantes les métriques ayant un coefficient de Pearson supérieur à 0.80 et inférieur à -0.80 (le coefficient étant compris entre -1 et 1). Le choix de garder une métrique par rapport à une autre s'il y'a redondance, est basé avant tout sur un choix de pertinence écologique. La valeur de 0.80 est choisie car il est normal que plusieurs métriques aillent dans le même sens et présentent une certaine corrélation. L'important est toutefois de choisir des métriques qui puissent couvrir l'ensemble des pressions qui s'exercent sur les estuaires pour obtenir un outil sensible aux différentes pressions.

b) *Choix des métriques*

A ce stade, toutes les métriques restantes sont significatives et non redondantes. Il convient alors de sélectionner les métriques « cœurs » (ou core metrics en anglais). Idéalement, il faudrait que ces dernières puissent englober tous les types de métriques biologiques (descriptives, fonctionnelle, résistance/pollution) tout en couvrant un large panel de pressions anthropiques (Hering et al. 2006). De plus, il serait pertinent qu'au sein même des différents types de métriques, elles puissent représenter différentes guildes (trophiques, écologiques, reproductives...) pour mieux informer sur la nature de l'impact. Le but est de pouvoir avoir une vision intégrative globale et multidimensionnelle du système étudié (Karr and Chu 1999). Les métriques montrant la corrélation la plus significative avec les pressions ont été sélectionnées en premier afin de constituer les métriques de base de l'indicateur.

c) *Étapes suivantes pour l'élaboration d'un indicateur multi-métrique*

Nous avons pu travailler sur la sélection et le choix des métriques finales éligibles afin d'obtenir un indicateur unique pour les estuaires de Guyane. Toutefois, plusieurs étapes sont encore nécessaires pour assurer la robustesse et la fonctionnalité de l'outil. Ces étapes sont décrites en détail dans la discussion et plus particulièrement dans le chapitre « Perspectives ».

E. Analyse et comparaison des méthodes de pêche

Un des volets de notre étude est consacré à l'analyse des méthodes de pêches utilisées au cours des campagnes. En effet, nous avons cherché à savoir si les informations apportées par les deux méthodes sont effectivement complémentaires en termes de diversité d'espèces capturées et s'il était possible de se passer de l'une ou l'autre méthode pour poser un diagnostic d'état écologique sur les estuaires étant donné les coûts engendrés par l'utilisation des deux techniques. Il apparaît opportun de faire cette analyse et de s'assurer de l'apport réel de chaque méthode pour maximiser le rapport coût/efficacité des échantillonnages.

1. Méthodes utilisées et espèces ciblées

a) *Chalut à perche*

C'est un engin actif, tracté sur le fond par un bateau ou une pirogue. Il est composé d'un filet en forme de sac fixé sur une perche métallique rigide permettant de maintenir l'écartement. Il est muni de patins lui permettant de glisser sur les sédiments et de maintenir constante l'ouverture verticale et horizontale du chalut.

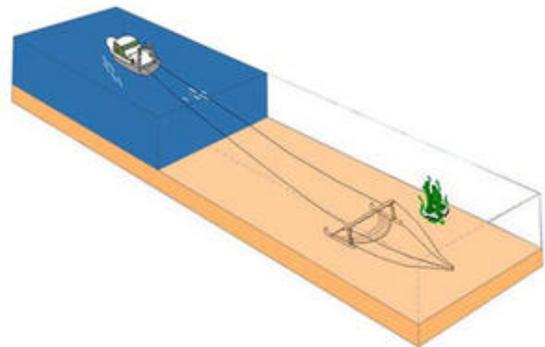


Figure 13 : Chalut à perche

b) *Verveux à ailes*

C'est un engin passif de fond d'une dizaine de mètres constitué de nasses de forme conique, aboutées les unes aux autres et de diamètres décroissants. Cette méthode permet de rendre compte de la composition des espèces qui fréquentent la mangrove à palétuviers et d'évaluer les abondances en fixant un effort de pêche.

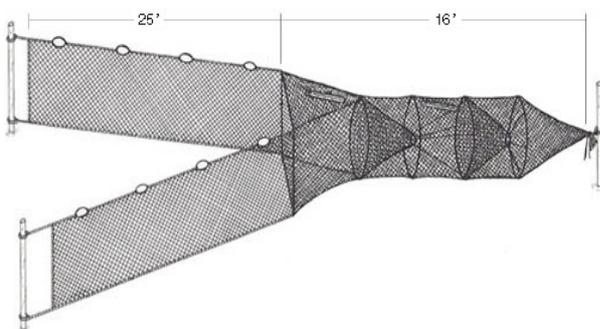


Figure 14 : Verveux à ailes

2. Comparaison de l'efficacité des méthodes

Les deux méthodes présentent des stratégies d'échantillonnage très différentes. Dans le cas du chalut à perche, l'engin de pêche est actif et mobile et la durée d'un trait de pêche est de 5 à 7 minutes avec un maillage de 8mm au cul du chalut. Les pêches ont lieu dans le cours

principal du fleuve et couvre une large zone géographique. Pour le verveux à ailes, l'engin est passif, fixe, et le filet est mis en place pour une durée de 2 heures à contre-courant. Cette pêche se pratique dans les criques qui se déversent dans le cours principal du fleuve. La comparaison des méthodes de captures s'est faite selon plusieurs modalités :

- Calcul du nombre moyen d'espèces capturées par échantillon
- Calcul du nombre total d'individus capturés
- Calcul du nombre total d'espèces capturées
- Comparaison des fréquences des différentes modalités des guildes

Nous avons tenu également à déterminer l'effort de pêche requis pour une bonne représentativité de l'échantillonnage selon les engins de pêche. Les courbes cumulées des espèces ont été obtenues à l'aide du package « vegan » sous R (R Development Core Team, 2017).

3. Analyse de positionnement multidimensionnel

Aussi appelée NMDS (Non Metric Multidimensional Scaling), cette technique est un cas particulier d'analyse multivariée (Kruskal 1964). Les positions sont représentées dans le plan ou dans un espace à trois dimensions par un nuage de points. On utilise ensuite une technique similaire à une MANOVA (analyse de variance multivariée). Le but est de vérifier si les paramètres, correspondant aux différentes modalités d'un facteur, sont significativement différents ou non. Les tests de significativités sont réalisés par des F-test (la statistique de test suit la loi de Fisher sous l'hypothèse nulle). Enfin, une vérification de l'homogénéité des variances entre les groupes est effectuée. En effet, si la MANOVA est significative mais que l'homogénéité des variances n'est pas respectée, alors on ne peut pas en déduire qu'il n'y a qu'un effet de localisation dans le plan. Alors que si les deux tests sont significatifs, il y a un effet de dispersion et éventuellement un effet de localisation. Dans notre étude, l'emploi de cette technique permet d'explorer les similarités ou dissimilarités des compositions des assemblages selon la méthode de pêche utilisée. A l'instar de l'analyse inter estuaires, nous avons appréhendé les comparaisons d'un point de vue structural (selon les espèces pêchées) et d'un point de vue fonctionnel (selon les guildes retrouvées).

III. Résultats

A. Descriptions des peuplements

L'exploitation des données de pêches nous a permis de fournir une description des communautés de poissons via l'étude des guildes présentes dans les estuaires.

1. Fréquences des modalités des guildes

Dans un premier temps nous exposerons la répartition globale de l'ensemble des fréquences des modalités des guildes puis nous commenterons de manière plus détaillée les occurrences selon les types de guildes calculés (trophiques, écologiques...).

a) *Fréquence des guildes retrouvées sur les MET*

Fréquences des modalités de l'ensemble des guildes
Tous estuaires confondus
2015-2018

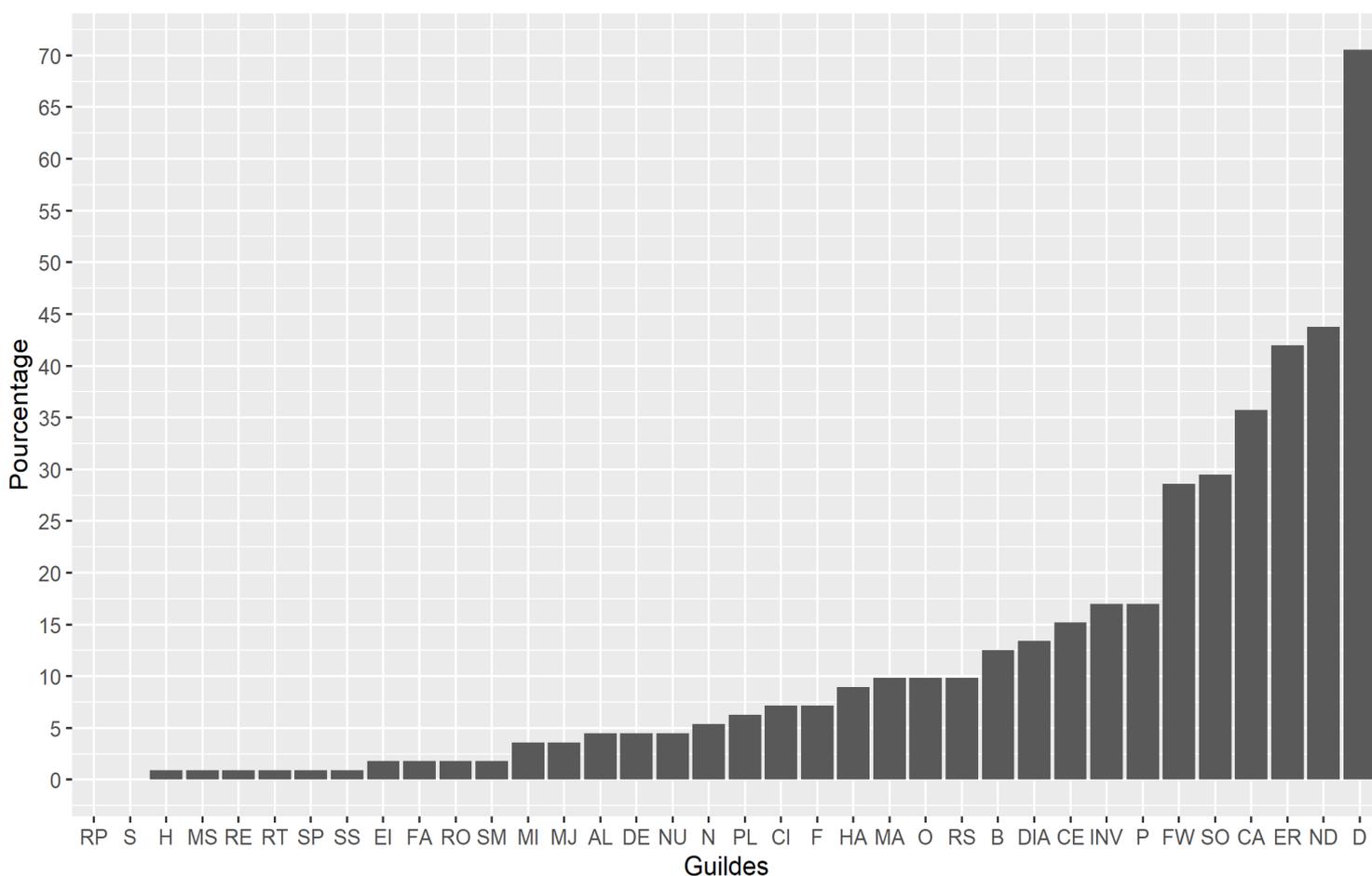


Figure 15 : Fréquences d'occurrence des 36 guildes candidates recensées sur les 8 estuaires de Guyane entre 2015 et 2018. La définition de chaque guilde est fournie en annexe au Tableau 12

La Figure 15 représente les fréquences des modalités de l'ensemble des guildes candidates (pour toutes les MET et années confondues). Nous détaillerons dans les parties suivantes, pour chaque type de guilde, les fréquences obtenues.

b) *Guildes écologiques*

Fréquence des modalités de guildes écologiques
Tous estuaires confondus
2015-2018

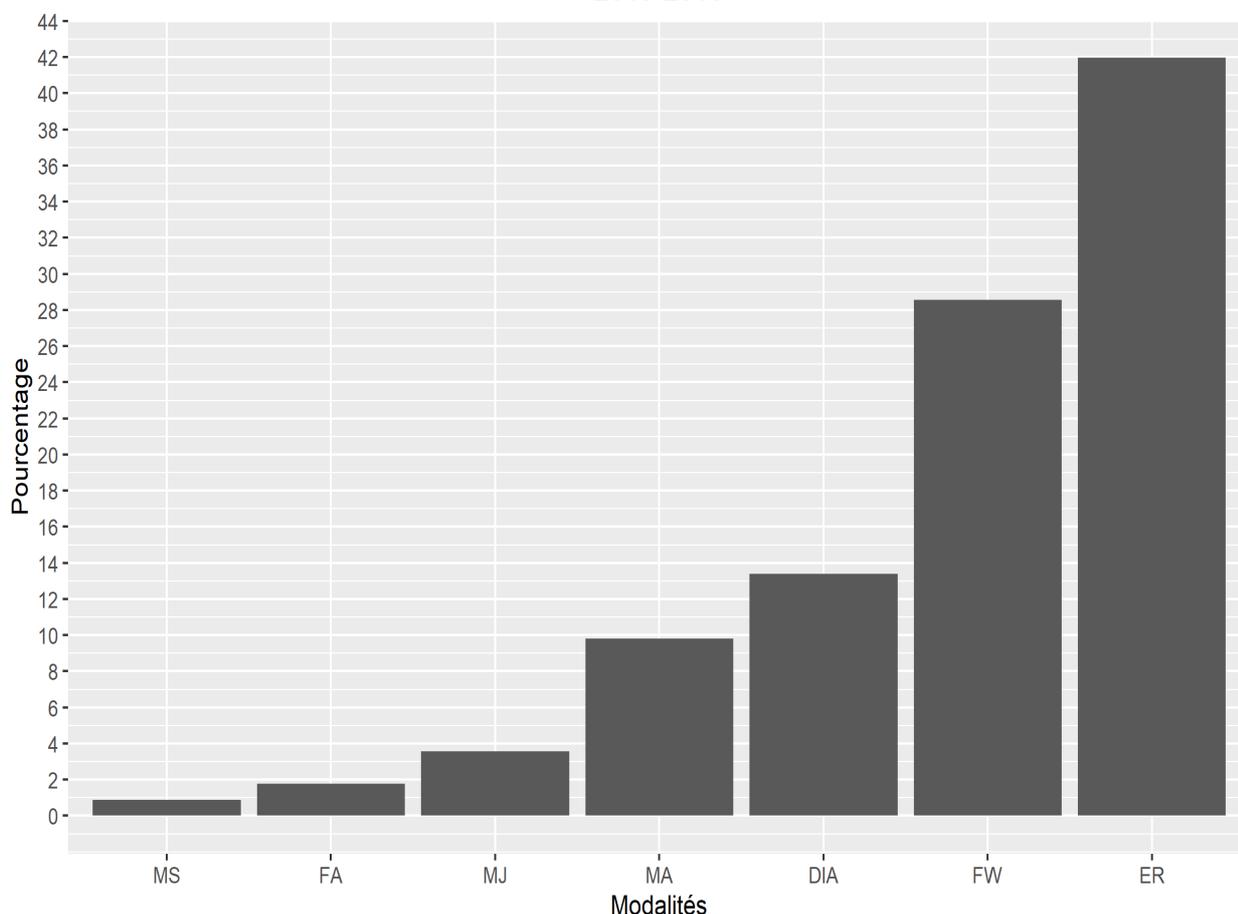


Figure 16 : Fréquences des guildes écologiques pour l'ensemble des MET (période 2015-2018)
MS= espèces marines saisonnières, FA= espèces d'eau douce faisant des incursions en estuaire saumâtre, MJ= espèce marine juvénile, MA= espèce marine occasionnelle, DIA= espèce migratrice diadrome, FW= espèce d'eau douce, ER= espèce résidente estuarienne

La Figure 16 présente les fréquences d'occurrence pour les sept modalités de guildes écologiques. Dans un premier temps, nous pouvons constater sur le graphe ci-dessus que les guildes « MS » et « FA » ont une fréquence d'occurrence faible (entre 1 et 2 %). Les fréquences des guildes « MJ » et « MA » oscillent entre (respectivement 4 % et 10%. Enfin, si l'on examine les trois guildes prédominantes dans les MET guyanaise, on retrouve les espèces diadromes (DIA) avec une fréquence de 13%, les espèces d'eau douces (FW) avec environ 30 % d'occurrence et en première position se placent les espèces estuariennes résidentes (ER) avec 42% d'observations recueillies. Concernant ce type de guildes, toutes les modalités ont pu être déterminées pour l'ensemble des espèces pêchées.

c) *Guildes trophiques*

Fréquences des modalités des guildes trophiques
Tous estuaires confondus
2015-2018

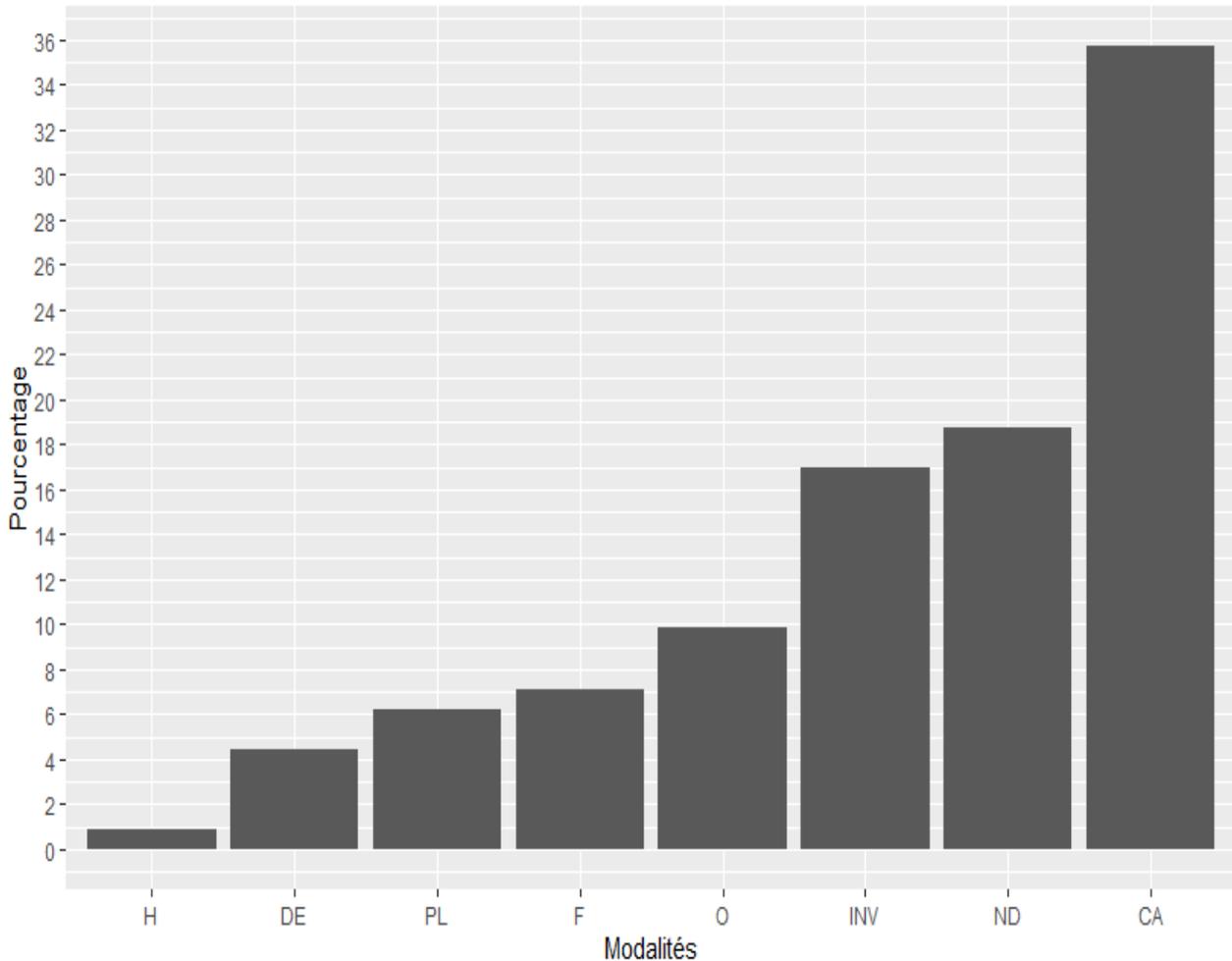


Figure 17 : Fréquences des guildes trophiques pour l'ensemble des MET (période 2015-2018). H= herbivore, DE= détritivore, PL= planctivore, F= piscivore, O= omnivore, INV= invertivore, ND= non déterminé, CA= carnivore (poisson, mollusque et invertébré)

La Figure ci-dessus rend compte de l'ensemble des fréquences d'occurrence des huit modalités des guildes trophiques. On peut en premier lieu constater la fréquence quasi nulle des espèces herbivores (H). En second lieu, l'ensemble des quatre guildes « DE », « F », « O » et « PL » ont des fréquences semblables allant respectivement de 4% à 10 %. Pour finir, si l'on se focalise sur les deux guildes trophiques dominantes dans les estuaires nous pouvons voir que les invertivores (INV) récoltent 12% des observations et les espèces carnivores environ 35%. On constate néanmoins la présence de 20% d'espèces pour lesquelles nous n'avons pas d'information sur le régime alimentaire et qui apparaissent sous l'appellation non déterminé (ND).

d) *Guildes verticales*

Fréquence des modalités des guildes de positions
Tous estuaires confondus
2015-2018

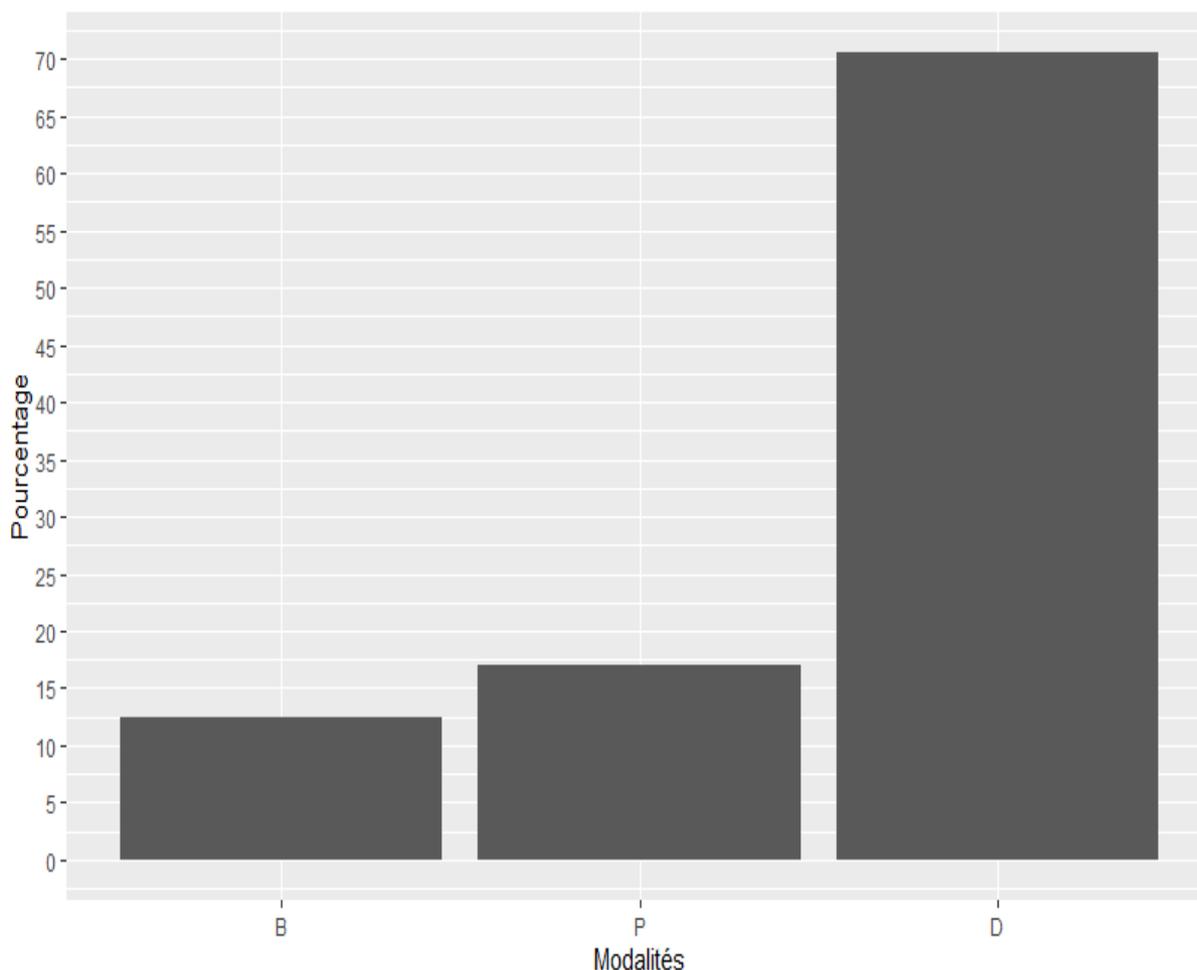


Figure 18 : Fréquences d’occurrence des guildes de position pour l’ensemble des MET (période 2015-2018). B= espèce benthique, P=espèce pélagique et D= espèce démersale

Sur la Figure 18 sont représentées les fréquences d’occurrence des guildes de position dans la tranche d’eau des espèces capturées entre 2015 et 2018. Nous pouvons observer que seulement 12 % des espèces recensées sont benthiques (B). Les espèces pélagiques (P) ont été recensées à hauteur d’environ 17%. Les espèces des masses d’eau de transitions guyanaises sont majoritairement démersales, à 71%, c’est-à-dire qu’elles vivent près du fond sans pour autant être posée sur le fond. Enfin, si on effectue la somme des espèces associées au fond (à savoir les espèces benthiques et démersales), on atteint presque 85% d’occurrence. A l’instar des guildes écologiques toutes les modalités ont été renseignées (absence de « ND »).

e) *Guildes de reproduction*
Fréquences des modalités des guildes de reproduction
Tous estuaires confondus
2015-2018

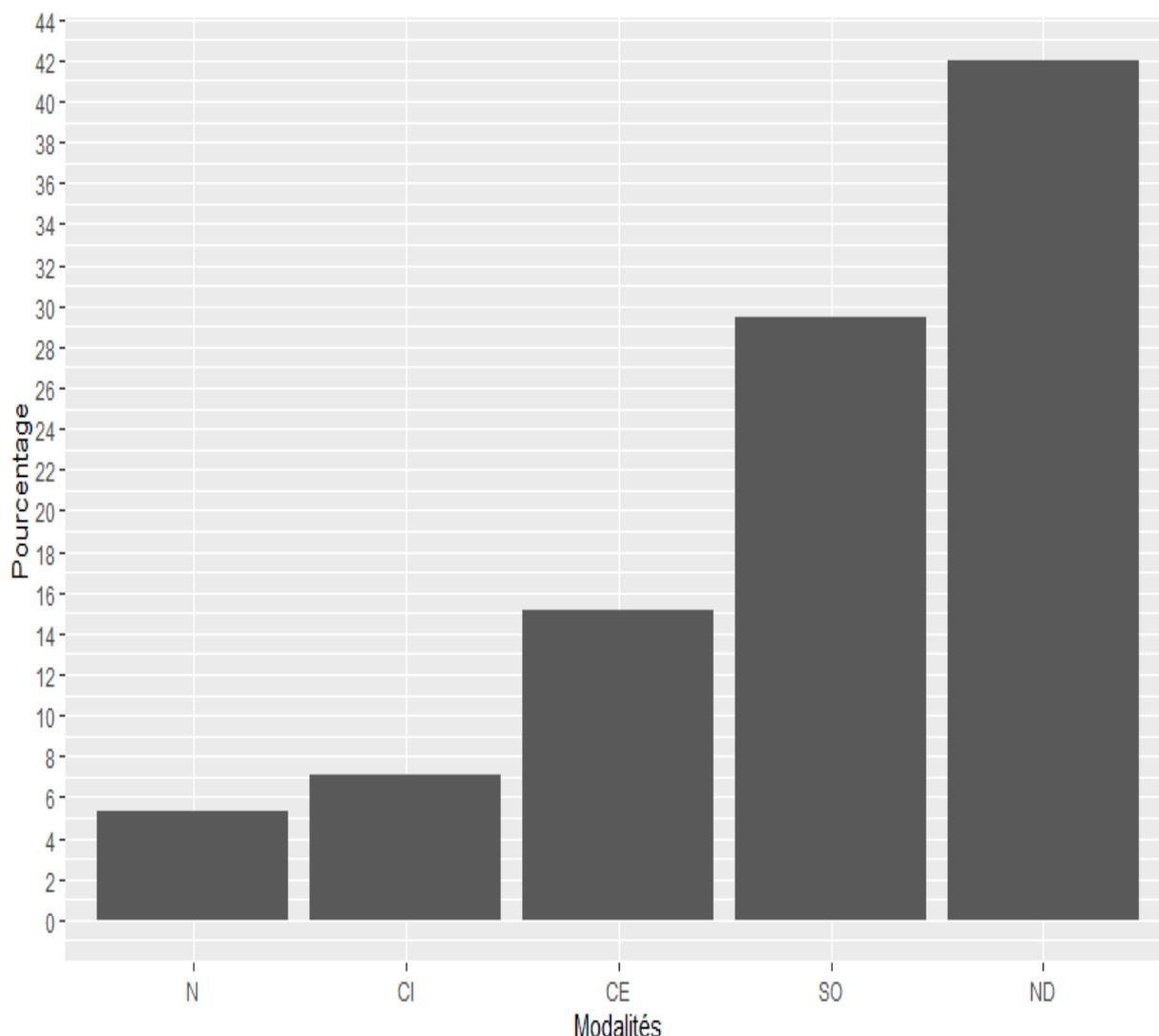


Figure 19 : Fréquences des guildes de reproduction pour l'ensemble des MET (période 2015-2018). N= espèce faisant un nid, CI= espèce portant les œufs en interne, CE= espèces portant les œufs en externe, SO= espèce ayant un ponte en milieu ouvert (pleine eau par exemple), ND= non déterminé

La Figure 19 représente les fréquences d'occurrence des guildes de reproduction des espèces pêchées dans les estuaires entre 2015 et 2018. Tout d'abord, nous pouvons constater que les espèces construisant des nids (ou aménageant des substrats) sont en faible proportion (5% environ). La guildes des porteurs internes « CI » quant à eux, composent 7% des effectifs. Les porteurs externes « CE », c'est à dire les espèces possédant des poches ventrales ou portant les œufs dans leur bouche atteignent environ 16% d'occurrence. Pour finir, il apparaît que la guildes de reproduction dominante est celle des pondueurs en milieu ouvert « SO » (soit de manière pélagique ou sur des substrats comme du gravier, rochers, bois...) avec 30%

d'occurrence. Nous pouvons remarquer que pour plus de 40% des espèces pêchées, la guildes de reproduction n'a pu être déterminée.

f) Rôles de l'estuaire

Fréquences des modalités des rôles de l'estuaire
Tous estuaires confondus
2015-2018

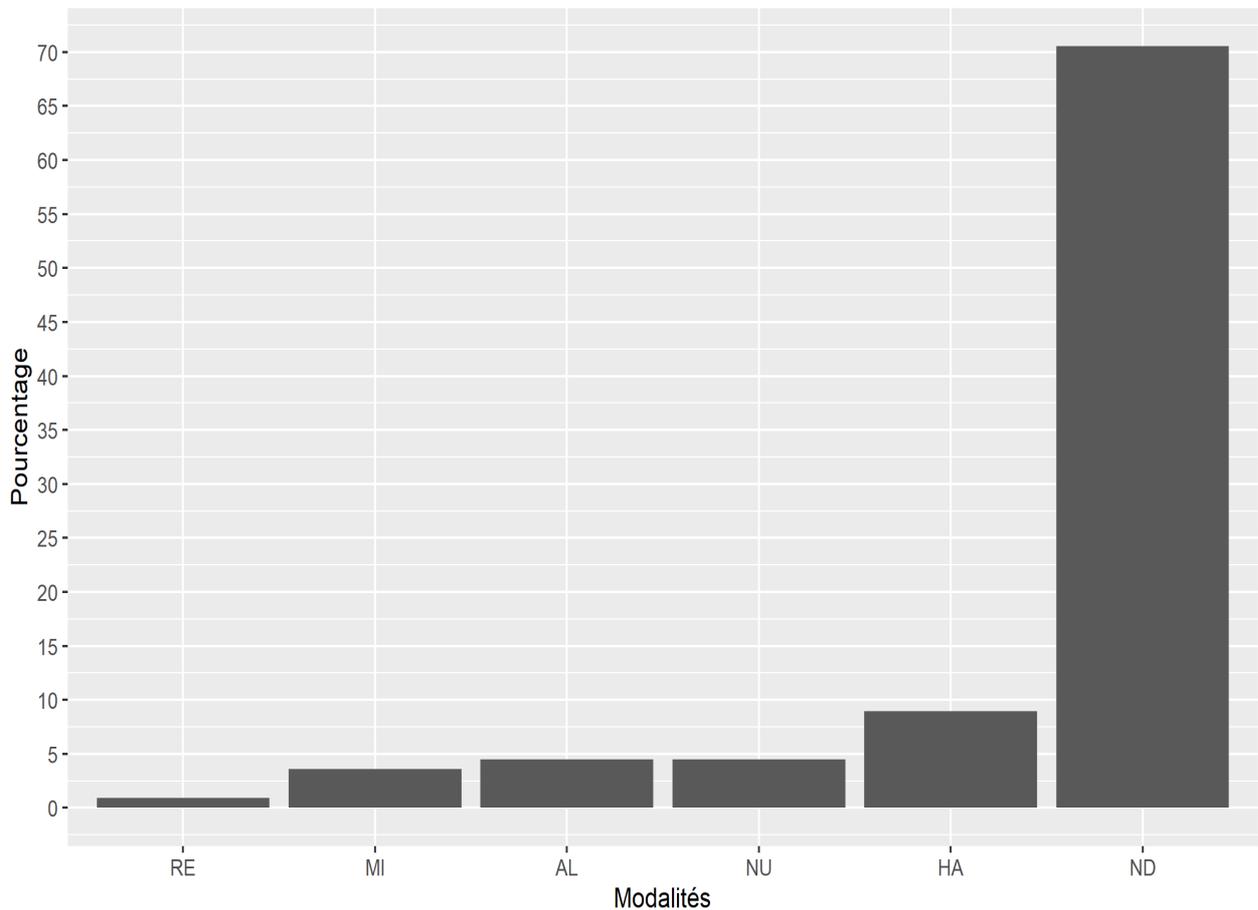


Figure 20 : Fréquences d'occurrence des guildes associées au rôle de l'estuaire pour l'ensemble des MET (période 2015-2018). RE=zone de reproduction, MI= couloir de migration, AL= zone d'alimentation, NU= zone de nourricerie, HA= habitat permanent.

La Figure 20 montre les différentes modalités concernant les rôles de l'estuaire pour les différentes espèces. Tout d'abord nous constatons une occurrence quasi nulle (1%) pour la guildes « RE » (espèces utilisant l'estuaire en tant que lieu de reproduction). Le nombre d'espèces utilisant l'estuaire comme couloir de migration est faibles avec une fréquence d'occurrence de 4%. Enfin les espèces « AL » (utilisation de l'estuaire pour l'alimentation) et « NU » (fonction de nourricerie) sont présentes avec des occurrences égales à 5%. A noter qu'il existe une très grande proportion de guildes liées au rôle de l'estuaire non déterminées (environ 70%) car l'écologie de plusieurs espèces est mal connue et il aurait fallu faire une analyse bibliographique plus exhaustive pour obtenir quelques références en plus.

2. Analyse de la similarité des peuplements

Dans cette partie nous présenterons les résultats de la partie visant à étudier la dissimilarité des peuplements entre les différents estuaires. Nous présenterons les résultats obtenus entre les estuaires (toutes zones de salinités confondues) et selon les trois zones de salinité délimitées. Dans cette partie, nous ne présenterons qu'une seule matrice par type d'approche et selon l'analyse (inter ou intra estuaire), l'ensemble des matrices des p-values des tests de dissimilarité sont consignées en annexe.

a) *Dissimilarité entre les classes de salinités*

Les matrices de corrélation des résultats des tests de Mantel entre les distances de Bray-Curtis des trois zones de salinités des 7 estuaires calculées deux à deux pour vérifier si les assemblages sont très différents et jusqu'à quel point. L'ensemble de données est utilisé pour constituer un assemblage sur un estuaire.

(1) Selon les guildes

Matrices des p-values (Zone 1)

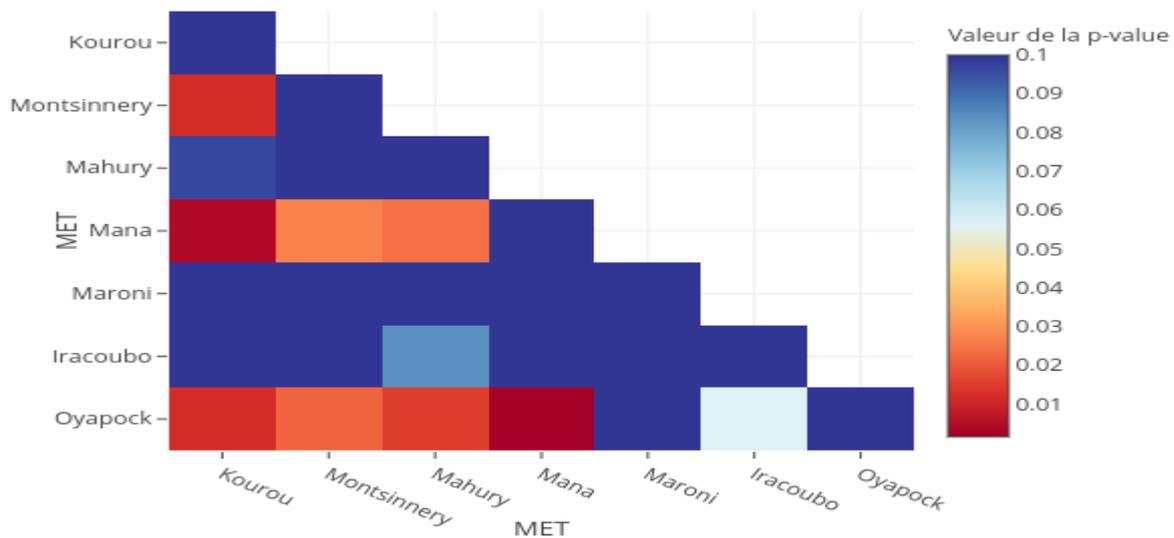


Figure 21 : Matrice de dissimilarité entre les assemblages présents dans la zone 1 (polyhaline) des estuaires vus à travers les guildes. Le seuil de significativité est exprimé avec un gradient de couleur entre le rouge (hautement significatif) et le bleu (non significatif)

Nous pouvons constater à la Figure 21 que la zone de salinité 1 (salinité comprise entre 18 et 32) présente plusieurs dissimilarités significatives (8 au total) dont 4 sont notamment liées avec l'estuaire de l'Oyapock. Trois dissimilarités significatives sont également avérées avec l'estuaire de la Mana (Mana vs Kourou, Mana vs Montsinéry, Mana vs Mahury).

Matrices des p-values (Zone 2)

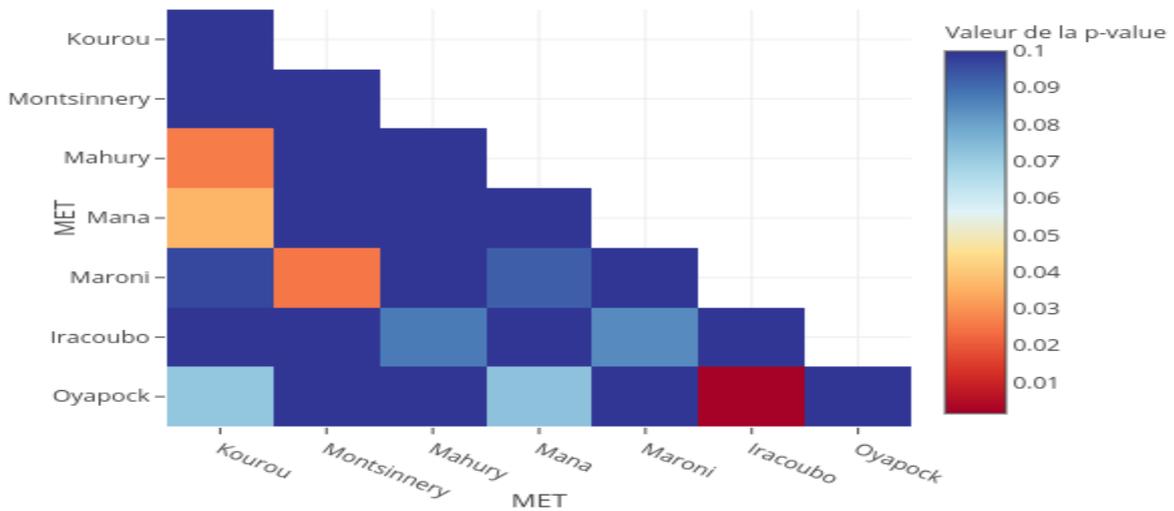


Figure 22 : Matrice de dissimilarité entre les assemblages présents dans la zone 2 (mésohaline) des estuaires vus à travers les guildes. Le seuil de significativité est exprimé avec un gradient de couleur entre le rouge (hautement significatif) et le bleu (non significatif)

Matrices des p-values (Zone 3)

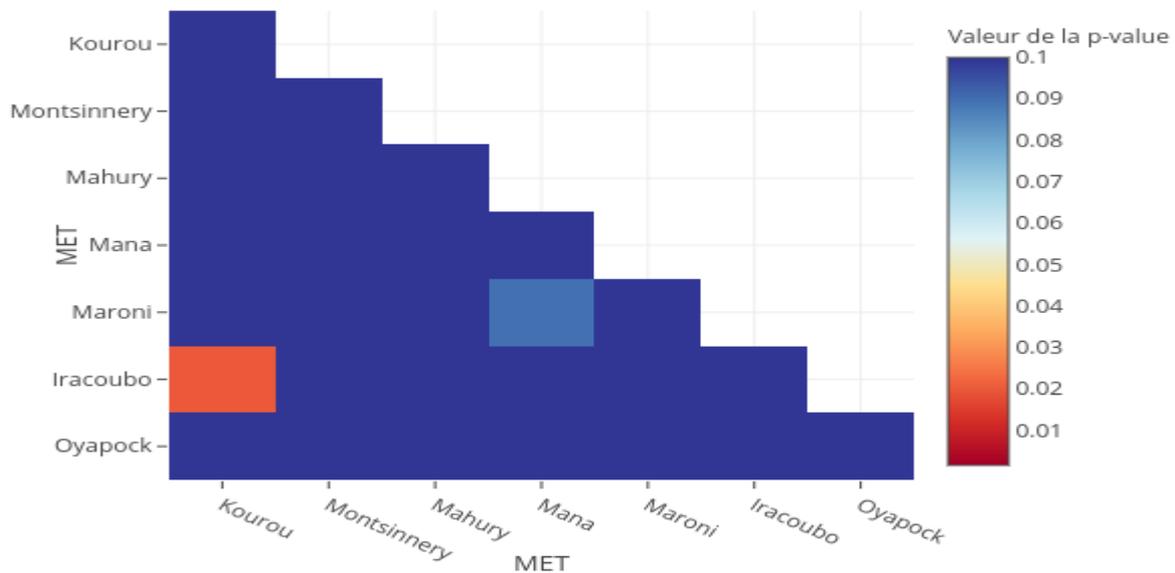


Figure 23 : Matrice de dissimilarité entre les assemblages présents dans la zone 3 (oligohaline) des estuaires vus à travers les guildes. Le seuil de significativité est exprimé avec un gradient de couleur entre le rouge (hautement significatif) et le bleu (non significatif)

Les Figure 22 et Figure 23 présentent les résultats dans les zones mésohaline (zone 2) et oligohaline (zone 3). On constate que les différences entre les estuaires sont beaucoup moins marquées que pour la zone 1 car on ne trouve plus que 4 différences significatives pour la zone mésohaline et 1 différence significative pour la zone 3.

(1) Selon les espèces

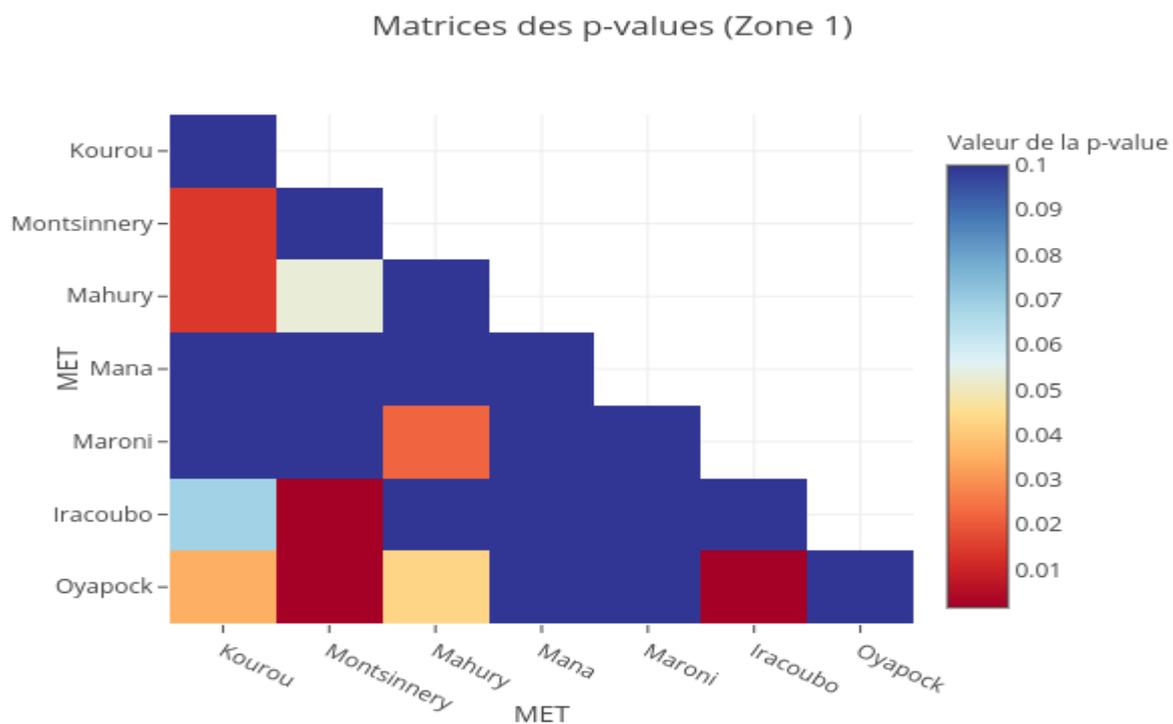


Figure 24 : Matrice de dissimilarité entre les assemblages présents dans la zone 1 (polyhaline) des estuaires vus à travers les espèces capturées. Le seuil de significativité est exprimé avec un gradient de couleur entre le rouge (hautement significatif) et le bleu (non significatif)

En comparant les listes d'espèces entre les masses d'eau (Figure 24), on note 8 dissimilarités significatives entre les estuaires mais ce ne sont pas exactement les mêmes qu'en comparant les assemblages en guildes. L'Oyapock se distingue toujours un peu plus des autres estuaires avec des différences significatives avec le Kourou, Montsinéry, Mahury et Iracoubo. Le Mahury se différencie du Maroni et Kourou montre également des différences avec Mahury et Montsinéry.

La Figure 25 et la Figure 26 présentent les comparaisons de listes d'espèces entre les estuaires pour les zones de salinité 2 et 3 (mésohaline et oligohaline respectivement). On remarque que peu de dissimilarités significatives apparaissent (3 pour la zone 2 et 3 pour la zone 3). Encore une fois Oyapock est concerné avec des différences avec la Mana en zone 2 et 3 et une différence avec Iracoubo en zone 3. Iracoubo et Mana montrent aussi une différence significative en zone 3.

Matrices des p-values (Zone 2)

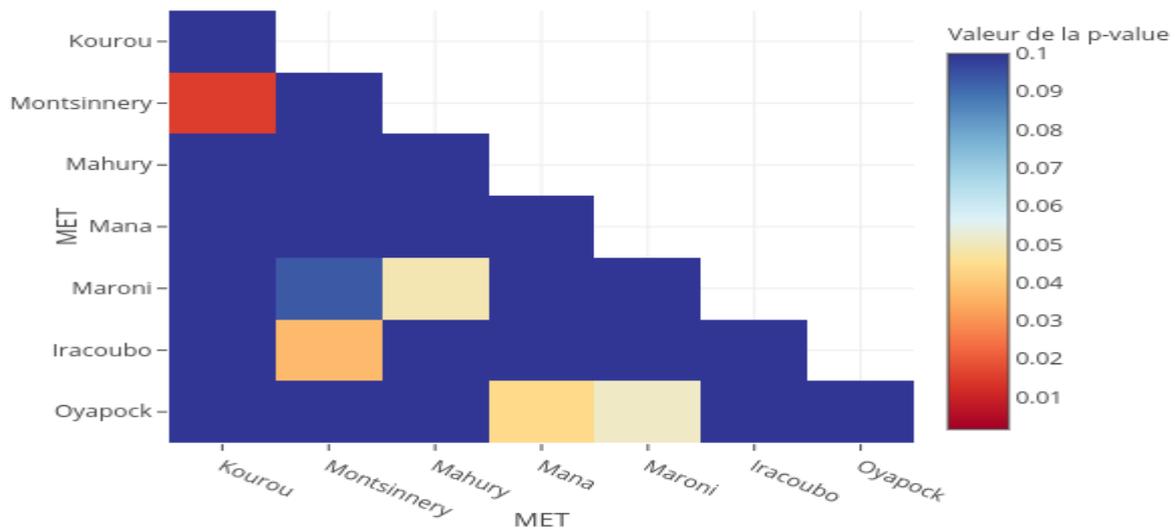


Figure 25 : Matrice de dissimilarité entre les assemblages présents dans la zone 2 (mésohaline) des estuaires vus à travers les espèces capturées. Le seuil de significativité est exprimé avec un gradient de couleur entre le rouge (hautement significatif) et le bleu (non significatif)

Matrices des p-values (Zone 3)

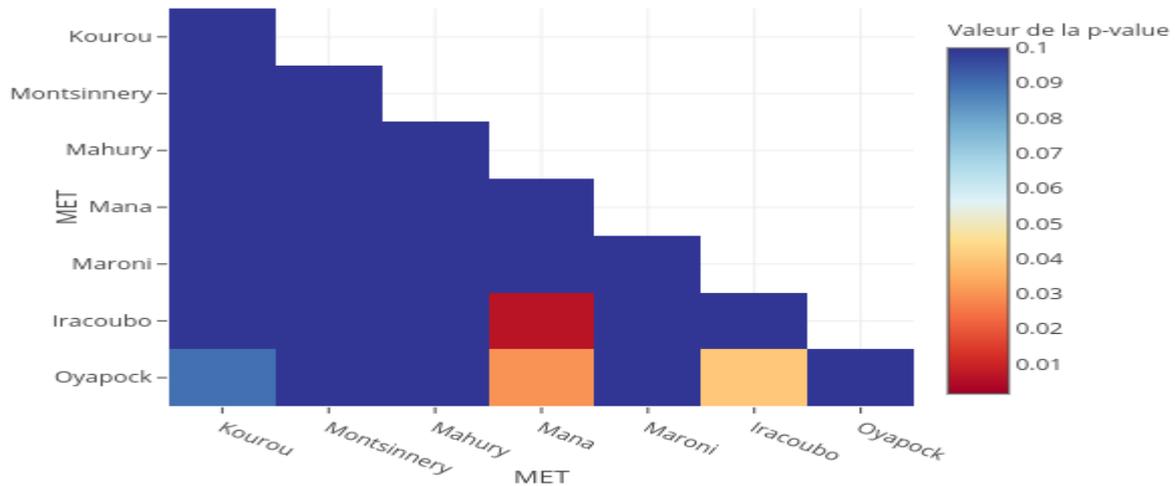


Figure 26 : Matrice de dissimilarité entre les assemblages présents dans la zone 3 (oligohaline) des estuaires vus à travers les espèces capturées. Le seuil de significativité est exprimé avec un gradient de couleur entre le rouge (hautement significatif) et le bleu (non significatif)

b) Analyse de la salinité intra estuaires

La même approche de comparaison des assemblages a été appliquée au sein de chaque estuaire entre les trois zones de salinité que nous avons testées deux à deux pour rechercher les différences d'assemblage entre zone de salinité différente. Ici encore, nous avons comparé les assemblages en termes fonctionnels, c'est-à-dire à partir des guildes présentes dans les assemblages et en termes de structure taxonomique, c'est-à-dire en comparant la liste des espèces capturées. Quelques exemples de comparaisons des assemblages vu par les guildes fonctionnelles ont donné directement dans le texte mais l'ensemble des résultats des autres estuaires et des comparaisons structurelles par listes d'espèces est présenté en annexe de ce rapport.

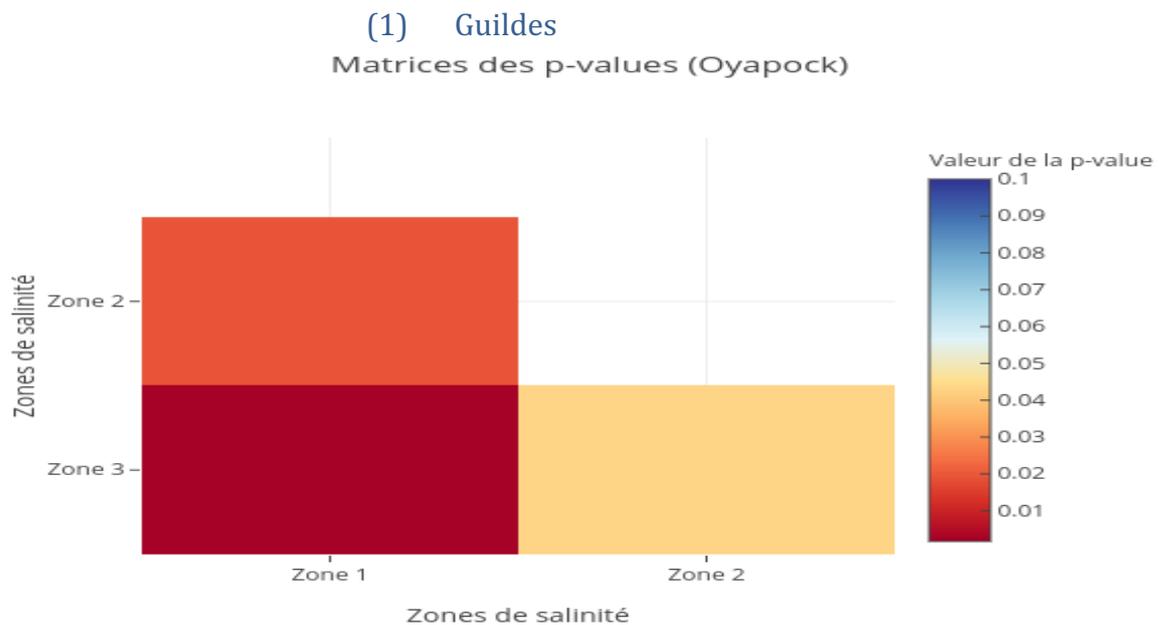


Figure 27 : Comparaison des assemblages vu au travers des guildes entre les 3 zones de salinité dans l'estuaire de l'Oyapock

Selon une approche guildes spécifique nous pouvons constater à la Figure 27 que les 3 zones de salinités présentent des dissimilarités significatives sur l'Oyapock. Cela indique que les 3 zones de salinité sont bien marquées et que les assemblages sont a priori inféodés à des habitats spécifiques. Les différences sont plus marquées entre la zone 1 (zone polyhaline) et la zone 3 (zone oligohaline à douce) ce qui peut paraître normal et des différences un peu moins marquées mais significatives entre les zones 1 et 2 ou 2 et 3. Sur le Maroni (Figure 28) toutes les zones ont des différences hautement significatives au seuil de 0.01.

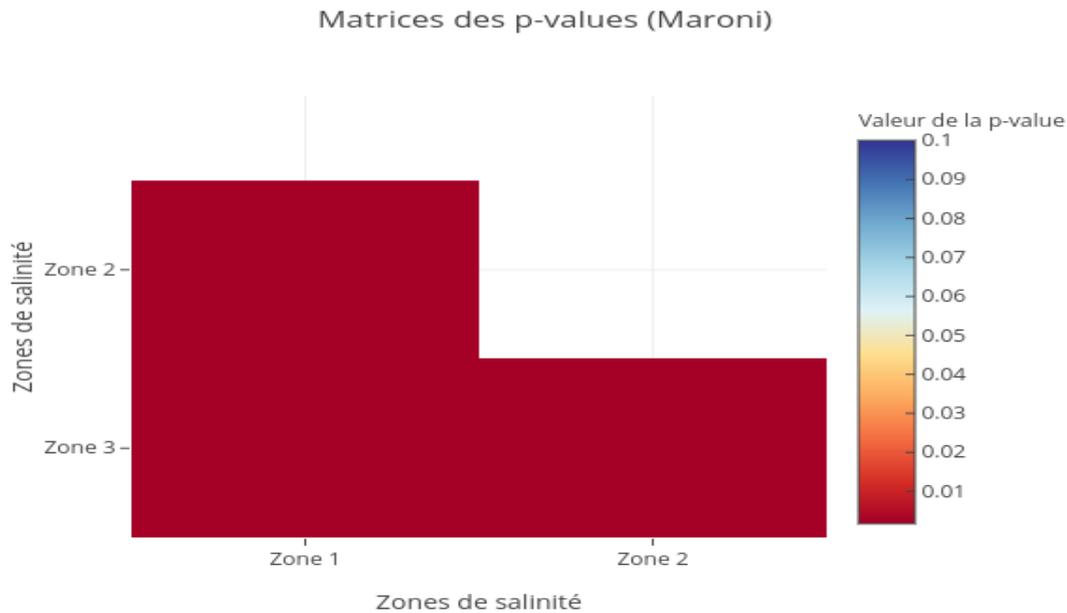


Figure 28 : Comparaison des assemblages vu au travers des guildes entre les 3 zones de salinité dans l'estuaire

(2) Selon les espèces

Selon l'approche structurale par listes d'espèces, l'ensemble des 3 zones présentent des dissimilarités très significatives sur la majorité des estuaires (voir annexe).

c) Synthèse de la dissimilarité observée

Dans ce point concernant l'analyse de la dissimilarité structurale et fonctionnelle, nous avons tenu à synthétiser le pourcentage d'observations significatives et non significatives par type d'approche (structurale ou fonctionnelle). Cette synthèse des observations a été faite pour l'analyse des zones de salinités inter et intra estuaire.

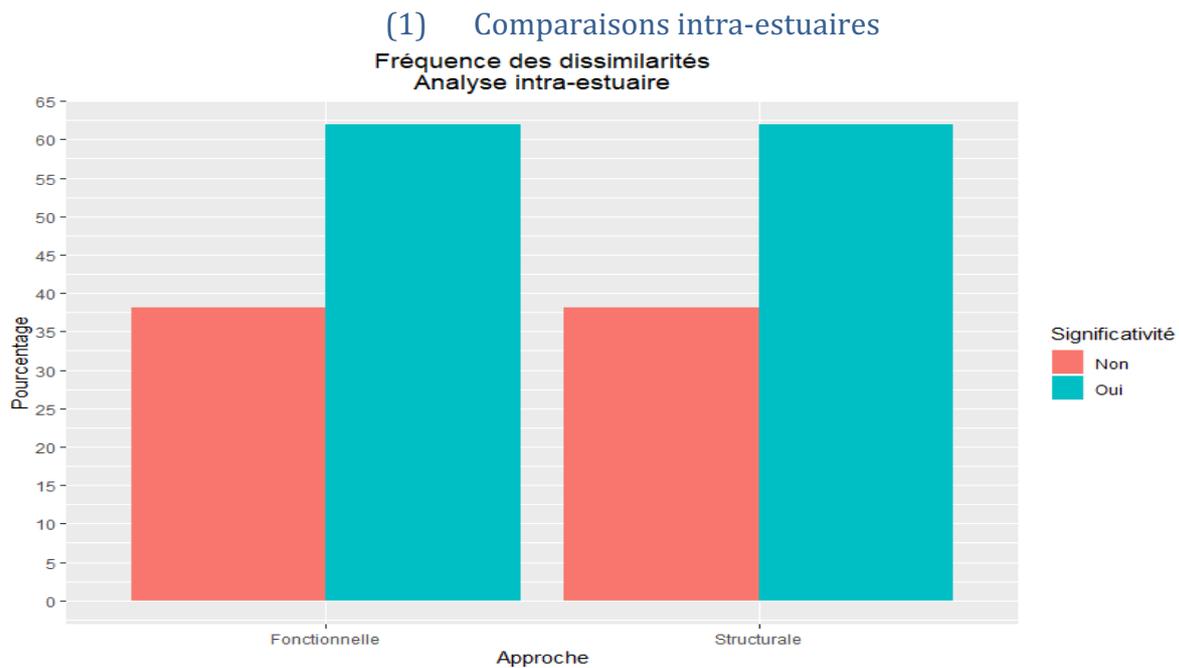


Figure 29 : Fréquence des différences observées entre les assemblages des différentes zones de salinité des estuaires selon les approches et selon la significativité des différences

L'analyse des différences entre zones de salinités au sein des estuaires montrent logiquement un pourcentage de dissimilarité élevées que ce soit pour l'approche structurale (62% environ) ou pour l'approche fonctionnelle (63 %).

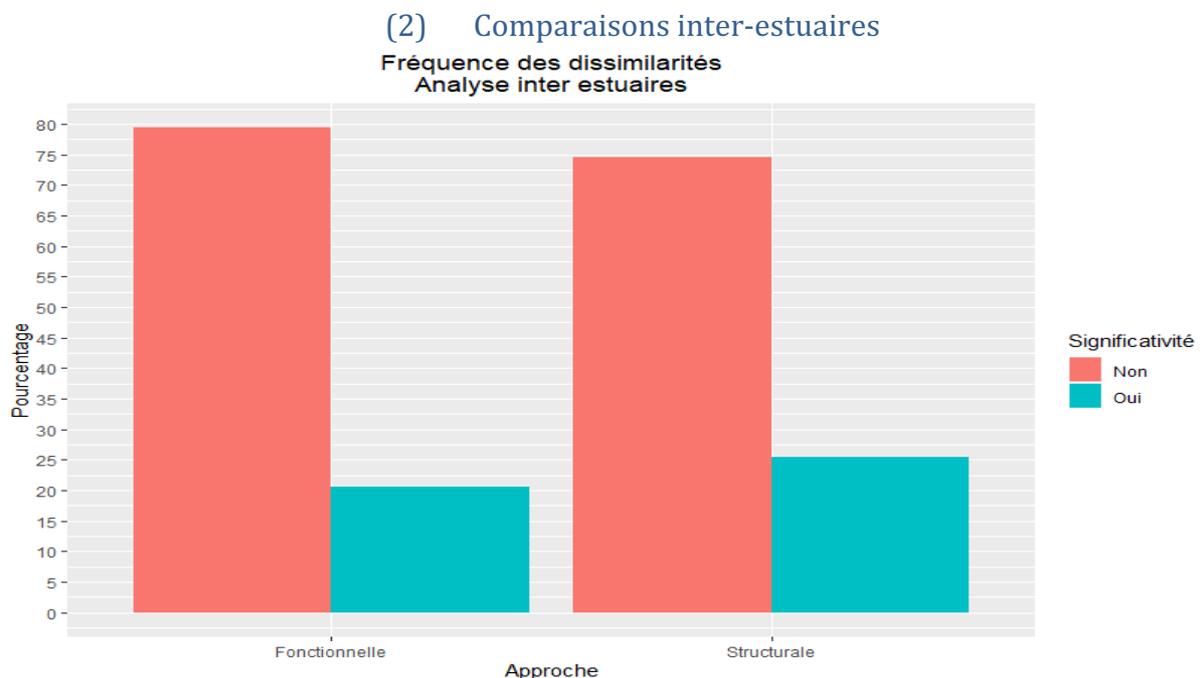


Figure 30 : Fréquence des différences observées entre les assemblages des différents estuaires selon les approches et selon la significativité des différences

Concernant l'analyse inter estuaire, entre 75 % et 80 % des tests se sont révélés non significatifs montrant ainsi une forte similitude des assemblages malgré quelques différences.

Les masses d'eau de transition guyanaises sont donc assez homogènes (relativement à leur zone de salinité) et nous confortent dans le postulat d'un seul type d'estuaire et de la création d'un indicateur unique applicable à tous les estuaires de la Guyane.

B. Analyse des pressions anthropiques

Dans cette section nous exposerons les résultats issus de la création et de l'application des indices de pollution des différentes pressions sur les masses d'eau de transition.

1. Indices de pollution

a) Indices multi pressions

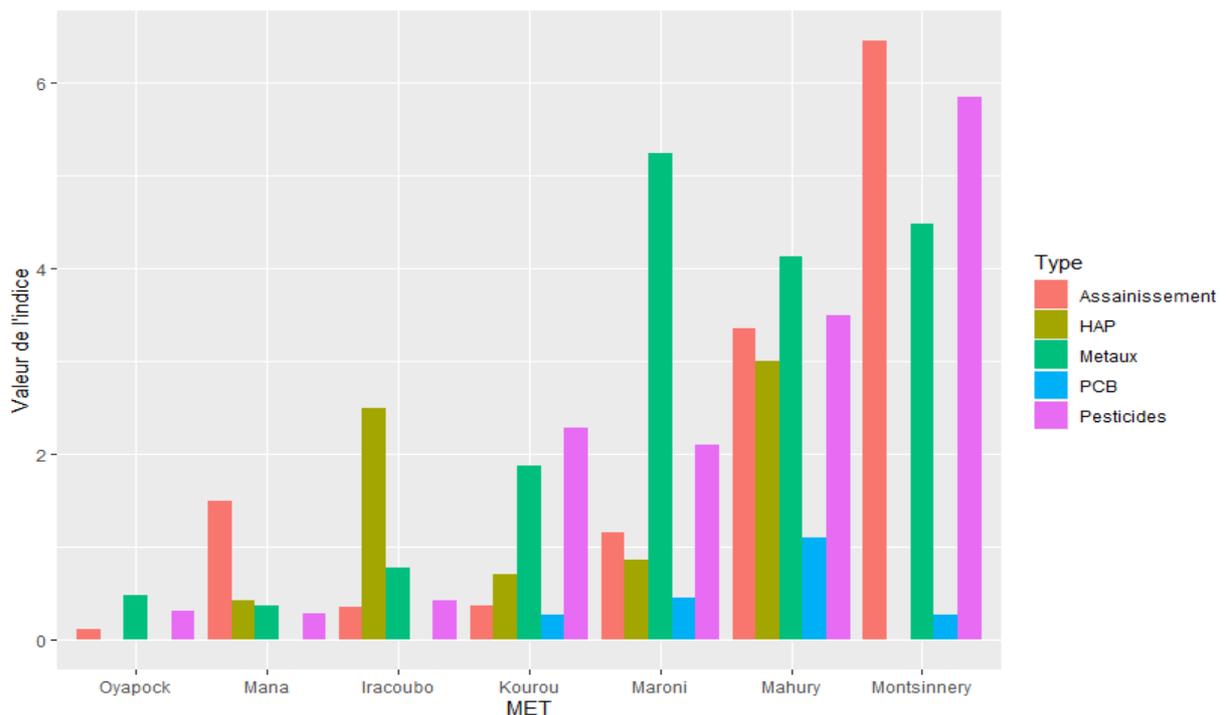


Figure 31 : Indices de pressions par MET et par type de contaminant

La Figure 31 représente les valeurs des indices de pollution calculés respectivement pour chaque type de pression et pour chacun des 9 estuaires. On observe une forme de gradient de pressions entre l'Oyapock et le Mahury ou Montsinéry sans préjuger de l'impact de chaque type de pression. Nous pouvons notamment constater que la pression « Assainissement » est la plus élevée sur le Montsinéry, les HAP semblent plus présents sur le Mahury par rapport aux autres MET. Les métaux quant à eux semblent être prédominants dans l'estuaire du Maroni. En ce qui concerne les PCB, ils sont quantifiés de manière relativement faible dans l'ensemble des MET, mais la valeur de l'indice de pollution est le plus élevée dans le Mahury. Pour finir, la quantité de pesticide est relativement faible sur la MET de l'Oyapock et de la Mana (indice de moins de 0.5 environ) mais beaucoup plus importante sur le Mahury et Montsinéry entre 3.5 et 6 points). Ce type de représentation à l'avantage de rendre compte du degré de chaque pression sur un estuaire donné mais rend difficile le classement de chaque estuaire aux vues

de la variabilité de la valeur des indices de chaque pression sur une MET. L'ensemble des indices détaillé par type de pressions est consigné en annexe.

b) Indices composites

Nous avons élaboré des indices de pressions composites pour chaque estuaire. Chaque indice est la résultante de l'intensité de l'ensemble des pressions pour une masse d'eau donnée et sont représentés à la Figure 32.

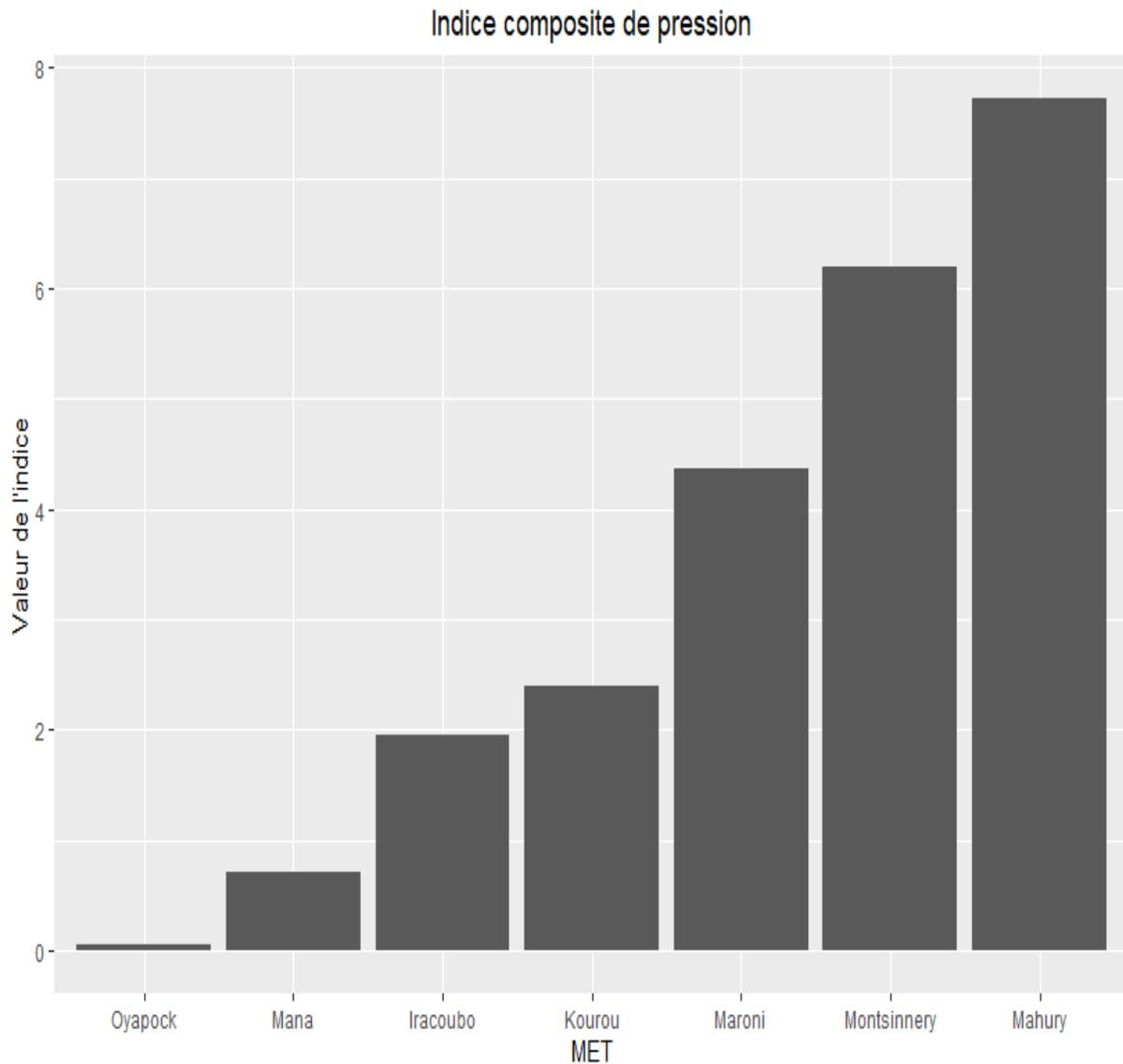


Figure 32 : Indices de pollutions composites et valeurs sur 7 masses d'eau de transition de Guyane

Le fleuve Oyapock semble être celui étant le moins sous pression avec un indice constaté proche de 0. On observe ensuite que les MET Mana, Iracoubo et Kourou ont des niveaux de pressions oscillants entre 1.6 et 2.25 points. Ensuite, on peut également noter que le Maroni arrive en 3^{ème} position avec un indice de 4.15 points. Le Montsinéry quant à lui, se classe deuxième avec un indice de pollution quantifié à plus de 6 points. Pour conclure, le Mahury montre un niveau de pression global qui se démarque de l'ensemble des autres MET avec une valeur avoisinant 8 points. Cet indice est à coup sûr très imparfait mais il permet d'établir un gradient de pression à confronter avec les observations biologiques.

2. Indices de pollution pondérés

a) Effet de l'hydro morphologie

Nous avons effectué une ACP sur les caractéristiques hydrographiques des 9 estuaires puis nous avons regardé le pourcentage de contribution absolue de chaque variable (Tableau 2).

Tableau 2 : Contributions absolues des paramètres hydrographiques (%)

Pourcentage absolu des contributions (%)		
Variables	Axe 1	Axe 2
Longueur du cours principal	28.479	0.8711
Superficie du bassin versant	31.613	5.0847
Débit moyen annuel	32.593	2.1013
Largeur embouchure	7.316	91.9428

Le premier axe est expliqué majoritairement par le débit moyen annuel (32.593%) et la superficie du bassin versant (31.613%) tandis que le deuxième axe est quasi exclusivement expliqué par la largeur de l'embouchure (91.9428%).

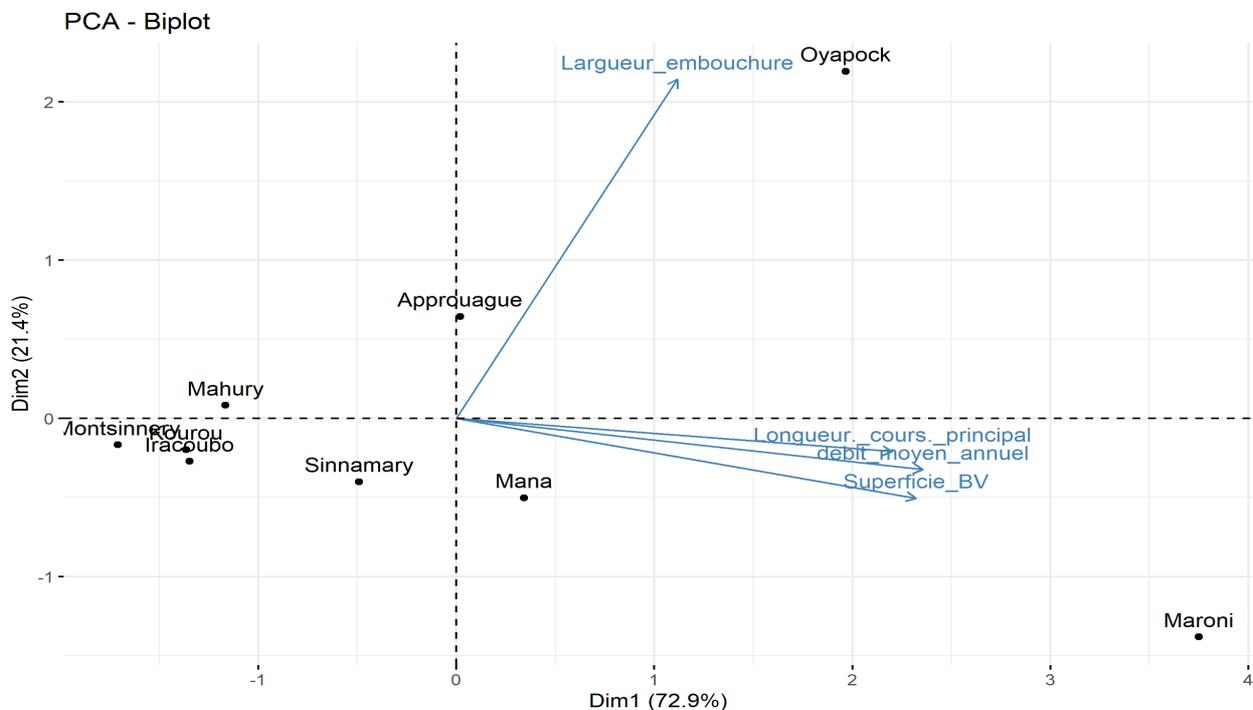


Figure 33 : Projection dans le plan 1-2 de l'ACP réalisée sur les variables hydrographiques des 9 MET

La Figure 33 montre le résultat de l'ACP effectuée sur les paramètres hydrographiques : superficie du bassin versant, débit moyen annuel, longueur du cours d'eau et largeur à l'embouchure. Les 3 premiers critères sont corrélés entre eux et associés à l'axe 1. Le Maroni et dans une moindre mesure l'Oyapock se distinguent des autres estuaires par la longueur du fleuve, leurs débits et la superficie de leurs bassins versants plutôt grand. La largeur à l'embouchure, est plutôt associée à l'axe 2 et représente bien l'Oyapock suivi de l'Approuague.

Nous pouvons constater que l'axe 1 résume 72.9 % de l'information et l'axe 2 résume 21.4% de l'information. Ici, le débit moyen annuel est la variable prédominante dans l'explication de la répartition des estuaires et est corrélé à la superficie du BV et à la longueur du cours d'eau.

b) Pondération des indices de pollution

Ces indices sont le résultat de la pondération par le débit moyen annuel des premiers indices présentés précédemment, considérant que le débit moyen annuel représente un facteur de dilution des apports à l'estuaire et limite le temps de résidence de l'eau et des particules dans l'estuaire (Figure 34).

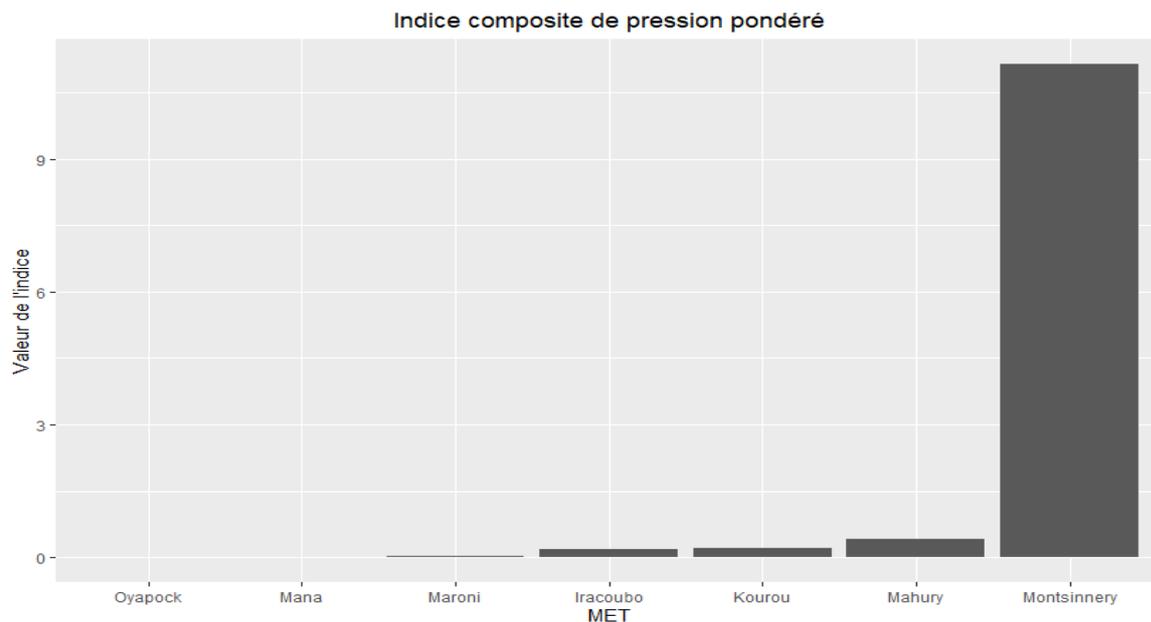


Figure 34 : Indices de pollutions pondérés selon le débit moyen annuel

Nous observons que le classement et les valeurs des indices de pressions diffèrent des premiers indices présentés. En effet, les grandes masses d'eau comme l'Oyapock et le Maroni sont reléguées en fin de classement avec des niveaux de pressions apparaissant très faibles et proches de 0. Les estuaires comme Iracoubo, Kourou et Mahury se retrouvent avec des niveaux de pressions effectives comparables. Cela n'était pas le cas avec nos premiers indices composites. De manière générale on constate une diminution du niveau de pression pour tous les estuaires par rapport aux résultats précédents. Toutefois, pour le Montsinéry, le niveau de pression est bien supérieur aux autres estuaires. Avec cet indice pondéré il est désormais l'estuaire le plus affecté par les pressions d'origine anthropique.

C. Sélection des métriques candidates

1. Sélection préliminaire

Les 17 métriques de guildes qui ont été supprimées de la liste des métriques candidates sont consignées dans le Tableau 3. En effet, le calcul de ces métriques ne serait pas possible du fait d'une présence trop aléatoire dans les échantillons.

Tableau 3 : Liste des métriques candidates supprimées après vérification des occurrences dans les campagnes réalisées entre 2016 et 2018

Métrique	Définition	Raison de la suppression
RP	Espèces polluo-résistante	Occurrence nulle
S	Espèces sensibles à l'hypoxie	Occurrence nulle
RT	Résistance variation de température	Occurrence < 5%
RO	Espèces sensibles à l'hypoxie	Occurrence < 5%
H	Espèces Herbivores	Occurrence < 5%
MS	Espèces marines saisonnières	Occurrence < 5%
SS	Espèces sensibles à la variation de salinité	Occurrence < 5%
FA	Espèces d'eau douces aventurières	Occurrence < 5%
RE	Espèces utilisant l'estuaire pour la reproduction	Occurrence < 5%
SP	Espèces sensibles à la pêche	Occurrence < 5%
N	Espèces qui aménagent des substrats	Occurrence < 5%
SM	Espèces sensibles au taux de métaux	Occurrence < 5%
EI	Espèces introduites	Occurrence < 5%
MI	Espèces utilisant l'estuaire comme voie de migration	Occurrence < 5%
NU	Espèces utilisant l'estuaire comme nourricerie	Occurrence < 5%
DE	Espèces détritivores	Occurrence < 5%
AL	Espèces utilisant l'estuaire pour l'alimentation	Occurrence < 5%

2. Modèles prédictifs préliminaires

Les résultats issus des modèles sont présentés selon les deux types de données utilisées à savoir les fréquences d'occurrence et les abondances des guildes.

a) *Fréquences relatives des guildes (métriques fonctionnelles et résistance / pollution)*

Tableau 4 : Résultats issus des GLM testés pour chaque métrique candidate (loi de Poisson) calculée selon la fréquence relative des guildes dans un échantillon. La significativité des modèles est indiquée par le nombre d'étoiles (* : 0.05, ** : 0.01 et * : 0.001)**

Métrique	Résultat AIC	Normalité résidus
D	Salinité*** + PCB***	Oui
P	salinité**	Non
B	PCB*** + HAP*** + Assainissement*** + salinité	Non
DIA	PCB*** + Assainissement** + salinité* + HAP	Non
ER	Salinité*** + Assainissement*** + Pesticides**	Oui
FW	Salinité***	Non
MA	Salinité*** + PCB*	Non
MJ	Salinité***	Non
CA	Salinité*** + PCB*** + HAP	Oui
DE	PCB** + salinité*** + HAP + Pesticides + Assainissement** + Métaux	Non
F	Salinité*** + HAP	Non
INV	salinité + Assainissement	Oui
O	Salinité* + HAP*	Non
PL	Assainissement** + Métaux**	Non
CE	PCB*** + salinité*** + Pesticides + Assainissement*** + Métaux**	Non
CI	Salinité***	Non
SO	Salinité*** + PCB***	Non
RS	Salinité*** + Assainissement*** + Métaux*** + HAP	Oui

a) *Abondances des individus par guildes (métriques fonctionnelles et résistance / pollution)*

Tableau 5 : Résultats issus des GLM testés pour chaque métrique candidate (loi binomiale) calculée selon l'abondance en nombre d'individus par guildes dans un échantillon. La significativité des modèles est indiquée par le nombre d'étoiles (* : 0.05, ** : 0.01 et * : 0.001)**

Métrique	Résultat AIC	Normalité
D	PCB*** + salinité***	Oui
P	HAP + Pesticides + Métaux + PCB + salinité	Non
B	PCB** + Assainissement*	Non
DIA	PCB*	Non
ER	PCB** + salinité***	Oui
FW	Salinité***	Non
MA	salinité + PCB + HAP	Non
MJ	DO + PCB + HAP + Pesticides + Métaux + salinité	Non
CA	Salinité*** + PCB*** + HAP*	Oui
DE	PCB** + salinité*	Non
F	Salinité***	Non
INV	PCB** + salinité***	Non
O	HAP**	Non
PL	PCB*** + salinité*** + HAP*	Non
CE	PCB* + salinité* + Pesticides*	Non
CI	Salinité*	Non
SO	salinité + PCB + HAP	Non
RS	salinité + PCB + HAP	Non

b) Métriques descriptives (indices de biodiversité)

Tableau 6 : Résultats issus des GLM testés pour les métriques descriptives. La significativité des modèles est indiquée par le nombre d'étoiles (* : 0.05, ** : 0.01 et *** : 0.001)

Métrique (indice) testée	Résultat AIC	Normalité des résidus
Shannon	Salinité*** + Pesticides + Métaux	Non
Berger-Parker	Assainissement*** + salinité	Oui
Simpson	Assainissement + salinité + Métaux + DO	Non
Simpson Inverse	Assainissement + salinité*** + Métaux	Oui
Unbiased Simpson	Salinité*** + pesticides***	Non
Pielou	Salinité*** + Pesticides + PCB + Métaux	Oui
Richesse spécifique	Salinité*** + PCB***	Oui

c) Synthèse des résultats des modèles prédictifs

Tableau 7 : Synthèse de la sélection des métriques et significativité des modèles associés

Métrique	Approche	Significativité du modèle
D	Fréquence relative	Oui
	Abondance	Oui
ER	Fréquence relative	Oui
	Abondance	Oui
CA	Fréquence relative	Oui
	Abondance	Oui
INV	Fréquence relative	Oui
	Abondance	Non
RS	Fréquence relative	Oui
	Abondance	Non
Richesse spécifique	-	Oui
Indice de Berger - Parker	-	Oui

Nous avons donc mis en évidence 7 métriques (selon les deux approches confondues) dont la significativité du modèle vis-à-vis des pressions ainsi que la normalité de distribution des résidus a été prouvé. Il s'agit de :

- D : nombre et fréquence relative d'espèces démersales
- ER : nombre et fréquence relative d'espèces estuariennes résidentes
- CA : nombre et fréquence relative d'espèces carnivores
- INV : fréquence relative des espèces invertivores
- RS : fréquence relative des espèces résistantes aux variations de salinité
- Richesse spécifique : correspond au nombre d'espèces différentes dans un trait
- Indice de Berger Parker : cet indice fait référence à l'abondance proportionnelle de l'espèce la plus abondante (Berger and Parker 1970). Autrement dit cet indice renvoi à la dominance d'une espèce donnée dans un trait. Plus la valeur de d est élevée, plus la dominance est grande et l'équitabilité est faible. Il est défini par la formule suivante :

$$d = \frac{N_{max}}{N}$$

Où :

- N_{max} est l'abondance de l'espèce la plus abondante.
- N est l'abondance totale du trait.

Nous tenons à noter ici que dans les estuaires, la notion d'équitabilité entre les espèces ne représente pas forcément une notion d'équilibre. Dans un contexte trophique de relation proie – prédateur, il est très fréquent que quelques espèces de poissons considérées comme « poisson fourrage » soit largement dominante en termes d'abondance pour supporter la forte prédation des autres espèces. Si l'estuaire représente une zone d'alimentation pour certains prédateurs, au-delà de la fonction nourricerie pour les juvéniles, il est parfois souhaitable de voir apparaître une dominance d'un ou quelques taxons.

D. Analyse des méthodes de pêche

Dans ce dernier point nous comparerons les résultats des données de capture par les deux méthodes d'échantillonnage utilisées à savoir le chalut à perche et le verveux à ailes.

1. Comparaison des méthodes d'échantillonnage

a) *Comparaison de l'efficacité*

Comparaison de l'efficacité entre les méthodes d'échantillonnage
Tous estuaires confondus
2015-2018

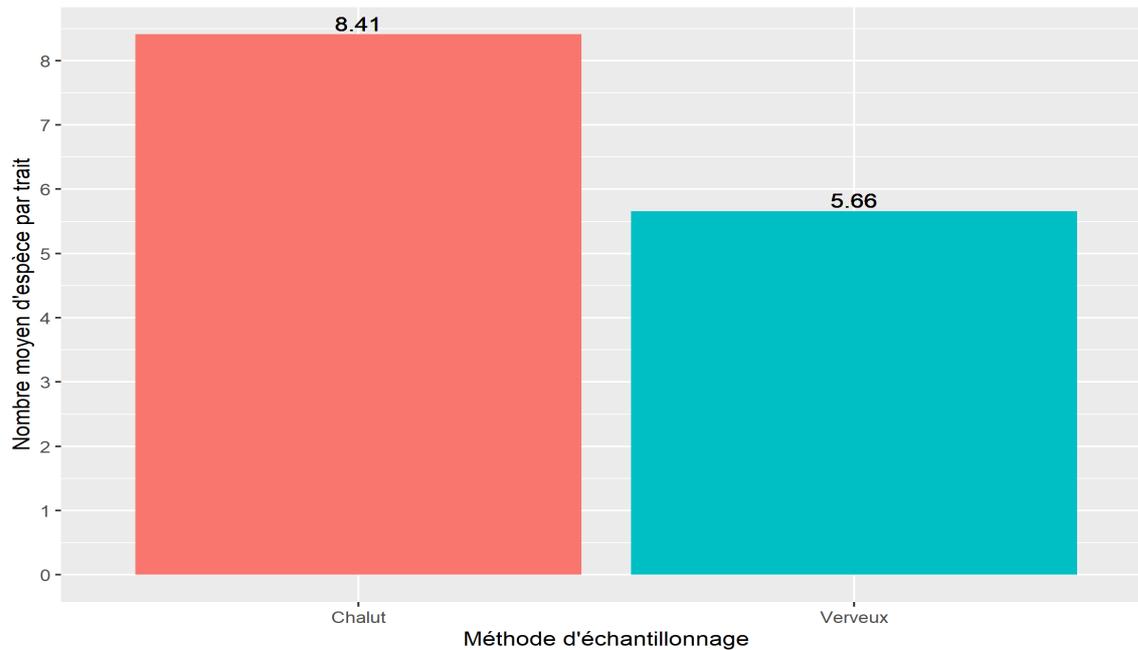


Figure 35 : Comparaison du nombre moyen d'espèces capturées au cours d'un évènement de pêche entre le chalut à perche et le verveux à ailes sur les campagnes réalisées entre 2015 et 2018

Le nombre moyen d'espèces capturées par évènement de pêche (nous utiliserons trait par facilité de langage) est de 8.41 pour le chalut à perche contre 5.66 pour le verveux à ailes.

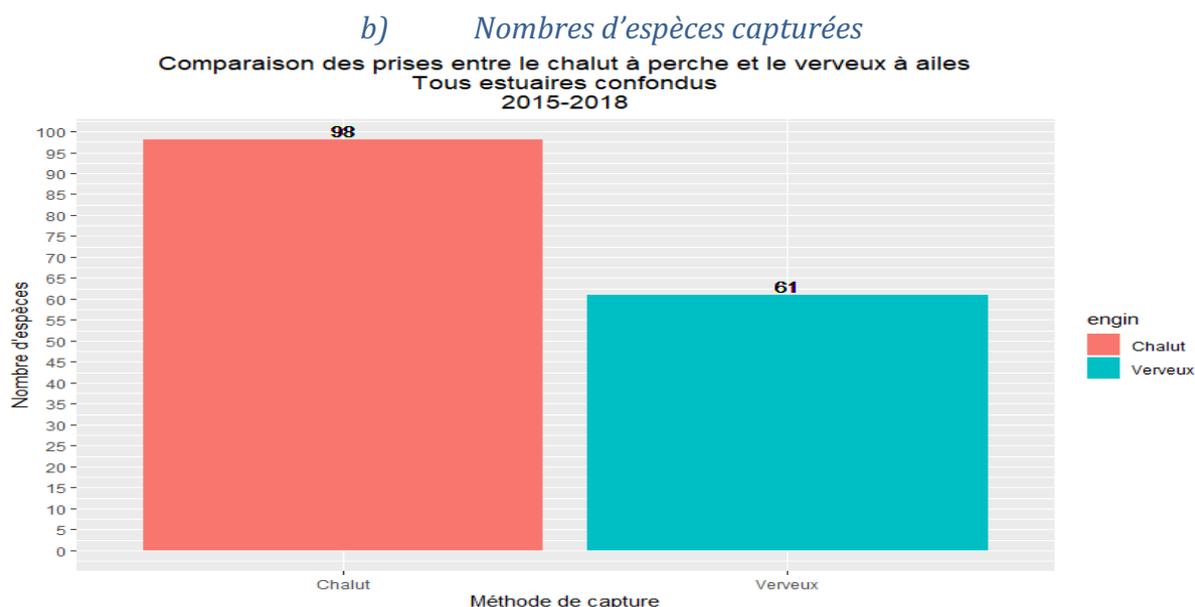


Figure 36 : Comparaison du nombre total d'espèces capturées au cours des campagnes réalisées entre 2015 et 2018 au chalut à perche et au verveux à aile

Pour ce qui est du nombre d'espèces pêchées, sur un total de 122 espèces différentes retrouvées on constate que l'utilisation du chalut à perche permet d'en recenser 98 espèces différentes contre 61 espèces pour le verveux à ailes.

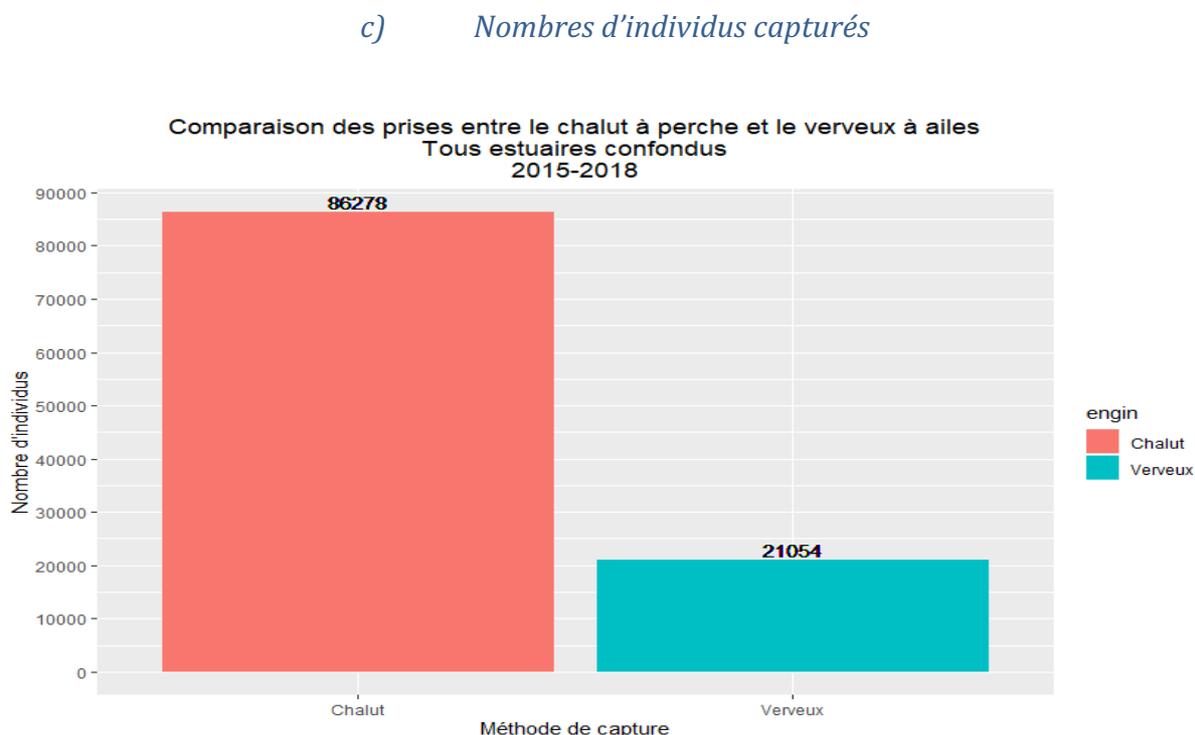


Figure 37 : Comparaison du nombre total d'individus capturés lors des campagnes réalisées entre 2015 et 2018

Les résultats de l'abondance des individus selon la méthode de capture montrent une grande disparité. En effet, pour un total de 107332 individus pêchés, 86278 l'ont été avec le chalut à perche contre seulement 21054 avec le verveux à ailes, et cela ne reflète pas la disparité entre

les efforts de pêche car hormis la différence de technique qui rend la comparaison difficile, en général on compte deux fois deux heures de pêche au verveux à ailes (240 min) contre 24 fois 7 minutes pour le chalut à perche (168 min).

d) Comparaisons du nombre d'espèces selon les méthodes d'échantillonnage

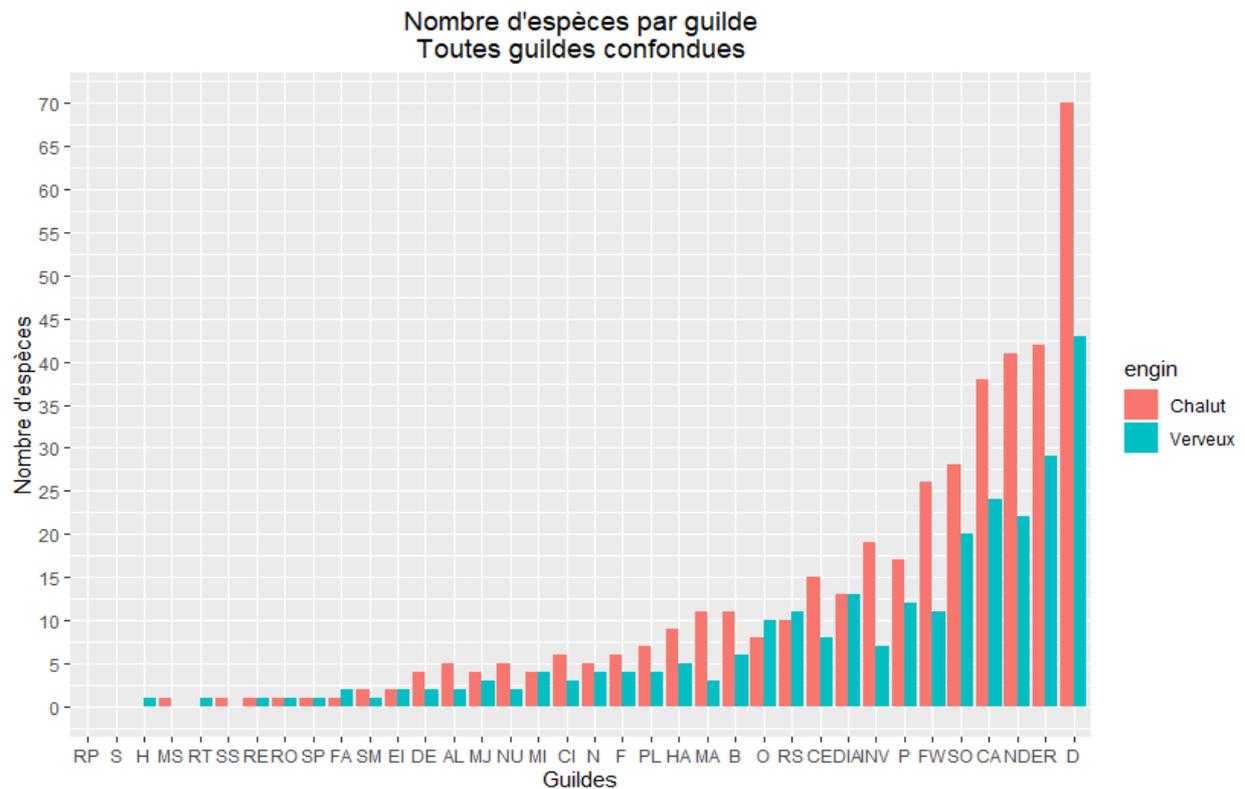


Figure 38 : Comparaison du nombre d'espèces capturées par guildes avec le chalut à perche (à droite de la ligne blanche) et le verveux à aile (à gauche de la ligne blanche). Pour la définition des guildes se référer au Tableau 12 en annexe

La Figure 38 présente le nombre d'espèces par guildes capturés en fonction de la méthode de pêche utilisée. Sur l'ensemble des modalités on remarque que le nombre d'espèces retrouvées est presque toujours supérieur avec le chalut à perche. Seules les guildes « H », « RT », « FA », « O » et « RS » ont des occurrences supérieures avec le verveux à ailes. Néanmoins ces occurrences ne sont que très légèrement plus élevées :

- « FA » : 2 espèces avec le verveux contre 1 retrouvée avec le chalut.
- « O » : 10 espèces avec le verveux contre 8 avec le chalut.
- « RS » : 11 espèces avec le verveux contre 10 avec le chalut.
- « H » : 1 espèce avec le verveux 0 avec le chalut.

Enfin, on remarque quelques modalités de guildes pour lesquelles le nombre d'espèce est équivalent comme :

- « RE », « RO » : 1 espèce
- « SP », « MI » : 2 espèces
- « DIA » : 13 espèces

Les diagrammes des comparaisons selon les types de guildes sont présentés en annexe.

e) Nombre d'espèces exclusives aux méthodes de pêches

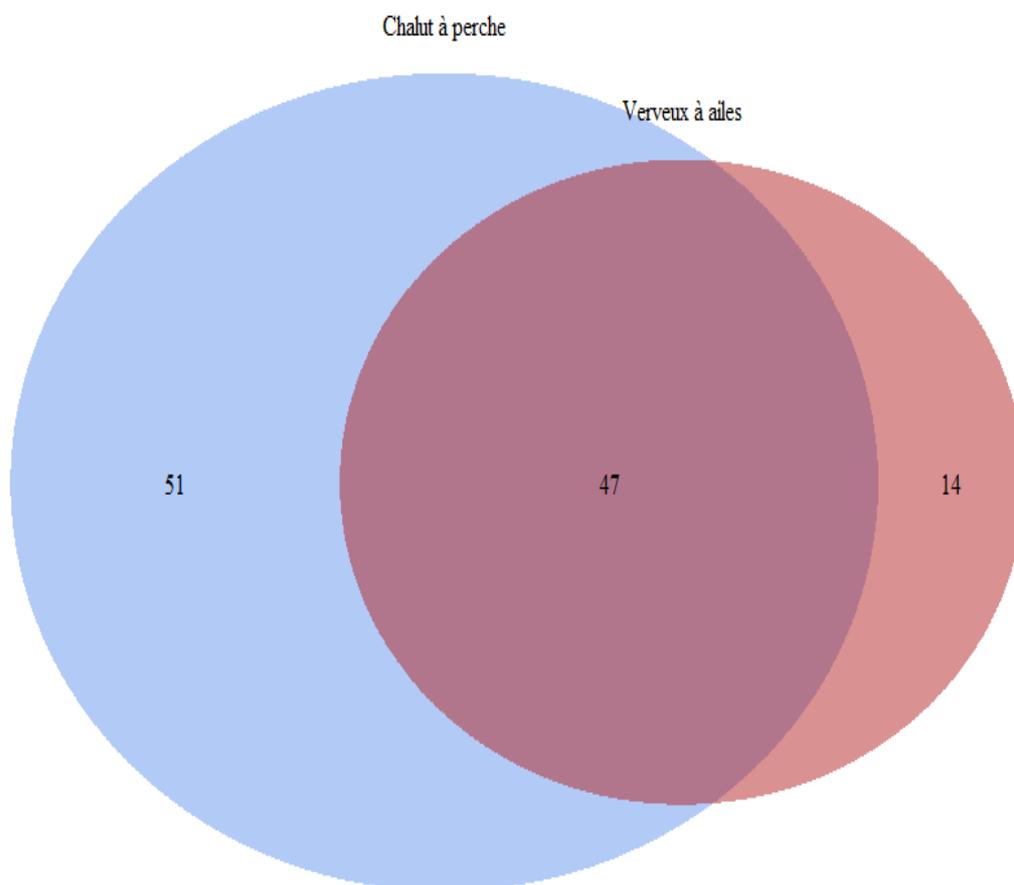


Figure 39 : Diagramme de Venn du nombre d'espèces selon les méthodes de pêche

Le diagramme de Venn ci-dessus permet de rendre compte du nombre d'espèces capturées exclusivement et partagées selon les deux méthodes de pêches. Nous pouvons observer que 51 espèces sont capturées exclusivement au chalut à perche contre 14 pour le verveux à ailes. A noter que 47 espèces sont communes aux deux techniques. Les trois listes taxonomiques des espèces retrouvées strictement avec le chalut à perche, celles retrouvées strictement avec le verveux à aile ainsi que les espèces communes aux deux méthodes sont présentées en annexe.

2. Courbes cumulées des espèces selon les méthodes d'échantillonnage

Nous avons représenté l'effort de pêche sur l'ensemble des estuaires de la période 2015 à 2018 selon les deux méthodes d'échantillonnages. Pour rappel le chalut à perche est utilisé dans le cours principal des estuaires et les mangroves sont échantillonnées avec le verveux à ailes à travers les petites criques tidales lors du début de jusant.

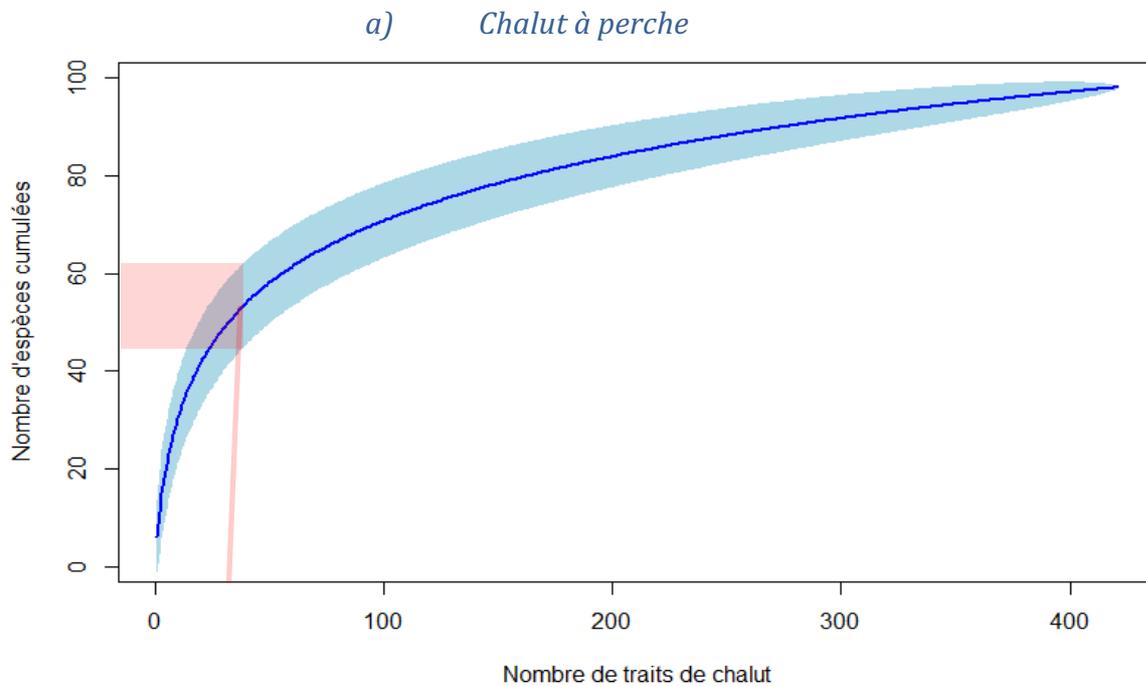


Figure 40 : Courbes cumulées du nombre d'espèces capturées selon l'effort de pêche avec le chalut à perche pour la période 2015 - 2018

Avec le chalut à perche on remarque qu'avec 25 traits de chalut on obtient entre 44.1 et 60.7% de la diversité totale obtenue au chalut à perche sur une période de 3 ans ce qui représente entre 45 et 62 espèces capturées sur un maximum de 98. Pour obtenir 80% de la diversité il faudrait réaliser 180 traits de chalut par an.

b) *Verveux à ailes*

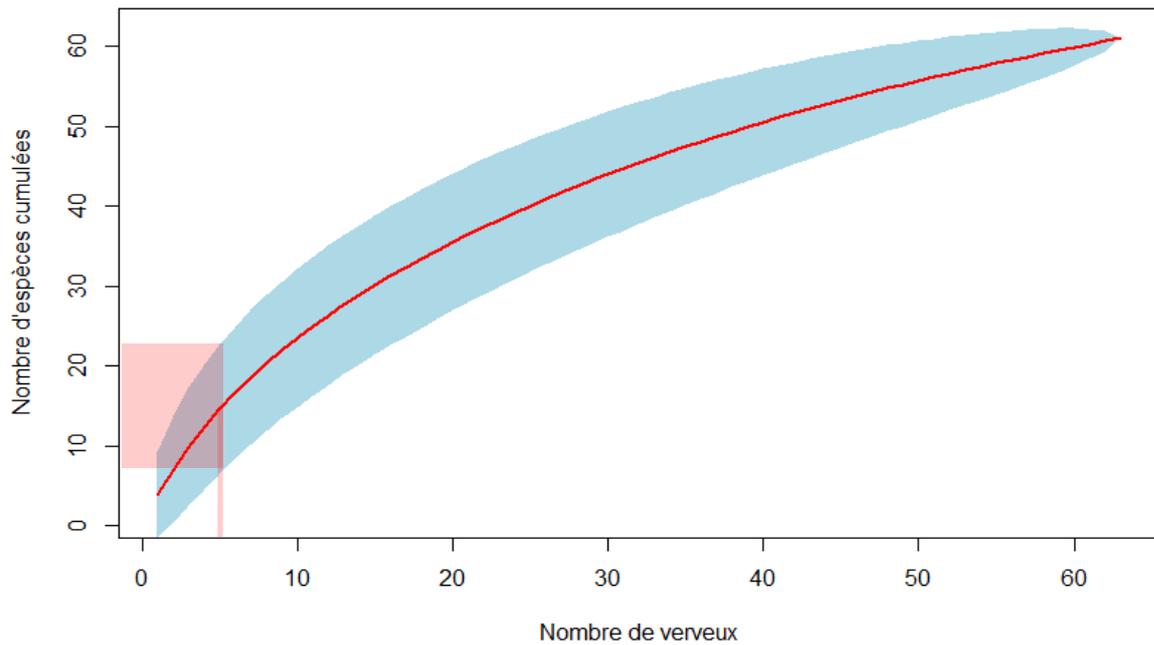
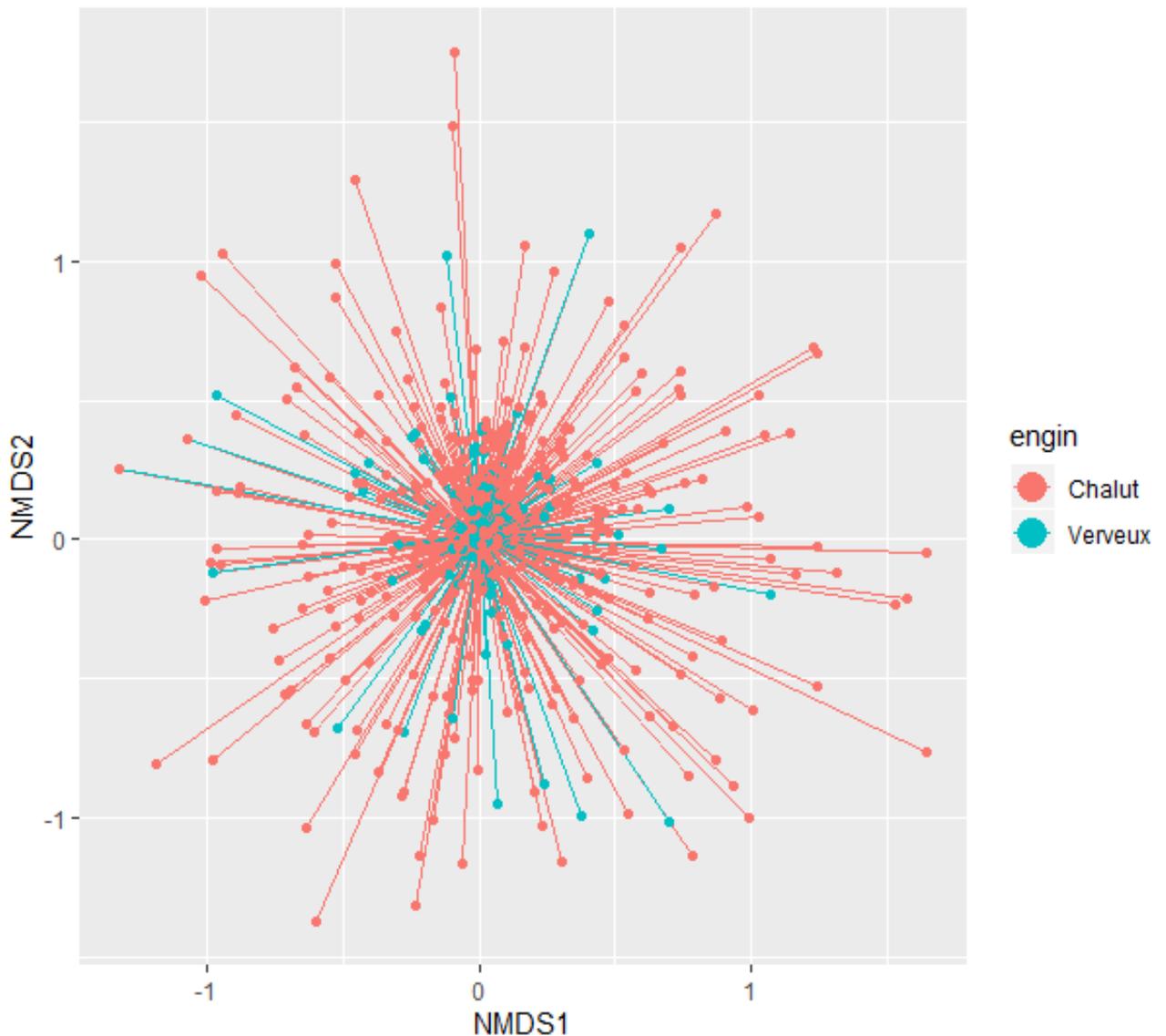


Figure 41 : Courbes cumulés du nombre d'espèces capturé selon l'effort de pêche au verveux à ailes

Avec le verveux à ailes on atteint 80 % de la diversité totale (soit environ 50 espèces) au bout de 42 échantillons de 2 heures environ mais la courbe ne montre pas de plateau laissant penser que beaucoup plus de 60 espèces pourraient être capturées. Avec l'effort de pêche déployé actuellement, cela représente entre 8 et 22 espèces sur un total de 61 espèces soit entre 4.9 et 13.4% de la diversité totale échantillonnée au verveux sur la période 2015 à 2018.

3. Positionnement multidimensionnel
a) *Approche fonctionnelle*

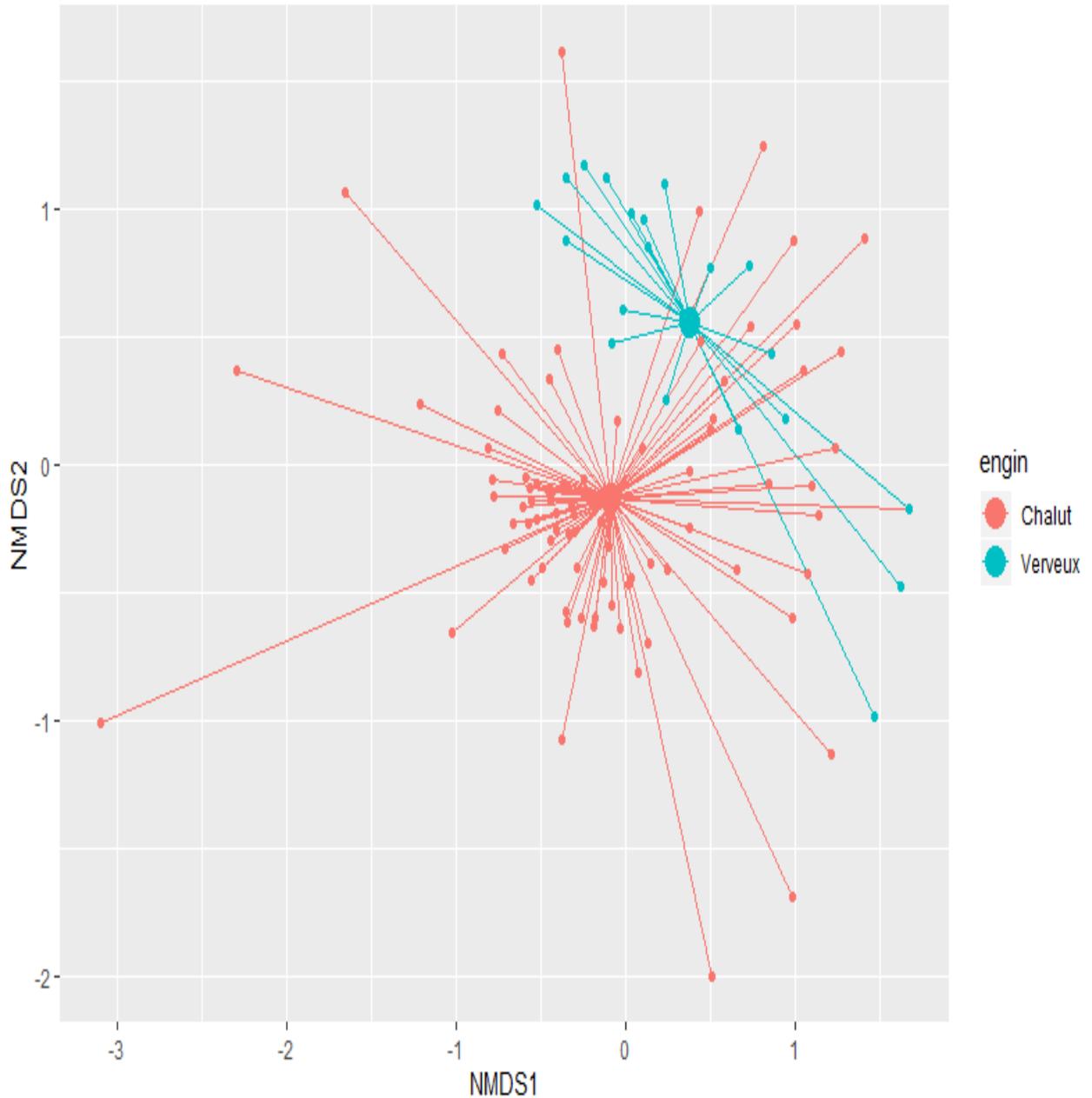
Analyse de positionnement multidimensionnel



Les résultats du test PERManova en utilisant l'indice de dissimilarité de Bray – Curtis ainsi que le rééchantillonnage par la méthode bootstrap ne sont pas significatifs. Les compositions fonctionnelles des peuplements (selon les guildes) ne sont donc pas différentes selon le type d'engin de pêche utilisé. De plus la supposition de l'homogénéité des variances est respectée (p -valeur > 0.05), attestant ainsi de la validité des résultats de l'analyse.

b) *Approche structurelle*

Analyse de positionnement multidimensionnel



Les résultats du test PERManova en utilisant l'indice de dissimilarité de Bray – Curtis ainsi que le rééchantillonnage par la méthode bootstrap montrent une p-valeur très significative (0.001). Les compositions structurelles des peuplements (selon les espèces) sont donc différentes selon le type d'engin de pêche utilisé. De plus la supposition de l'homogénéité des variances est respectée (p-valeur > 0.05).

IV. Discussion

A. Description des peuplements

1. Traitement des données

Les données qui ont été traitées regroupent 7 estuaires sur une période allant de 2015 à 2018. Toutefois tous les estuaires ne possèdent pas de données sur une période équivalente. Par exemple les MET Mana, Oyapock et Iracoubo ont des données uniquement pour l'année 2018 au moment de l'analyse alors que les données pour Mahury, Montsinéry et Kourou s'étalent de 2015 à 2017. De plus sur les 9 MET définies, 2 étaient encore en cours d'échantillonnage (Sinnamary et Approuague). Afin de pouvoir rendre compte le plus objectivement possible des peuplements entre les estuaires ainsi que des analyses de dissimilarités, il aurait été préférable d'avoir des données ayant des dimensions équivalentes quelles que soient les MET. Néanmoins, le jeu de données actuelle a permis de réaliser plusieurs analyses valables permettant d'éclairer certains choix pour le développement d'un indicateur poisson pour les estuaires de Guyane.

2. Approche guildes spécifique

L'approche par guildes est reconnue pour être un bon moyen de décrire et d'expliquer les structures des communautés des masses d'eau de transitions ainsi que les fonctionnalités écologiques de l'estuaire (Deegan and Garritt 1997) (Harrison and Whitfield 2004) (Breine et al. 2007) (Mouillot et al. 2006). Cette approche est particulièrement pertinente car elle permet de normaliser les résultats sur l'ensemble des estuaires, de connaître le fonctionnement du peuplement et de s'affranchir de la biogéographie des espèces (Elliott and Dewailly 1995). Cette approche permet d'obtenir des indicateurs fiables (Mouillot et al. 2006). Nous savons en effet qu'une espèce est susceptible de changer de guildes au cours de son développement ontogénique (guildes trophiques par exemple) et les guildes ont été attribuées soit à l'espèce pour les guildes de reproduction par exemple, soit au stade juvénile qui correspond à la majorité des captures réalisées lors des échantillonnages. L'attribution d'une guildes à une espèce repose sur l'hypothèse qu'elle appartient aux mêmes guildes indépendamment du lieu où elle se trouve (Elliott and Dewailly 1995). La dessalure des eaux est marquée dans les estuaires de Guyane et permet d'avoir un peuplement assez continental ce qui explique que les espèces estuariennes résidentes dominent la population et que les espèces marines soient retrouvées en minorité. Ces dernières occupent un faible pourcentage des communautés de poisson dans les estuaires en Guyane, et sont généralement retrouvées à l'embouchure ou franchement en zone côtière en raison de la dessalure des eaux qui se peut se propager jusqu'à 30 km de la côte. Pour les guildes trophiques, il y'a peu d'espèces phytoplanctonophages principalement à cause du fait d'une productivité primaire limitée par la turbidité (Lampert 2012). Quant aux espèces carnivores et invertivores elles représentent la majeure partie de la population en Guyane. Dans cette étude, toutes les modalités des guildes écologiques et de position n'ont pu être déterminées par manque de connaissances de l'écologie de chaque espèce. Il serait certainement nécessaire d'approfondir les recherches bibliographiques sur plusieurs guildes qui ont parfois des fréquences très faibles de façon à compléter la base de données sur les traits écologiques et les traits d'histoire de vie des espèces guyanaises vivant dans les estuaires. Pour les guildes trophiques par exemple, un moyen rapide et efficace de classement serait de prendre en compte la dentition des espèces

pêchées. Des analyses par isotopes stables pourraient permettre d'identifier un ensemble de taxons composant le régime alimentaire des espèces (Garcia et al. 2007 ; Villégier et al. 2017). Le rôle joué par l'estuaire pour certaines espèces reste flou pour un grand nombre d'espèces. Il sera utile de mieux comprendre ce rôle pour les espèces pour mieux gérer les écosystèmes estuariens. Les types de guildes comme le rôle de l'estuaire et celles de sensibilité/pollution sont parmi les plus difficiles à déterminer et par conséquent les moins renseignées. Dans le cadre de travaux visant à évaluer la réponse des communautés ichthyologiques vis-à-vis de pressions anthropiques, la précision de l'information sur ce type de données est primordiale pour comprendre les mécanismes entraînant une réponse biologique vis-à-vis d'un stress environnemental d'origine naturelle ou humaine. Le choix de métriques dites « sensibles » est souvent un indicateur précoce de la dégradation, encore faut-il pouvoir identifier les sensibilités et les comprendre pour pouvoir prendre les mesures adéquates pour y remédier

3. Analyses de la dissimilarité

La salinité est le principal facteur structurant les communautés de poissons en milieu estuarien. Cette analyse avait pour but de savoir si les communautés présentaient des dissimilarités d'un point de vue fonctionnel (guildes) et/ou d'un point de vue structurel (espèces). Nous avons mis en avant que ces dernières étaient plus prononcées d'un point de vue structurel que fonctionnel mais restaient toutefois relativement peu fréquentes. Cette « non dissimilarité » de la composition des peuplements inter-estuariens peut s'expliquer entre autres par la dessalure des eaux en surface sur le littoral pendant la saison des pluies (Lampert 2012), qui permet un possible brassage des espèces selon un gradient sud-nord, et par le faible gradient latitudinal présent en Guyane. Ces résultats de très faible dissimilarité nous conduisent à proposer un seul type d'estuaire en Guyane et donc un seul indicateur multi-métrique applicable à l'ensemble des MET.

En ce qui concerne l'analyse des zones de salinités au sein même d'un estuaire, on observe logiquement un pourcentage de dissimilarités significatives plus élevé (pour les deux approches). Toutefois on aurait pu s'attendre à une proportion plus marquée de différences entre zones de salinité. Cela s'explique notamment par le fait que les MET ayant un faible linéaire d'estuaire comme le Mahury et le Montsinéry ont des différences dans les zones halines moins marquées et plus « confondantes » que d'autres grandes masses d'eau comme le Maroni et l'Oyapock par exemple. Cela conduit à proposer un échantillonnage stratifié par zone de salinité et à établir des conditions de référence par zone haline.

B. Pressions anthropiques et indices associés

L'évaluation des pressions anthropiques exercées sur les différentes masses d'eau est prévue par le cahier des charges imposé par la DCE et fait partie des premiers exercices à réaliser avant de choisir des métriques biologiques pour construire un indicateur. Dans cette étude, la quantification de ces pressions a été indispensable afin d'élaborer des modèles prédictifs de pressions/réponses biologiques.

1. Données de pression

En termes de caractérisation des pressions, le contexte de la Guyane est particulier car de nombreuses études de caractérisation qualitatives et quantitatives ont été menées sur les masses d'eau de transitions. Par conséquent il existe des données concernant des sources variées de pressions d'origine humaine. Toutefois, ces données n'étaient ni bancarisées dans une base de données, ni centralisées auprès d'un service de l'état. La récolte des données s'est donc faite au fil de la lecture des rapports et fichiers récupérés au fur et à mesure de l'étude. Nous avons pu, grâce à l'aide des acteurs de l'eau en Guyane (DEAL, Office de l'Eau, IFREMER, HYDRECO...) récupérer des données de plusieurs études afin d'établir des gradients pour 5 grands types de perturbation pouvant potentiellement avoir un effet négatif sur les communautés de poissons estuariens. Au-delà des impacts directs sur la qualité de l'eau, plusieurs activités peuvent avoir des impacts indirects comme le dragage dont les conséquences sont susceptibles de produire des effets indésirables pour le fonctionnement des écosystèmes, pour les biens et services associés aux écosystèmes estuariens et en particulier pour les populations de poissons. Les carrières de sables et de roches présentent également des risques pour les milieux estuariens notamment dû à la remise en suspension de MES provoquant une hausse de la turbidité et possiblement une remise en suspension de métaux lourds contenus naturellement dans le sol. Dans une moindre mesure, ces activités peuvent engendrer une altération des habitats aquatiques et des déversements d'hydrocarbures provenant des engins de chantier entre autres. Pour finir, la déforestation peut aussi engendrer des perturbations sur les écosystèmes estuariens. Les premières études menées par Hydreco ont permis de quantifier des effets sur plusieurs dizaines voire centaines de kilomètres en aval de sites subissant une déforestation (très souvent situés très en amont des estuaires). Bien que ces études soient relativement nouvelles et que les perturbations engendrées soient mal connues, il est important d'envisager ce type de pression comme capable même d'affecter significativement les estuaires de la Guyane à l'avenir.

2. Pondération des indices

L'étape de pondération des pressions en fonction des caractéristiques hydrographiques de chaque estuaire est apparue incontournable pour prendre en compte les possibles effets biologiques des pressions et pas seulement prendre en compte des mesures ponctuelles de pressions au point de rejet. Pour l'heure, nous avons pondéré les indices uniquement avec le débit moyen annuel qui résume les informations sur la superficie du bassin versant, la longueur du cours d'eau et le débit moyen annuel mais un calcul de flux à la mer prenant en compte une certaine capacité d'autoépuration concernant les rejets du réseau d'assainissement pourrait possiblement améliorer la justesse des modèles de réponse aux pressions. Il est toujours difficile de combiner différentes pressions pour établir des gradients sans connaître l'effet réel de telle ou telle pression sur les organismes et sans connaître les probables interactions entre pressions (effet additif, antagoniste ou synergétique) (Teichert et al. 2016). Pour tester les interactions entre pression, il est nécessaire de disposer de beaucoup de données d'observations biologiques et sur un nombre d'estuaires assez important. Cette étude sera possible dans quelques années quand toutes les MET de Guyane auront été suivi au moins une fois et pour plusieurs MET à plusieurs reprises.

C. Sélection des métriques

Les métriques fonctionnelles présentent l'intérêt de cristalliser plusieurs dimensions différentes de l'écosystème ce qui constitue le critère principal dans l'élaboration d'un indice multi-métrique (Karr and Chu 1999).

1. Réponses métriques – pressions

Métrique	Définition	Type de Gilde	Type de métrique
D	Nombre d'espèces démersales	Position	Diversité fonctionnelle
ER	Nombres d'espèces estuariennes résidentes	Écologique	Diversité fonctionnelle
CA	Nombres d'espèces carnivores	Trophique	Diversité fonctionnelle
INV	Nombres d'espèces invertivores	Trophique	Diversité fonctionnelle
RS	Nombre d'espèces résistantes à la variation de salinité	-	Sensibilité / Résistance
Berger-Parker	Indice de dominance	-	Métrique descriptive
Richesse spécifique	Nombre d'espèces	-	Métrique descriptive

Figure 42 : Métriques éligibles à l'intégration de l'indicateur multi-métrique

Les métriques présélectionnées pour leur réponse à un ou plusieurs types de pressions et ayant un impact avéré sur les communautés de poissons sont les suivantes :

- D : la guildes des espèces démersales a été présélectionné pour sa réponse aux PCB. Ces espèces vivent au-dessus du fond mais s'alimentent généralement sur le fond ou à proximité immédiate. La nature hydrophobe des PCB les rend naturellement liés aux sédiments. Les espèces démersales peuvent bioaccumuler les PCB à partir des sédiments contaminés (Rubinstein et al. 1984). Ce phénomène peut être amplifié par le dragage des estuaires qui est responsable de la remise en suspension de ces polluants les rendant plus biodisponibles (Nayar et al. 2003; Sousa et al. 2007; Griffin et al. 2009). Le dragage a généralement un effet néfaste pour les communautés de poissons dans les estuaires et il a notamment été observé au Brésil une forte baisse de la diversité et l'abondance de certaines espèces démersales telles que les *scianidae* après dragage (Barletta et al. 2016). On peut également ajouter à cela que la matière organique en suspension peut contribuer à consommer l'oxygène dissous disponible de la colonne d'eau. Cela peut engendrer des stress physiologiques importants et une réduction de la ressource trophique (Eby et al. 2005). Cette métrique est donc un potentiel bon indicateur de la qualité des habitats estuariens.
- ER : La guildes ER est validée en nombre ou en proportion des espèces résidentes estuariennes. Elle fournit une information au sujet de la fonction de nourricerie et qualité de l'eau et des habitats. C'est une des métriques les plus souvent utilisées dans les indicateurs estuariens (Salas et al. 2004) (Vlek et al. 2004) (Coates et al. 2007). Ces espèces effectuent tout leur cycle de vie en estuaire et sont par conséquent sensibles aux altérations de l'habitat et aux polluants à tous les stades du cycle de vie (Vlek et al. 2004). Elles ont souvent des stratégies de reproduction originales pour s'adapter aux conditions extrêmement variables des estuaires. La capacité d'adaptation des ER est un atout qui leur offre une plus grande résilience mais le besoin de réaliser dans l'estuaire certaines phases critiques du cycle de vie (reproduction, survie larvaire) est un indicateur de l'état écologique de l'estuaire. Les espèces résidentes estuariennes sont donc sensibles à une dégradation des habitats mais aussi à la pollution par les PCB et les HAP.
- CA : La guildes des espèces carnivores présente des réponses significatives et a été choisie. La hausse des pressions anthropiques induit généralement une diminution des ressources trophiques pour les communautés de poissons (Oliveira and Bennemann 2005). La plupart des consommateurs spécialistes comme les espèces carnivores ont montré une baisse significative dans leur abondance ou la richesse spécifique dans des sites impactés. Les carnivores sont souvent des prédateurs à vue et ils affectionnent plutôt les habitats où l'eau est peu turbide. Dans les estuaires de la Guyane, ce groupe trophique est présent mais une hausse de la turbidité les rendrait particulièrement vulnérable (Rodríguez and Lewis 1997). Les espèces carnivores ont la possibilité de bioamplifier la contamination en consommant des espèces qui auraient bioaccumulé des contaminants. Les carnivores répondent aux pollutions par les PCB et par les HAP lorsque calculé sur le nombre d'espèces et elles répondent aux problèmes liés à

l'assainissement et à une baisse de l'oxygène dissous lorsque calculés en fréquence relative.

- INV : Guilde des espèces invertivores. Le régime alimentaire des espèces invertivores est basé sur la consommation d'invertébrés benthiques qui sont affectés par de nombreuses perturbations comme l'altération des substrats, la modification du débit ou encore les effluents issus des rejets d'eaux usées (Statzner et al. 2001). Ils consomment également les petits crustacés qui vivent dans la tranche d'eau. De même que pour les espèces carnivores, ces espèces spécialistes tendent à voir leur abondance ou richesse spécifique décroître sous l'effet des pressions anthropiques sur le milieu physique de leurs proies mais aussi sur la qualité chimique. Les espèces invertivores répondent aux pressions de pollution par les pesticides et les HAP.
- RS : Cette métrique de tolérance aux variations de salinité ne semble présenter aucune pertinence écologique dans le cadre de notre étude. Dans la littérature aucune mention de son utilisation n'a été faite. Même si cette métrique répond aux pressions causées par les pesticides et les rejets d'assainissement, l'interprétation que nous devons en faire n'est pas liée à la résistance aux variations de salinité mais certainement à une autre caractéristique commune aux espèces de ce groupe. A ce stade, nous n'incluons pas cette métrique dans l'indicateur final mais une attention sera portée aux espèces constituant cette guilde pour trouver un autre trait écologique commun qui pourrait avoir un sens écologique.
- Berger-Parker : Dans les écosystèmes dégradés, il a souvent été mentionné de l'occurrence de quelques espèces dominantes accompagnées d'une multitude d'espèces rares avec une abondance faible (Casatti et al. 2006). C'est une structure que l'on retrouve tout particulièrement dans les assemblages des estuaires de la Guyane. La dominance d'un nombre restreint d'espèces avec une faible richesse spécifique est typique des environnements dégradés (Casatti et al. 2009) mais ce n'est pas ce que nous observons dans les estuaires de Guyane. De manière récurrente, le peu d'espèces dominantes sont également les plus tolérantes face aux différentes perturbations pouvant survenir dans le milieu. Toutefois, dans les écosystèmes estuariens, la dominance de quelques espèces au profit d'une multitude d'espèces peu abondantes est très répandue et ne traduit pas une dégradation du milieu. A ce stade nous devons nous pencher sur l'interprétation de cette métrique pour éviter les contre-sens. Nous mettons donc de côté pour l'instant la métrique Berger-Parker et nous ne l'incluons pas dans l'indicateur multi-métrique.
- Richesse spécifique : La richesse spécifique a tendance à diminuer en même temps que la qualité de l'habitat (Amara et al. 2001). Ici les modèles ont montré une baisse significative de celle-ci sous l'effet des pressions. Cela est vérifié aussi bien que la richesse par guilde (celles-ci étant appréhendées en nombre d'espèces appartenant à une guilde donnée) a tendance à décroître sous la pression.

2. Approche selon l'abondance

La quantification de l'abondance est un moyen commun d'appréhender la productivité des milieux et les sites dégradés possèdent souvent une abondance moindre que ceux de bonne

qualité (Hughes and Oberdorff 1999). De plus, les critères de conformité de la DCE demandent à évaluer l'abondance des espèces. Une baisse dans la diversité de l'assemblage suivant un stress a été mise en évidence à de nombreuses reprises (Tramer and Rogers 1973; Kaesler and Herricks 1977; Travnichek and Maceina 1994). C'est pour cela que dans le cadre de notre étude nous avons décidé d'appréhender l'abondance des individus appartenant à une guildes donnée. Les résultats liés à cette approche se sont révélés concluants, nous avons mis en évidence 3 métriques significatives.

Tableau 8 : Métriques sélectionnées pour l'indicateur PEGUY reflétant une notion d'abondance

Métrique	Définition	Type de Guilde	Type de métrique
D	Nombre d'espèces démersales	Position	Diversité fonctionnelle
ER	Nombres d'espèces estuariennes résidentes	Écologique	Diversité fonctionnelle
CA	Nombres d'espèces carnivores	Trophique	Diversité fonctionnelle

Cette approche ne nous a pas permis de mettre en avant de manière significative les individus invertivores (INV) et résistants à la salinité (RS) contrairement à l'approche basée sur les fréquences relatives.

D. Analyse de la stratégie de pêches en estuaire

Deux méthodes d'échantillonnage ont été mise en œuvre au cours des premières années de suivi des poissons dans les estuaires de Guyane. Ces deux méthodes se voulaient complémentaires pour échantillonner le cours d'eau principal mais aussi les mangroves qui représentent des zones humides annexes importantes pour le fonctionnement des écosystèmes estuariens. Plusieurs problèmes sont apparus au fur et à mesure des inventaires réalisés. Tout d'abord le verveux à ailes, qui avait été suggérée lors de la première réunion du comité d'experts en 2014, était prévu pour échantillonner les criques lors du ressuyage de la marée, c'est-à-dire lorsque la marée se retire de la mangrove. Un des problèmes rencontrés est que la position des criques dans l'estuaire n'est évidemment pas la même d'un estuaire à un autre rendant les comparaisons difficiles. Même s'il était prévu de pêcher sur une crique dans la partie aval et une crique dans la partie amont de l'estuaire, il n'y avait pas toujours des conditions hydrologiques comparables et termes de salinité, de largeur et profondeur de la crique, de vitesse de courant et donc de débit. Même et respectant un temps de pêche fixe, les volumes filtrés étaient très différents et donc l'effort de pêche était différent. Il n'a pas été possible de véritablement standardiser cet échantillonnage et donc difficile de dire si les différences de captures sont liées à des pressions d'origine humaine, naturelle ou simplement à un effort de pêche différent.

Le maillage utilisé avec les verveux à ailes (3 mm) s'est révélé problématique car beaucoup d'individus étaient de très petite taille engendrant une identification partielle d'un grand nombre d'individus pêchés. En effet beaucoup d'entre eux ne sont déterminés que jusqu'au genre ou à la famille (scianidae, engraulidae, aridae). Cela pose problème, car sans une identification complète jusqu'à l'espèce il est impossible d'assigner les guildes correspondantes, les espèces d'une même famille pouvant appartenir à des guildes différentes. Nous sommes donc ici confrontés à une perte importante d'information et une nécessité d'approfondir les connaissances sur les espèces situées dans les mangroves des estuaires. L'utilisation de filet à plus grandes mailles pourrait résoudre ce problème mais pas celui de la standardisation de l'effort de pêche.

1. Comparaison de l'efficacité de pêche

Concernant les analyses des efficacités de outils d'échantillonnage on observe que le nombre moyen d'espèces par évènement de pêche, le nombre total d'espèces, le total d'individus est supérieur pour le chalut à perche comparativement au verveux à ailes. De plus en comparant le nombre d'espèces par guildes recensée par chacune des méthodes, on remarque que seules 5 modalités de guildes ont des occurrences supérieures pour le verveux à ailes. Néanmoins ces occurrences ne sont que très légèrement supérieures (entre 0 et 2 espèces en plus par guildes), ce qui ne nous permet pas de conclure quant à une complémentarité significative entre les deux méthodes de pêche.

2. Analyse de positionnement multidimensionnel

L'analyse de positionnement multidimensionnel a permis de mettre en avant deux résultats déterminants. En effet, nous avons constaté une dissimilarité structurelle entre le chalut à perche et le verveux. C'est-à-dire que les deux engins permettent de caractériser des assemblages taxonomiques différents. Cela semble relativement logique au vu des différences entre les milieux dans lesquels ils sont utilisés (mangrove et chenal). Toutefois, si l'on

considère l'analyse multidimensionnelle d'un point de vue fonctionnelle (selon les guildes), nous n'observons pas de différence significative entre les deux méthodes d'échantillonnage. Etant donné que l'analyse des communautés ichtyologiques et la création de l'indicateur multi-métrique reposent essentiellement sur une approche guildes-spécifique (et donc fonctionnelle), ce manque de complémentarité semble être un argument supplémentaire à la suppression du verveux à ailes dans les futurs échantillonnages.

3. Conclusion sur les méthodes de pêches

Les contraintes sont inhérentes et indissociables de chaque technique d'échantillonnage. Il existe plusieurs types de contraintes comme celles du milieu (marnage, débris, taille des cours d'eau, variations saisonnières...) et celles d'ordre technique ou pratique concernant les zones présentant des difficultés d'accès empêchant ou limitant la quantité de matériel pouvant être acheminé (Dorian et Vigouroux, 2009). Enfin elles sont aussi d'ordre économique dans un souci d'un bon rapport coût : efficacité (coût de mise en place, entretien, acheminement des engins...).

Tableau 9 : Avantages et inconvénients liés aux deux techniques de pêche

Technique	Avantages	Inconvénients
Chalut à perche	Efficacité démontrée sur les estuaires (Lobry 2003) (Pasquaud et al. 2012) (Borja et al, 2009)	Mise en œuvre technique (risques d'accrochage avec les débris, branches, gravas).
	Permet de réaliser plusieurs échantillons par jour	Accès limité dans les zones rocheuses, végétalisées, fortement envasées et/ou peu profondes (vasière très mobiles, zones d'herbiers, haut fonds)
	Permet les estimations quantitatives des abondances (biomasse/m ² et/ou nb d'individus/m ²)	Vulnérabilité au mauvais temps dans la zone de l'embouchure.
Verveux à ailes	Adaptée à la pêche dans les criques	Difficultés à trouver des sites de pose adaptés
	Possibilité de réaliser deux échantillons par jour dans les mêmes conditions	Difficultés à trouver des sites comparables entre les estuaires

Les résultats mis en avant par les analyses statistiques ainsi que des inconvénients inhérents à la mise en place du verveux à ailes tendent à militer pour une suppression de cette méthode de pêche pour les prochaines campagnes d'échantillonnage. Le verveux n'apporte finalement pas suffisamment d'informations supplémentaires et représente une charge de travail non négligeable dans l'organisation d'une journée d'échantillonnage.

E. Perspectives

1. Les références

La finalité du projet PEGUY était la création d'une version préliminaire mais fonctionnelle d'un indicateur multi-métrique pour évaluer l'état écologique des estuaires de Guyane. Un des volets de la DCE portait sur l'évaluation des pressions, ce qui a été accompli mais reste perfectible, et sur la recherche de métriques considérant la diversité des espèces et leur abondance. Il est demandé dans les « guidances » européennes que l'indicateur réponde à au moins une pression d'origine anthropique et que cet indicateur puisse refléter un état écologique moyen des masses d'eau. Les métriques qui ont été recherchées répondent à ces exigences de la DCE en termes de composition spécifique et d'abondance. Les 7 métriques retenues répondent individuellement à des niveaux de pression de pollution et de pression sur les habitats. La structure de l'indicateur est maintenant en place mais plusieurs tâches restent à accomplir pour obtenir un indicateur conforme et efficace. Il est maintenant nécessaire d'effectuer les calculs des métriques et de définir des conditions de référence, puis des seuils de classes. En l'absence de réseau de sites de référence pour les poissons en estuaire, nous pourrions utiliser la valeur maximum observée pour une métrique quel que soit l'estuaire où ce maximum est observé et nous répèterions l'opération pour l'ensemble des métriques. Nous pourrions ainsi constituer un ensemble de valeur de référence à confronter aux valeurs observées pour chaque station d'échantillonnage. Les références seront à rechercher pour chaque zone de salinité.

a) *Transformation des valeurs de métriques en EQR*

La valeur d'une métrique peut être calculée par la formule suivante :

$$Valeur = \frac{\text{Résultat de la métrique} - \text{Limite basse}}{\text{Valeur de référence} - \text{Limite basse}}$$

Le calcul des métriques pour chaque zone de salinité est exprimé en EQR entre 0 et 1 tel que demandé par la DCE. Plus la valeur est proche de 1, plus la qualité écologique est bonne et inversement, si celle-ci est proche de 0, la qualité sera mauvaise. Il est probable qu'au lieu de prendre la valeur maximum, nous devions choisir la valeur moyenne du percentile 10 des valeurs les plus hautes comme pour l'outil de classification anglais TFCI (Coates et al, 2007). Dans ce cas on classe les valeurs par ordre croissant et on prend la valeur moyenne des traits ayant les valeurs les plus élevées représentant 10% de la totalité des traits quel que soit l'estuaire.

A titre d'exemple le Tableau 10 présente les limites hautes obtenues pour quatre métriques sur les 7 estuaires et les valeurs moyennes du percentile 10 des valeurs les plus élevées sans distinction de zone de salinité et le Tableau 11 présente les résultats de calcul de référence avec la méthode du percentile 10 par zone de salinité. Pour les limites basses les valeurs sont généralement égales à 0.

Tableau 10 : Valeurs calculées pour le meilleur trait de chalut à perche toutes zones de salinité confondues. Les valeurs indiquées pour chaque métrique peuvent provenir de différents traits de chalut dans les différents estuaires de Guyane entre 2015 et 2018. La dernière colonne représente la valeur moyenne du percentile 10 des valeurs les plus élevées.

	Oyapock	Montsinéry	Maroni	Iracoubo	Kourou	Mahury	Mana	Moyenne P10
CA	65.85	130.80	332.31	119.65	400.96	127.95	208.61	145.47
D	92.19	218.00	124.62	319.08	846.48	306.08	458.95	328.98
ER	105.36	174.00	913.86	264.05	579.17	191.90	333.78	264.98
INV	39.57	65.40	498.47	199.65	222.76	102.03	292.06	114.16

Tableau 11 : Valeurs de référence des guildes CA, D, ER et INV calculées sur le percentile 10 des valeurs les plus élevées en fonction de la zone de salinité. Ces valeurs sont calculées sur les données acquises entre 2015 et 2018 sur sept estuaires (Oyapock, Montsinéry, Maroni, Iracoubo, Kourou, Mahury et Mana)

	Oligohalin	Mésohalin	Polyhalin
CA	73.06	172.81	136.83
D	185.34	418.95	275.45
ER	161.86	331.46	219.75
INV	68.94	144.66	96.88

2. Génération de l'indicateur

Une fois les références établies pour toutes les métriques, il faudra définir des seuils de classe pour calculer l'indicateur. Les seuils correspondent à l'écart tolérable à la référence pour être en bon état écologique ou pour être dans un état écologique moyen, voire médiocre ou mauvais. Pour déterminer les seuils, il est souvent nécessaire d'établir une régression entre les valeurs des métriques et le niveau de pression qui s'exerce sur les masses d'eau sachant que les métriques et l'indicateur multi-métrique, doivent répondre à des pressions d'origine anthropique. Il faut donc pouvoir calculer les EQR et vérifier si une relation linéaire ou logistique décrit au mieux les données. Si une régression linéaire est satisfaisante, il sera possible de définir des classes de qualité équidistante selon les dires d'experts et la connaissance de l'écologie des espèces.

Les règles d'assemblage des scores de chaque métrique restent un sujet à étudier. Il sera nécessaire de vérifier l'effet sur la note finale d'une agrégation des scores en prenant la moyenne simple, la médiane ou encore un percentile du nombre de trait ayant une note supérieure à un certain seuil. Ces différentes méthodes d'agrégation ont été utilisées par différents outils validés par le comité ECOSTAT au niveau de la commission européenne.

Comme les effets peuvent parfois être notable sur le classement des masses d'eau il sera important de faire valider cette décision par un groupe d'experts. L'assemblage des scores des différentes métriques sélectionnées permet avant tout de simplifier le classement d'une masse d'eau mais ne permet généralement pas de déterminer directement le type d'action à envisager atteindre le Bon état le cas échéant. L'analyse des résultats métrique par métrique permet parfois d'orienter le diagnostic vers une catégorie de pression mais évidemment pas d'identifier précisément les pressions à incriminer.

3. Effets interactifs des pressions

Une des nombreuses difficultés dans la caractérisation des pressions et de leurs impacts sur les écosystèmes est de prendre en compte les effets interactifs sur les organismes, populations et communautés (Crain et al. 2008). Les effets combinés des différentes pressions anthropiques ont longtemps été considérés comme seulement additifs (le résultat de l'ensemble des pressions exercées est égal à la somme des effets pris individuellement). Toutefois, ce type de modèle ne prévaut pas toujours au sein des écosystèmes et des interactions du type antagoniste et synergiques peuvent apparaître (Crain et al. 2008). Les interactions sont considérées synergiques quand les effets combinés des stress sont plus grands que la somme des effets individuels. A contrario, les interactions antagonistes ont lieu quand les effets combinés des pressions sont plus faibles que la somme des effets individuels (Folt et al. 1999). Les effets interactifs peuvent réserver certains résultats écologiques inattendus (Paine et al. 1998). Il est donc nécessaire d'intégrer les interactions entre les différents types de pressions dans les équations de modélisation prédictive, afin de pouvoir rendre compte plus précisément des ampleurs de celles-ci sur les estuaires guyanais.

V. Conclusion

Un travail conséquent de mise en forme de la base de données poisson pour les estuaires de Guyane a été réalisé pour 7 estuaires échantillonnés entre 2015 et 2018. L'exploitation de ces données a permis d'aboutir dans un premier temps à la description détaillée des communautés de poissons des estuaires à travers une approche guildes-spécifique. Les communautés de poissons sont donc en très grande majorité composées d'espèces associées au fond (plus particulièrement des espèces démersales), les espèces estuariennes résidentes sont prédominantes et les deux types de régimes trophiques majoritaires sont la carnivorie et l'invertivorie. On constate également que le type de reproduction préférentiel est la ponte en milieu ouvert (ponte pélagique). Il est apparu un manque d'information écologique important concernant la guildes trophique et la guildes de reproduction chez de nombreuses espèces qui nécessitera un approfondissement afin d'aboutir à la représentation des communautés la plus détaillée possible.

Ensuite nous avons comparé et analysé les compositions des 7 estuaires entre eux afin de vérifier si un ou plusieurs types de communauté devait être considéré. Cela afin de définir si l'utilisation d'un seul indicateur était possible ou si les différences exigeaient le développement de métriques spécifiques pour quelques estuaires. Les résultats ont mis en avant une faible dissimilarité aussi bien d'un point de vue structurel que fonctionnel. Ces analyses soutiennent les dires d'expert quant à la relative homogénéité des masses d'eaux de transition entre elles. Ainsi, nous avons pu baser la suite de l'étude sur le postulat de la création d'un indicateur multi-métrique unique applicable sur tous les estuaires de la Guyane.

Une trentaine de métriques candidates appartenant à plusieurs catégories (descriptives, fonctionnelles et de résistance/indicatrice de pollution) établies en amont de cette étude ont été calculés à partir des données issues des campagnes d'échantillonnage. Ces métriques ont été soumises à une sélection préliminaire afin de garder celles ayant une étendue de réponse suffisamment grande pour pouvoir discriminer 5 classes de qualité. Afin de corréliser les métriques biologiques aux pressions anthropiques et de sélectionner des métriques candidates, nous avons utilisé des modèles linéaires généralisés (GLM). Deux types d'approches de calcul ont été choisies, une de type « comptage » en nombre d'espèces par guildes et une autre de type « densité relative » en pourcentage du nombre d'individus par guildes.

Le projet PEGUY a permis la constitution d'une base de données exploitable synthétisant les diverses pressions anthropiques exercées sur les estuaires de la Guyane grâce au concours des acteurs de l'eau de la Guyane (Ifremer, DREAL, Office de l'eau, OFB...). Nous avons pu récupérer des données sur les pressions exercées par les polluants de type métaux lourds, HAP, PCB, pesticides ainsi que des données sur les rejets liés à l'assainissement urbain (collectif et non collectif). Cette base de données a permis d'établir un gradient de pression sur les estuaires et de développer des indices de pressions anthropiques.

Les estuaires de Montsinéry, Mahury et Maroni s'avèrent les plus soumis aux pressions selon la méthode de pondération appliquée. Bien conscient que la méthode n'est pas parfaite, elle permet toutefois d'établir un gradient qui sera à confronter avec les résultats de l'indicateur poisson une fois les dernières étapes de construction réalisées. A ce jour, les métriques

candidates ont été corrélés avec les pressions (via la modélisation prédictive) et cela a permis de mettre en avant 7 métriques et dont la réponse statistique est significative et conforme à la réponse écologique prédite face à une augmentation de pression. Il s'agit de :

- Les espèces démersales (D)
- Les espèces estuariennes résidentes (ER)
- Les espèces carnivores (CA)
- Les espèces invertivores (INV)
- La richesse spécifique

Excepté pour les espèces invertivores, ces métriques répondent significativement selon les deux approches de modélisation utilisées (abondance et fréquence relative). Elles constitueront le cœur du nouvel indicateur multi-métrique.

Un des volets du projet PEGUY consistait à analyser l'efficacité des deux méthodes de pêche employées pour les échantillonnages. Les résultats issus des analyses de l'efficacité montrent un net avantage au chalut à perche. Les analyses de positionnement multidimensionnel entre les méthodes de pêche ont permis de prouver une dissimilarité significative d'un point de vue des espèces capturées mais pas selon les guildes retrouvées. Dans le contexte de la création d'un indicateur multi-métrique basé sur une approche guildes-spécifique, il y'a donc une redondance avérée entre les deux techniques de pêche. De plus, il existe plusieurs contraintes problématiques inhérentes au verveux à ailes comme la difficulté de quantifier des densités relatives et les problèmes d'échantillonnages liés à la mangrove notamment. Nous recommandons donc l'arrêt de l'emploi du verveux à ailes dans les prochaines campagnes d'échantillonnage dans un souci de rapport coût - efficacité.

La création d'un indicateur multi-métrique nécessite encore la réalisation de plusieurs étapes afin de pouvoir être fonctionnel et applicable sur les estuaires de la Guyane. La première d'entre elle consiste à définir des conditions de référence pour toutes les métriques et dans chaque zone de salinité. Ceci représente un certain défi méthodologique en raison de la faible empreinte anthropique constatée. Dans un deuxième temps, il sera nécessaire de tester les méthodes d'agrégation des métriques de façon à maintenir une certaine stabilité des diagnostics tout en conservant la sensibilité nécessaire pour répondre aux pressions anthropiques à une échelle interannuelle. La validation des résultats de l'indicateur par un groupe d'experts semble indispensable pour garantir que le fruit des calculs à partir de quelques jours de surveillance par année soit conforme à la connaissance des estuaires par les experts. Il est possible que le niveau des plus fortes pressions anthropiques constatées ne représente pas un niveau suffisant pour observer une réponse biologique marquée. Les poissons d'estuaire ont une capacité de résistance importante comparativement à certaines espèces marine ou d'eau douce très sensibles et on note souvent un effet « de seuil » qui indique cette capacité à résister jusqu'à un certain point avant une chute brutale. Il conviendra alors de choisir des seuils protecteurs pour anticiper une évolution des pressions qui représenterait une menace pour les écosystèmes estuariens.

Bibliographie

- Able, K.W. 2005. A re-examination of fish estuarine dependence: Evidence for connectivity between estuarine and ocean habitats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **64**(1): 5–17. doi:10.1016/j.ecss.2005.02.002.
- Akaike, H., Parzen, E., Tanabe, K., and Kitagawa, G. 1998. Selected papers of Hirotugu Akaike. Springer, New York.
- Amara, R., Laffargue, P., Dewarumez, J.M., Maryniak, C., Lagardere, F., and Luzac, C. 2001. Feeding ecology and growth of O-group flatfish (sole, dab and plaice) on a nursery ground (Southern Bight of the North Sea). *Journal of Fish Biology* **58**(3): 788–803. doi:10.1111/j.1095-8649.2001.tb00531.x.
- Barletta, M., Barletta-Bergan, A., Saint-Paul, U., and Hubold, G. 2005. The role of salinity in structuring the fish assemblages in a tropical estuary. *Journal of Fish Biology* **66**(1): 45–72. doi:10.1111/j.0022-1112.2005.00582.x.
- Barletta, M., Cysneiros, F.J.A., and Lima, A.R.A. 2016. Effects of dredging operations on the demersal fish fauna of a South American tropical-subtropical transition estuary: dredging effects on fish assemblages. *J Fish Biol* **89**(1): 890–920. doi:10.1111/jfb.12999.
- Barret, J. 2001. Atlas illustré de la Guyane. Laboratoire de cartographie de la Guyane : Institut d'Enseignement Supérieur de Guyane, French Guiana.
- Beck, M.W., Heck, K.L., Able, K.W., Childers, D.L., Eggleston, D.B., Gillanders, B.M., Halpern, B., Hays, C.G., Hoshino, K., Minello, T.J., Orth, R.J., Sheridan, P.F., and Weinstein, M.P. 2001. The Identification, Conservation, and Management of Estuarine and Marine Nurseries for Fish and Invertebrates. *BioScience* **51**(8): 633. doi:10.1641/0006-3568(2001)051[0633:TICAMO]2.0.CO;2.
- Berger, W.H., and Parker, F.L. 1970. Diversity of Planktonic Foraminifera in Deep-Sea Sediments. *Science* **168**(3937): 1345–1347. doi:10.1126/science.168.3937.1345.
- Blaber, S. 2000. Effects of fishing on the structure and functioning of estuarine and nearshore ecosystems. *ICES Journal of Marine Science* **57**(3): 590–602. doi:10.1006/jmsc.2000.0723.
- Blanchet, H., Lavesque, N., Ruellet, T., Dauvin, J.C., Sauriau, P.G., Desroy, N., Desclaux, C., Leconte, M., Bachelet, G., Janson, A.-L., Bessineton, C., Duhamel, S., Jourde, J., Mayot, S., Simon, S., and de Montaudouin, X. 2008. Use of biotic indices in semi-enclosed coastal ecosystems and transitional waters habitats—Implications for the implementation of the European Water Framework Directive. *Ecological Indicators* **8**(4): 360–372. doi:10.1016/j.ecolind.2007.04.003.
- Boesch, D.F. 2000. Measuring the Health of the Chesapeake Bay: Toward Integration and Prediction. *Environmental Research* **82**(2): 134–142. doi:10.1006/enrs.1999.4010.
- Breine, J.J., Maes, J., Quataert, P., Van den Bergh, E., Simoens, I., Van Thuyne, G., and Belpaire, C. 2007. A fish-based assessment tool for the ecological quality of the brackish Schelde estuary in Flanders (Belgium). *Hydrobiologia* **575**(1): 141–159. doi:10.1007/s10750-006-0357-z.
- Cabral, H.N., Fonseca, V.F., Gamito, R., Gonçalves, C.I., Costa, J.L., Erzini, K., Gonçalves, J., Martins, J., Leite, L., Andrade, J.P., Ramos, S., Bordalo, A., Amorim, E., Neto, J.M., Marques, J.C., Rebelo, J.E., Silva, C., Castro, N., Almeida, P.R., Domingos, I., Gordo, L.S., and 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. doi:10.1016/j.ecolind.2011.08.005.

- Cabral, H.N., Vasconcelos, R., Vinagre, C., França, S., Fonseca, V., Maia, A., Reis-Santos, P., Lopes, M., Ruano, M., Campos, J., Freitas, V., Santos, P.T., and Costa, M.J. 2007. Relative importance of estuarine flatfish nurseries along the Portuguese coast. *Journal of Sea Research* **57**(2–3): 209–217. doi:10.1016/j.seares.2006.08.007.
- Casatti, L., Ferreira, C.P., and Langeani, F. 2009. A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. *Hydrobiologia* **623**(1): 173–189. doi:10.1007/s10750-008-9656-x.
- Casatti, L., Langeani, F., and Ferreira, C.P. 2006. Effects of Physical Habitat Degradation on the Stream Fish Assemblage Structure in a Pasture Region. *Environmental Management* **38**(6): 974–982. doi:10.1007/s00267-005-0212-4.
- Choubert, G., and Faure-Muret, A. 1980. 1. Anti-atlas (Morocco). *Earth-Science Reviews* **16**: 87–113. doi:10.1016/0012-8252(80)90035-5.
- Cloern, J. 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **210**: 223–253. doi:10.3354/meps210223.
- Coates, S., Waugh, A., Anwar, A., and Robson, M. 2007. Efficacy of a multi-metric fish index as an analysis tool for the transitional fish component of the Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* **55**(1–6): 225–240. doi:10.1016/j.marpolbul.2006.08.029.
- Cooper, J.A.G., Ramm, A.E.L., and Harrison, T.D. 1994. The estuarine health index: A new approach to scientific information transfer. *Ocean & Coastal Management* **25**(2): 103–141. doi:10.1016/0964-5691(94)90043-4.
- Costanza, R., Limburg, K., Naeem, S., O’Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., and Sutton, P. 1997. The value of the world’s ecosystem services and natural capital. **387**: 8.
- Crain, C.M., Kroeker, K., and Halpern, B.S. 2008. Interactive and cumulative effects of multiple human stressors in marine systems. *Ecology Letters* **11**(12): 1304–1315. doi:10.1111/j.1461-0248.2008.01253.x.
- Dahlgren, C., Kellison, G., Adams, A., Gillanders, B., Kendall, M., Layman, C., Ley, J., Nagelkerken, I., and Serafy, J. 2006. Marine nurseries and effective juvenile habitats: concepts and applications. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **312**: 291–295. doi:10.3354/meps312291.
- De Szalay, F.A., and Resh, V.H. 2000. Factors influencing macroinvertebrate colonization of seasonal wetlands: responses to emergent plant cover. *Freshwater Biol* **45**(3): 295–308. doi:10.1111/j.1365-2427.2000.00623.x.
- Dedieu, N., Allard, L., Vigouroux, R., Brosse, S., and Céréghino, R. 2014. Physical habitat and water chemistry changes induced by logging and gold mining in French Guiana streams. *Knowl. Managt. Aquatic Ecosyst.* (415): 02. doi:10.1051/kmae/2014026.
- Deegan, L., and Garritt, R. 1997. Evidence for spatial variability in estuarine food webs. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **147**: 31–47. doi:10.3354/meps147031.
- Delpéch, C., Courrat, A., Pasquaud, S., Lobry, J., Le Pape, O., Nicolas, D., Boët, P., Girardin, M., and 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. doi:10.1016/j.marpolbul.2010.01.001.
- Directive 2000/60/CE, 2000. Parlement Européen et du Conseil, du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l’eau. Eby, L., Crowder, L., McClellan, C., Peterson, C., and Powers, M. 2005. Habitat degradation from intermittent hypoxia: impacts on demersal fishes. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **291**: 249–262. doi:10.3354/meps291249.

- Elliott, M., and Dewailly, F. 1995. The structure and components of European estuarine fish assemblages. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* **29**(3–4): 397–417. doi:10.1007/BF02084239.
- Elliott, M., Whitfield, A.K., Potter, I.C., Blaber, S.J.M., Cyrus, D.P., Nordlie, F.G., and Harrison, T.D. 2007. The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. *Fish Fisheries* **8**(3): 241–268. doi:10.1111/j.1467-2679.2007.00253.x.
- Falkowski, P., Hogberg, P., Seitzinger, S., Smetacek, V., and Steffen', W. (n.d.). *The Global Carbon Cycle: A Test of Our Knowledge of Earth as a System.* : 7.
- Ferreira, J.G. 2000. Development of an estuarine quality index based on key physical and biogeochemical features. *Ocean & Coastal Management* **43**(1): 99–122. doi:10.1016/S0964-5691(99)00065-4.
- Folt, C.L., Chen, C.Y., Moore, M.V., and Burnaford, J. 1999. Synergism and antagonism among multiple stressors. *Limnol. Oceanogr.* **44**(3part2): 864–877. doi:10.4319/lo.1999.44.3_part_2.0864.
- Froidefond, J.M., Pujos, M., and Andre, X. 1988. Migration of mud banks and changing coastline in French Guiana. *Marine Geology* **84**(1–2): 19–30. doi:10.1016/0025-3227(88)90122-3.
- Garcia, A.M., Hoinghaus, D.J., Vieira, J.P., Winemiller, K.O., 2007. Isotopic variation of fishes in freshwater and estuarine zones of a large subtropical coastal lagoon. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* **73**, 399.
- Goldberg, E.D. 1995. Emerging problems in the coastal zone for the twenty-first century. *Marine Pollution Bulletin* **31**(4–12): 152–158. doi:10.1016/0025-326X(95)00102-S.
- Griffin, F.J., Smith, E.H., Vines, C.A., and Cherr, G.N. 2009. Impacts of Suspended Sediments on Fertilization, Embryonic Development, and Early Larval Life Stages of the Pacific Herring, *Clupea pallasii*. *The Biological Bulletin* **216**(2): 175–187. doi:10.1086/BBLv216n2p175.
- 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. doi:10.1016/j.ecss.2012.03.006.
- Harris, J.H., and Silveira, R. 1999. Large-scale assessments of river health using an Index of Biotic Integrity with low-diversity fish communities. *Freshwater Biol* **41**(2): 235–252. doi:10.1046/j.1365-2427.1999.00428.x.
- 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. doi:10.1111/j.0022-1112.2004.00477.x.
- Hering, D., Feld, C.K., and Moog, O. (n.d.). Cook book for the development of a Multimetric Index for biological condition of aquatic ecosystems: experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. : 15.
- Hering, D., Johnson, R.K., Kramm, S., Schmutz, S., Szoszkiewicz, K., and Verdonshot, P.F.M. 2006. Assessment of European streams with diatoms, macrophytes, macroinvertebrates and fish: a comparative metric-based analysis of organism response to stress. *Freshwater Biol* **51**(9): 1757–1785. doi:10.1111/j.1365-2427.2006.01610.x.
- Hoffmann, E. 2000. Effect of closed areas on distribution of fish and epibenthos. *ICES Journal of Marine Science* **57**(5): 1310–1314. doi:10.1006/jmsc.2000.0921.

- Kaesler, R.L., and Herricks, E.E. 1977. ANALYSIS OF DATA FROM BIOLOGICAL SURVEYS OF STREAMS: DIVERSITY AND SAMPLE SIZE. *J Am Water Resources Assoc* **13**(1): 125–135. doi:10.1111/j.1752-1688.1977.tb01996.x.
- Karr, J.R. 1981. ASSESSMENT OF BIOTIC INTEGRITY USING FISH COMMUNITIES. **6**(6): 8.
- Karr, J.R. 1999. Defining and measuring river health. *Freshwater Biol* **41**(2): 221–234. doi:10.1046/j.1365-2427.1999.00427.x.
- Karr, J.R., and Chu, E.W. 1999. Restoring life in running waters better biological monitoring. Island Press, Washington, D.C.
- Kennish, M.J. 1992. Ecology of estuaries: anthropogenic effects. CRC Press, Boca Raton.
- Kennish, M.J. 2002. Environmental threats and environmental future of estuaries. *Envir. Conserv.* **29**(1): 78–107. doi:10.1017/S0376892902000061.
- Ketchum, B.H. (*Editor*). 1983. Estuaries and enclosed seas. Elsevier Scientific Pub. Co. ; Distributors for the U.S. and Canada, Elsevier Science Pub. Co, Amsterdam ; New York : New York.
- Klemm, D.J., Blocksom, K.A., Fulk, F.A., Herlihy, A.T., Hughes, R.M., Kaufmann, P.R., Peck, D.V., Stoddard, J.L., Thoeny, W.T., Griffith, M.B., and Davis, W.S. 2003. Development and Evaluation of a Macroinvertebrate Biotic Integrity Index (MBII) for Regionally Assessing Mid-Atlantic Highlands Streams. *Environmental Management* **31**(5): 656–669. doi:10.1007/s00267-002-2945-7.
- Kruskal, J.B. 1964. Multidimensional scaling by optimizing goodness of fit to a nonmetric hypothesis. *Psychometrika* **29**(1): 1–27. doi:10.1007/BF02289565.
- Lagadic, L., Caquet, T., and Ramade, F. 1994. The role of biomarkers in environmental assessment (5). Invertebrate populations and communities. *Ecotoxicology* **3**(3): 193–208. doi:10.1007/BF00117084.
- Léopold, M. 2004. Poissons de mer de Guyane. Diffusion, ALT Brest, Brest.
- Lobry, J. 2003. Structure of the Gironde estuarine fish assemblages: a comparison of European estuaries perspective. *Aquatic Living Resources* **16**(2): 47–58. doi:10.1016/S0990-7440(03)00031-7.
- Martinho, F., Leitão, R., Viegas, I., Dolbeth, M., Neto, J.M., Cabral, H.N., and Pardal, M.A. 2007. The influence of an extreme drought event in the fish community of a southern Europe temperate estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **75**(4): 537–546. doi:10.1016/j.ecss.2007.05.040.
- McLusky, D.S., and Elliott, M. 2004. The estuarine ecosystem: ecology, threats, and management. Oxford University Press, Oxford; New York. Available from <http://public.eblib.com/choice/publicfullrecord.aspx?p=422823> [accessed 6 August 2019].
- de Mérona, B., Tejerina-Garro, F.L., and Vigouroux, R. 2012. Fish-habitat relationships in French Guiana rivers: a review. : 10.
- Miller, D.L., Leonard, P.M., Hughes, R.M., Karr, J.R., Moyle, P.B., Schrader, L.H., Thompson, B.A., Daniels, R.A., Fausch, K.D., Fitzhugh, G.A., Gammon, J.R., Halliwell, D.B., Angermeier, P.L., and Orth, D.J. (n.d.). Regional Applications of an Index of Biotic Integrity for Use in Water Resource Management. : 10.
- de Morais, A.T., and de Morais, L.T. 1994. The Abundance and Diversity of Larval and Juvenile Fish in a Tropical Estuary. *Estuaries* **17**(1): 216. doi:10.2307/1352571.
- Mouillot, D., Spatharis, S., Reizopoulou, S., Laugier, T., Sabetta, L., Basset, A., and Do Chi, T. 2006. Alternatives to taxonomic-based approaches to assess changes in transitional water communities. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* **16**(5): 469–482. doi:10.1002/aqc.769.

- Nayar, S., Goh, B.P.L., Chou, L.M., and Reddy, S. 2003. In situ microcosms to study the impact of heavy metals resuspended by dredging on periphyton in a tropical estuary. *Aquatic Toxicology* **64**(3): 293–306. doi:10.1016/S0166-445X(03)00062-6.
- Oliveira, D.C. de, and Bennemann, S.T. 2005. Ictiofauna, recursos alimentares e relações com as interferências antrópicas em um riacho urbano no sul do Brasil. *Biota Neotrop.* **5**(1): 95–107. doi:10.1590/S1676-06032005000100011.
- Pasquaud, S., Brind'Amour, A., Berthelé, O., Girardin, M., Elie, P., Boët, P., and Lepage, M. 2012. Impact of the sampling protocol in assessing ecological trends in an estuarine ecosystem: The empirical example of the Gironde estuary. *Ecological Indicators* **15**(1): 18–29. doi:10.1016/j.ecolind.2011.09.017.
- Pérez-Domínguez, R., Maci, S., Courrat, A., Lepage, M., Borja, A., Uriarte, A., Neto, J.M., Cabral, H., St.Raykov, V., Franco, A., Alvarez, M.C., and Elliott, M. 2012. Current developments on fish-based indices to assess ecological-quality status of estuaries and lagoons. *Ecological Indicators* **23**: 34–45. doi:10.1016/j.ecolind.2012.03.006.
- Peris-Mora, E., Orejas, J.M.D., Subirats, A., Ibáñez, S., and Alvarez, P. 2005. Development of a system of indicators for sustainable port management. *Marine Pollution Bulletin* **50**(12): 1649–1660. doi:10.1016/j.marpolbul.2005.06.048.
- Pont, D., Hugueny, B., and Rogers, C. 2007. Development of a fish-based index for the assessment of river health in Europe: the European Fish Index. *Fisheries Manage* **14**(6): 427–439. doi:10.1111/j.1365-2400.2007.00577.x.
- R Development Core Team, 2017. R: a Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing; 2012, Vienna, Austria. Open access available at: [http://cran \(r-project. org\)](http://cran.r-project.org).
- Resh, V.H., Norris, R.H., and Barbour, M.T. 1995. Design and implementation of rapid assessment approaches for water resource monitoring using benthic macroinvertebrates. *Austral Ecol* **20**(1): 108–121. doi:10.1111/j.1442-9993.1995.tb00525.x.
- Rodríguez, M.A., and Lewis, W.M. 1997. STRUCTURE OF FISH ASSEMBLAGES ALONG ENVIRONMENTAL GRADIENTS IN FLOODPLAIN LAKES OF THE ORINOCO RIVER. *Ecological Monographs* **67**(1): 109–128. doi:10.1890/0012-9615(1997)067[0109:SOFAAE]2.0.CO;2.
- Rubinstein, N.I., Gilliam, W.T., and Gregory, N.R. 1984. Dietary accumulation of PCBs from a contaminated sediment source by a demersal fish (*Leiostomus xanthurus*). *Aquatic Toxicology* **5**(4): 331–342. doi:10.1016/0166-445X(84)90014-6.
- Ruyet, J.P., Lamers, A., Roux, A. le, Severe, A., Boeuf, G., and Mayer-Gostan, N. 2003. Long-term ammonia exposure of turbot: effects on plasma parameters. *Journal of Fish Biology* **62**(4): 879–894. doi:10.1046/j.1095-8649.2003.00073.x.
- Salas, F., Neto, J.M., Borja, A., and Marques, J.C. 2004. Evaluation of the applicability of a marine biotic index to characterize the status of estuarine ecosystems: the case of Mondego estuary (Portugal). *Ecological Indicators* **4**(3): 215–225. doi:10.1016/j.ecolind.2004.04.003.
- Sousa, E.C.P.M., Abessa, D.M.S., Bauer R. F., R., Gasparro, M.R., and Zaroni, L.P. 2007. Ecotoxicological assessment of sediments from the Port of Santos and the disposal sites of dredged material. *Braz. j. oceanogr.* **55**(2): 75–81. doi:10.1590/S1679-87592007000200001.
- Statzner, B., Bis, B., Dolédec, S., and Usseglio-Polatera, P. 2001. Perspectives for biomonitoring at large spatial scales: a unified measure for the functional composition of invertebrate

- communities in European running waters. *Basic and Applied Ecology* **2**(1): 73–85. doi:10.1078/1439-1791-00039.
- Teichert, N., Borja, A., Chust, G., Uriarte, A., Lepage, M., 2016. Restoring fish ecological quality in estuaries: Implication of interactive and cumulative effects among anthropogenic stressors. *Sci. Total Environ.* **542**, Part, 383–393. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.10.068>
- Tejerina-Garro, F.L., de Mérona, B., Oberdorff, T., and Hugueny, B. 2006. A fish-based index of large river quality for French Guiana (South America): method and preliminary results. *Aquat. Living Resour.* **19**(1): 31–46. doi:10.1051/alr:2006003.
- Tramer, E.J., and Rogers, P.M. 1973. Diversity and Longitudinal Zonation in Fish Populations of Two Streams Entering a Metropolitan Area. *American Midland Naturalist* **90**(2): 366. doi:10.2307/2424460.
- Travnicek, V.H., and Maceina, M.J. 1994. Comparison of Flow Regulation Effects on Fish Assemblages in Shallow and Deep Water Habitats in the Tallapoosa River, Alabama. *Journal of Freshwater Ecology* **9**(3): 207–216. doi:10.1080/02705060.1994.9664888.
- Van Dolah, R.F., Hyland, J.L., Holland, A.F., Rosen, J.S., and Snoots, T.R. 1999. A benthic index of biological integrity for assessing habitat quality in estuaries of the southeastern USA. *Marine Environmental Research* **48**(4–5): 269–283. doi:10.1016/S0141-1136(99)00056-2.
- Vasconcelos, R.P., Reis-Santos, P., Fonseca, V., Maia, A., Ruano, M., França, S., Vinagre, C., Costa, M.J., and Cabral, H. 2007. Assessing anthropogenic pressures on estuarine fish nurseries along the Portuguese coast: A multi-metric index and conceptual approach. *Science of The Total Environment* **374**(2–3): 199–215. doi:10.1016/j.scitotenv.2006.12.048.
- Villéger, S., Brosse, S., Mouchet, M., Mouillot, D., Vanni, M.J., 2017. Functional ecology of fish: current approaches and future challenges. *Aquat. Sci.* **79**, 783–801. <https://doi.org/10.1007/s00027-017-0546-z>
- Vlek, H.E., Verdonshot, P.F.M., and Nijboer, R.C. 2004. Towards a multimetric index for the assessment of Dutch streams using benthic macroinvertebrates. *Hydrobiologia* **516**(1–3): 173–189. doi:10.1023/B:HYDR.0000025265.36836.e1.
- Winter, P.E.D., Schlacherl, T.A., and Baird, D. 1996. Carbon flux between an estuary and the ocean: a case for outwelling. *Hydrobiologia* **337**(1–3): 123–132. doi:10.1007/BF00028513.

Liste des tableaux

Tableau 1 : Métriques candidates calculées à partir des données de pêche et réponse attendue face à une augmentation de pression	33
Tableau 2 : Contributions absolues des paramètres hydrographiques (%)	57
Tableau 3 : Liste des métriques candidates supprimées après vérification des occurrences dans les campagnes réalisées entre 2016 et 2018	59
Tableau 4 : Résultats issus des GLM testés pour chaque métrique candidate (loi de Poisson) calculée selon la fréquence relative des guildes dans un échantillon. La significativité des modèles est indiquée par le nombre d'étoiles (* : 0.05, ** : 0.01 et *** : 0.001).....	60
Tableau 5 : Résultats issus des GLM testés pour chaque métrique candidate (loi binomiale) calculée selon l'abondance en nombre d'individus par guildes dans un échantillon. La significativité des modèles est indiquée par le nombre d'étoiles (* : 0.05, ** : 0.01 et *** : 0.001)	61
Tableau 6 : Résultats issus des GLM testés pour les métriques descriptives. La significativité des modèles est indiquée par le nombre d'étoiles (* : 0.05, ** : 0.01 et *** : 0.001)	62
Tableau 7 : Synthèse de la sélection des métriques et significativité des modèles associés..	62
Tableau 8 : Métriques sélectionnées pour l'indicateur PEGUY reflétant une notion d'abondance	78
Tableau 9 : Avantages et inconvénients liés aux deux techniques de pêche	80
Tableau 10 : Valeurs calculées pour le meilleur trait de chalut à perche toutes zones de salinité confondues. Les valeurs indiquées pour chaque métrique peuvent provenir de différents traits de chalut dans les différents estuaires de Guyane entre 2015 et 2018. La dernière colonne représente la valeur moyenne du percentile 10 des valeurs les plus élevées.....	82
Tableau 11 : Valeurs de référence des guildes CA, D, ER et INV calculées sur le percentile 10 des valeurs les plus élevées en fonction de la zone de salinité. Ces valeurs sont calculées sur les données acquises entre 2015 et 2018 sur sept estuaires (Oyapock, Montsinéry, Maroni, Iracoubo, Kourou, Mahury et Mana)	82
Tableau 12 : Liste des différents types de guildes, leur désignation et définition	96
Tableau 13 : Espèces exclusives au chalut à perche	113
Tableau 14 : Espèces exclusives au verveux à ailes	113
Tableau 15 : : Espèces communes aux deux techniques de pêche.....	114

Listes des figures

Figure 1 : Carte géographique de la Guyane.....	11
Figure 2 : Pluviométrie annuelle selon les saisons (Bulletin Climatique annuel 2016).....	12
Figure 3 : Répartition des cumuls pluviométrique (Météo France - Edition du 23/02/2016).	13
Figure 4 : Carte des masses d'eau en transitions de la Guyane.....	14
Figure 5 : Carte de l'évolution annuelle moyenne de la démographie (INSEE)	17
Figure 6 : Etat des lieux de la capacité épuratoire en Guyane (Asconit 2013).....	19
Figure 7 : Etat des lieux des pressions liées à l'agriculture (Asconit 2013)	21
Figure 8 : Carte de la production (en tonnes) des différents types de carrières	23
Figure 9 : Etat des lieux des pressions liées à l'orpaillage (BRGM)	24
Figure 10 : Schéma présentant les effets du dragage sur la structure d'une communauté de poissons démersaux dans un estuaire tropical (Barletta et al. 2016).....	27
Figure 11: Schéma de données du projet PEGUY	35
Figure 12 : Distribution normale des résidus VS Distribution non normale (à droite).....	38
Figure 13 : Chalut à perche	40
Figure 14 : Verveux à ailes	40
Figure 15 : Fréquences d'occurrence des 36 guildes candidates recensées sur les 8 estuaires de Guyane entre 2015 et 2018. La définition de chaque guildes est fourni en annexe au Tableau 8	42
Figure 16 : Fréquences des guildes écologiques pour l'ensemble des MET (période 2015-2018) MS= espèces marines saisonnières, FA= espèces d'eau douce faisant des incursions en estuaire saumâtre, MJ= espèce marine juvénile, MA= espèce marine occasionnelle, DIA= espèce migratrice diadrome, FW= espèce d'eau douce, ER= espèce résidente estuarienne.....	43
Figure 17 : Fréquences des guildes trophiques pour l'ensemble des MET (période 2015-2018). H= herbivore, DE= détritivore, PL= planctivore, F= piscivore, O= omnivore, INV= invertivore, ND= non déterminé, CA= carnivore (poisson, mollusque et invertébré).....	44
Figure 18 : Fréquences d'occurrence des guildes de position pour l'ensemble des MET (période 2015-2018). B= espèce benthique, P=espèce pélagique et D= espèce démersale.....	45
Figure 19 : Fréquences des guildes de reproduction pour l'ensemble des MET (période 2015-2018). N= espèce faisant un nid, CI= espèce portant les œufs en interne, CE= espèces portant les œufs en externe, SO=espèce ayant un ponte en milieu ouvert (pleine eau par exemple), ND= non déterminé	46
Figure 20 : Fréquences d'occurrence des guildes associées au rôle de l'estuaire pour l'ensemble des MET (période 2015-2018). RE=zone de reproduction, MI= couloir de migration, AL= zone d'alimentation, NU= zone de nourricerie, HA= habitat permanent.	47
Figure 21 : Matrice de dissimilarité entre les assemblages présents dans la zone 1 (polyhaline) des estuaires vu à travers les guildes. Le seuil de significativité est exprimé avec un gradient de couleur entre le rouge (hautement significatif) et le bleu (non significatif)	48
Figure 22 : Matrice de dissimilarité entre les assemblages présents dans la zone 2 (mésohaline) des estuaires vu à travers les guildes. Le seuil de significativité est exprimé avec un gradient de couleur entre le rouge (hautement significatif) et le bleu (non significatif)	49

Figure 23 : Matrice de dissimilarité entre les assemblages présents dans la zone 3 (oligohaline) des estuaires vu à travers les guildes. Le seuil de significativité est exprimé avec un gradient de couleur entre le rouge (hautement significatif) et le bleu (non significatif).....	49
Figure 24 : Matrice de dissimilarité entre les assemblages présents dans la zone 1 (polyhaline) des estuaires vu à travers les espèces capturées. Le seuil de significativité est exprimé avec un gradient de couleur entre le rouge (hautement significatif) et le bleu (non significatif).....	50
Figure 25 : Matrice de dissimilarité entre les assemblages présents dans la zone 2 (mésohaline) des estuaires vu à travers les espèces capturées. Le seuil de significativité est exprimé avec un gradient de couleur entre le rouge (hautement significatif) et le bleu (non significatif).....	51
Figure 26 : Matrice de dissimilarité entre les assemblages présents dans la zone 3 (oligohaline) des estuaires vu à travers les espèces capturées. Le seuil de significativité est exprimé avec un gradient de couleur entre le rouge (hautement significatif) et le bleu (non significatif).....	51
Figure 27 : Comparaison des assemblages vu au travers des guildes entre les 3 zones de salinité dans l'estuaire de l'Oyapock.....	52
Figure 28 : Comparaison des assemblages vu au travers des guildes entre les 3 zones de salinité dans l'estuaire.....	53
Figure 29 : Fréquence des différences observées entre les assemblages des différentes zones de salinité des estuaires selon les approches et selon la significativité des différences	54
Figure 30 : Fréquence des différences observées entre les assemblages des différents estuaires selon les approches et selon la significativité des différences	54
Figure 31 : Indices de pressions par MET et par type de contaminant.....	55
Figure 32 : Indices de pollutions composites et valeurs sur 7 masses d'eau de transition de Guyane.....	56
Figure 33 : Projection dans le plan 1-2 de l'ACP réalisée sur les variables hydrographiques des 9 MET	57
Figure 34 : Indices de pollutions pondérés selon le débit moyen annuel.....	58
Figure 35 : Comparaison du nombre moyen d'espèces capturées au cours d'un évènement de pêche entre le chalut à perche et le verveux à ailes sur les campagnes réalisées entre 2015 et 2018	64
Figure 36 : Comparaison du nombre total d'espèces capturées au cours des campagnes réalisées entre 2015 et 2018 au chalut à perche et au verveux à aile.....	65
Figure 37 : Comparaison du nombre total d'individus capturés lors des campagnes réalisées entre 2015 et 2018	65
Figure 38 : Comparaison du nombre d'espèces capturées par guildes avec le chalut à perche (à droite de la ligne blanche) et le verveux à aile (à gauche de la ligne blanche). Pour la définition des guildes se référer au Tableau 8 en annexe.....	66
Figure 39 : Diagramme de Venn du nombre d'espèces selon les méthodes de pêche	67
Figure 40 : Courbes cumulées du nombre d'espèces capturées selon l'effort de pêche avec le chalut à perche pour la période 2015 - 2018.....	68
Figure 41 : Courbes cumulées du nombre d'espèces capturées selon l'effort de pêche au verveux à ailes	69
Figure 42 : Métriques éligibles à l'intégration de l'indicateur multi-métrique	75
Figure 43: Description des peuplements, Kourou.....	99
Figure 44 : Description des peuplements, Mahury.....	100

Figure 45 : Description des peuplements, Maroni.....	101
Figure 46: Description des peuplements, Mana	102
Figure 47 : Description des peuplements, Montsinnery.....	103
Figure 48 : Description des peuplements, Iracoubo	104
Figure 49 : Description des peuplements, Oyapock	105
Figure 50 : Dissimilarité inter-estuaire en zone de salinité 2 (mésohaline) selon l'approche fonctionnelle.....	106
Figure 51 : Dissimilarité inter-estuaire en zone de salinité 3 (oligohaline) selon l'approche structurelle.....	107
Figure 52 : Dissimilarité inter-estuaire, en fonction de la zone de salinité avec l'approche fonctionnelle.....	107
Figure 53 : Comparaison des dissimilarité entre zone de salinité selon l'estuaire selon l'approche structurelle	108
Figure 54 : Comparaison des dissimilarité entre zone de salinité selon l'estuaire selon l'approche fonctionnelle.....	109
Figure 55 : Indices non pondérés de pollution par les métaux lourds en fonction de l'estuaire	110
Figure 56 : Indices non pondérés de pollution par les HAP en fonction de l'estuaire	110
Figure 57 : Indices non pondérés de pollution par les PCB en fonction de l'estuaire.....	111
Figure 58 : Indices non pondérés de pollution par les pesticides en fonction de l'estuaire.	111
Figure 59 : Indices non pondérés de pollution par les rejets d'eau usées en fonction de l'estuaire	112
Figure 60 : Nombre d'espèces par guildes écologiques en fonction de l'engin de pêche. Pour le détail des guildes voir Tableau 12.....	115
Figure 61 : Nombre d'espèces par guildes de position en fonction de l'engin de pêche. Pour le détail des guildes voir Tableau 12.....	115
Figure 62 : Nombre d'espèces par guildes trophiques en fonction de l'engin de pêche. Pour le détail des guildes voir Tableau 12.....	116
Figure 63 : Nombre d'espèces par guildes de reproduction en fonction de l'engin de pêche. Pour le détail des guildes voir Tableau 12	116
Figure 64 : Nombre d'espèces par guildes selon le rôle de l'estuaire en fonction de l'engin de pêche. Pour le détail des guildes voir Tableau 12.....	117

Annexe

Tableau 12 : Liste des différents types de guildes, leur désignation et définition

Type de guildes	Guilde	Définition
Guildes écologiques	FW	espèces strictement d'eau douce.
	FA	espèces d'eau douce occasionnelles semblant apparaître irrégulièrement dans les zones de transition à l'état adulte espèces mais dont le stade de vie des larves et juvéniles a lieu strictement en eau douce.
	DIA	espèces diadromes qui utilisent ou semble utiliser les zones de transition comme voie de migration. Il existe des espèces anadromes, catadromes et amphidromes.
	MA	espèces marines occasionnelles apparaissant ou semblant apparaître irrégulièrement dans les zones de transition mais n'ayant aucune dépendance vis-à-vis de ces systèmes.
	ER	espèces résidentes permanentes, c'est-à-dire réalisant l'ensemble de son cycle biologique dans un système de transition
	MS	espèces marines saisonnières qui entrent dans l'estuaire à une saison particulière mais qui ne sont pas présentes toutes l'année.
Guildes trophiques	MJ	espèces marines juvéniles dont les juvéniles utilisent ou sont supposés utiliser les zones de transition comme nourricerie et zone de développement l'année.
	INV	espèces invertivores se nourrissant d'invertébrés (invertébrés aquatiques et terrestres).
	PL	espèces zooplanctonivores ou phytoplanctonivores se nourrissant de zooplancton ou de phytolanton.

	O	espèces omnivores capables de se nourrir indifféremment de toutes les ressources disponibles
	F	espèces piscivores se nourrissant principalement de poissons
	H	espèces herbivores se nourrissant de graines, fruits, plantes ou algues
	DE	espèces détritivores se nourrissant de cadavres ou débris végétaux
	CA	espèces carnivores se nourrissant principalement de poissons et invertébrés
Guilde de position	B	espèces benthiques, qui vivent sur le fond.
	D	espèces démersales qui vivent dans la couche d'eau située juste au-dessus du fond
	P	espèces pélagiques qui vivent dans la colonne d'eau
Guildes de reproduction	SO	espèces qui pondent en milieu ouvert (pélagique ou sur graviers/rochers/bois)
	N	espèces qui construisent des nids ou aménagent des substrats.
	CE	porteurs externes (buccaux, poche sous le ventre...)
	CI	porteurs internes
Guildes de sensibilité	S	Sensibilité à l'hypoxie
	RO	Résistance à la désoxygénation
	RP	Résistance à la pollution
Guildes de fonction exclusive	AL	Utilisation de l'estuaire exclusive pour l'alimentation
	MI	Utilisation de l'estuaire exclusive pour la migration
	RE	Utilisation de l'estuaire exclusive pour la reproduction
	NU	Utilisation de l'estuaire exclusive en tant que nourricerie

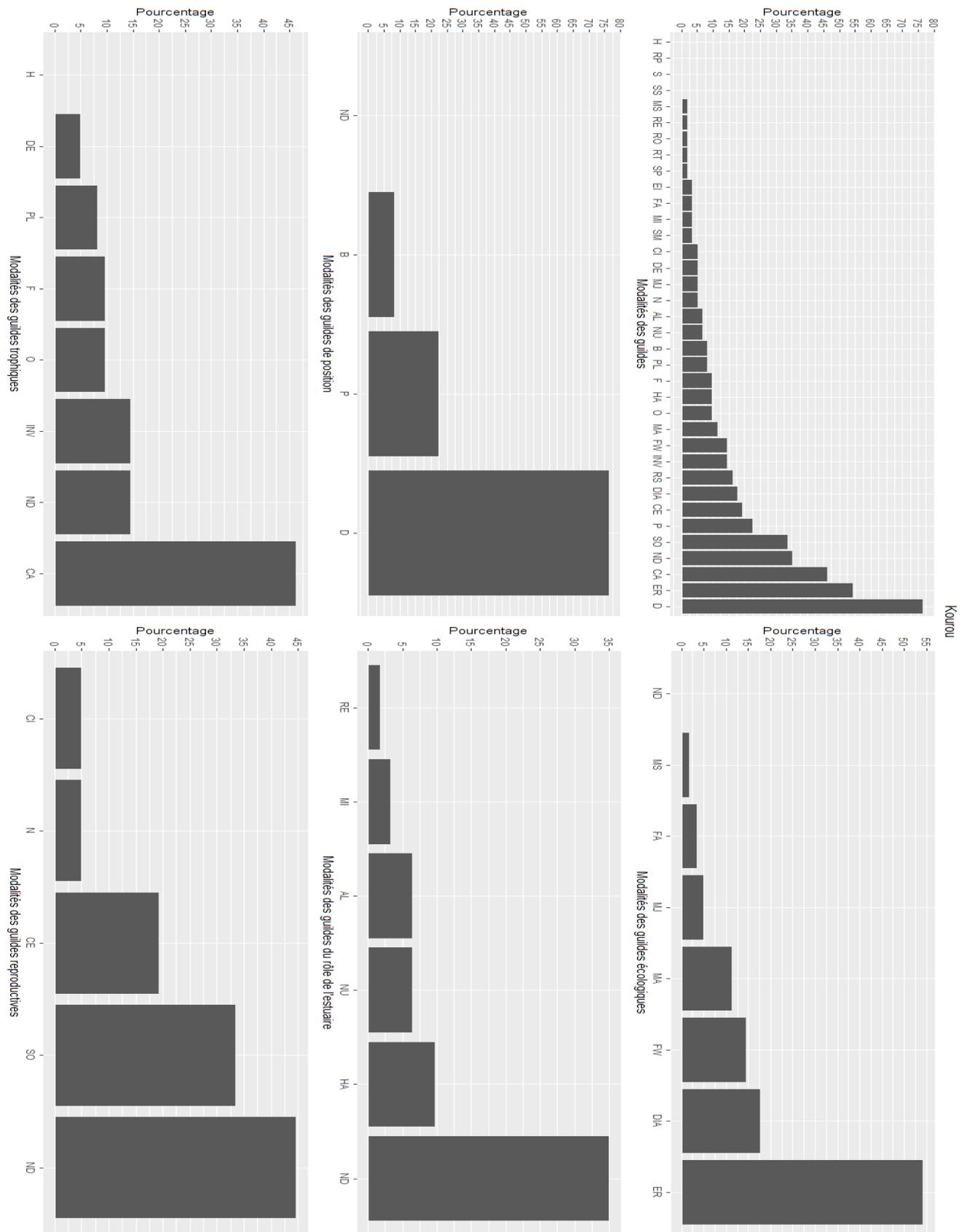


Figure 43: Description des peuplements, Kourou

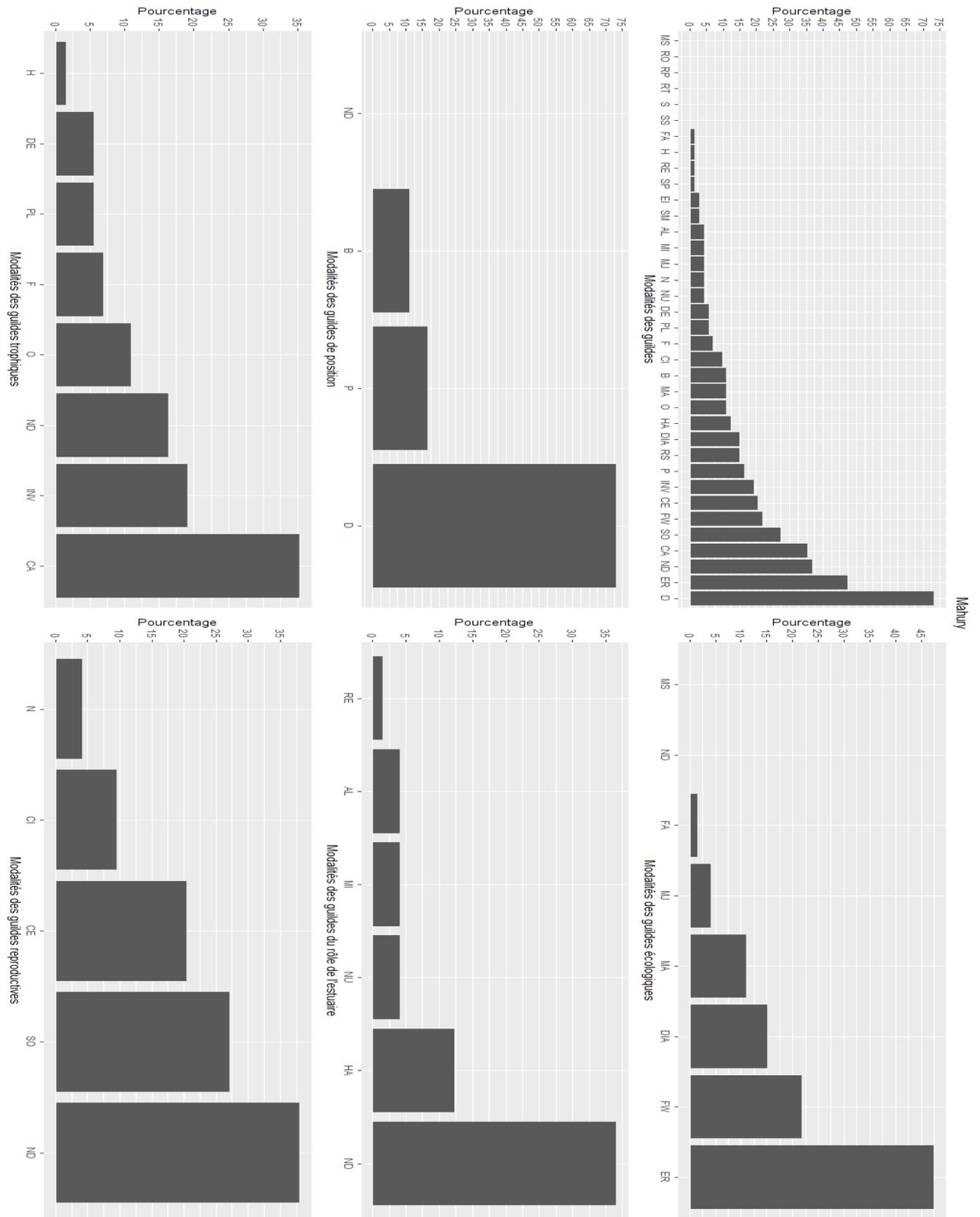


Figure 44 : Description des peuplements, Mahury

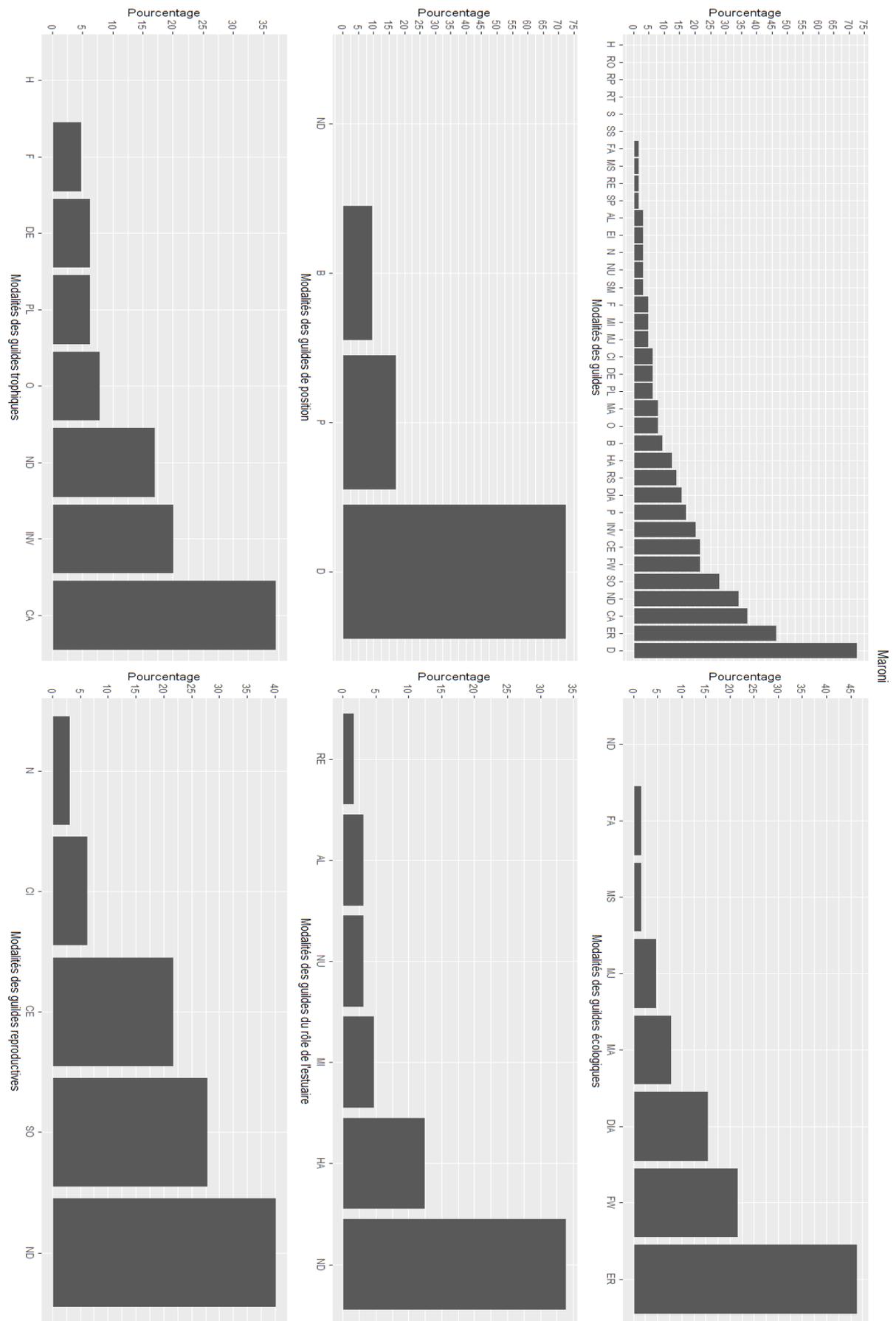


Figure 45 : Description des peuplements, Maroni

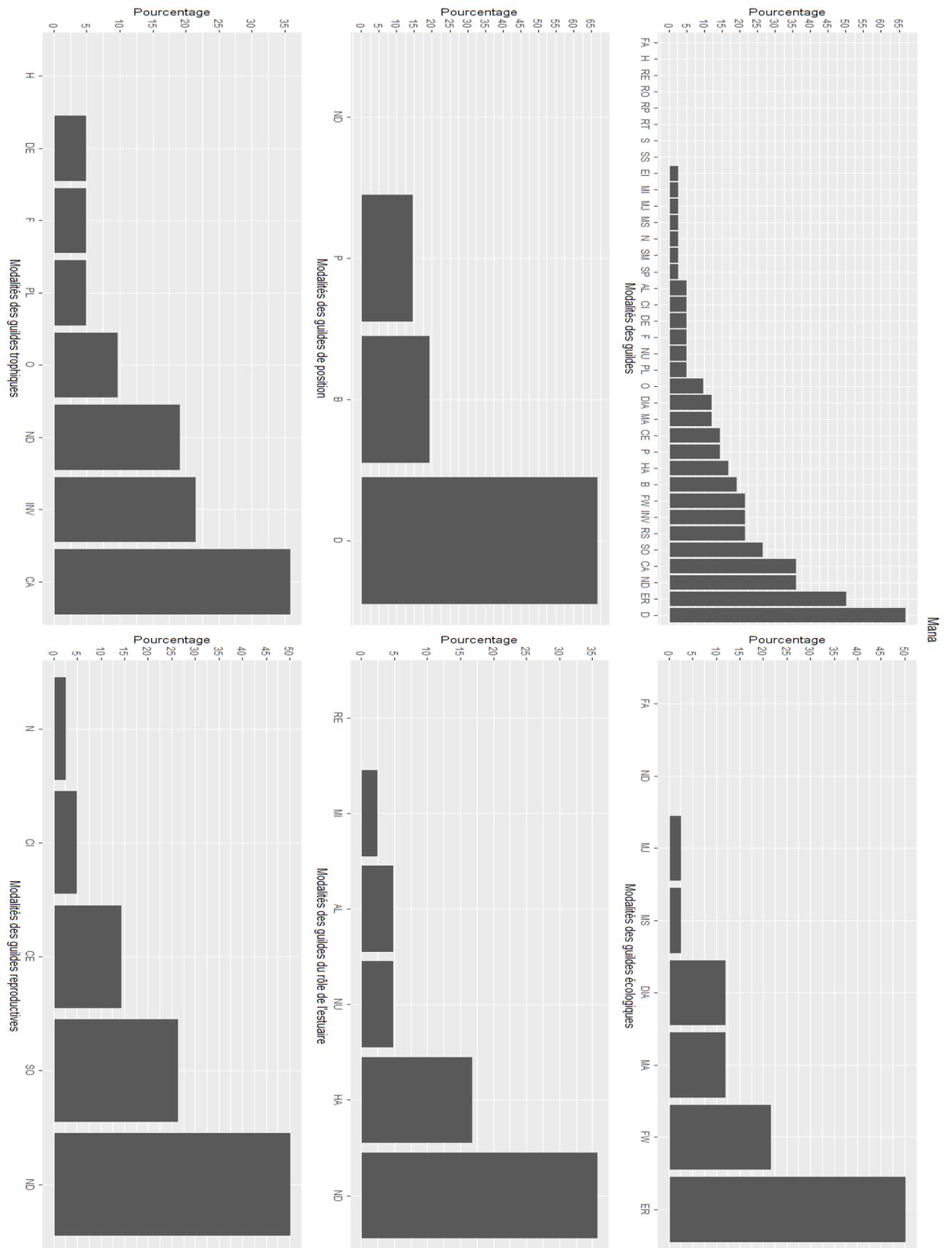


Figure 46: Description des peuplements, Mana

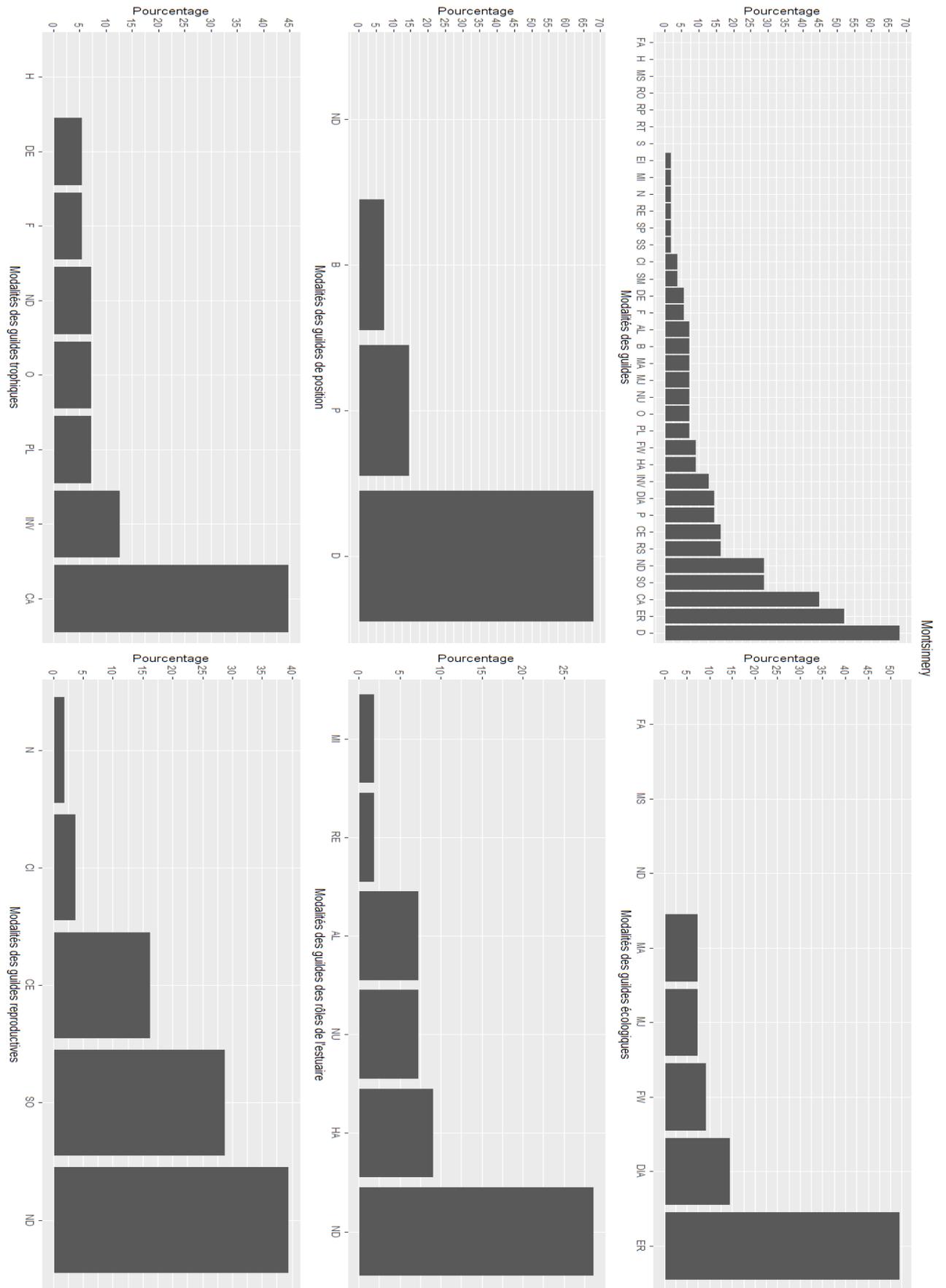


Figure 47 : Description des peuplements, Montsinery

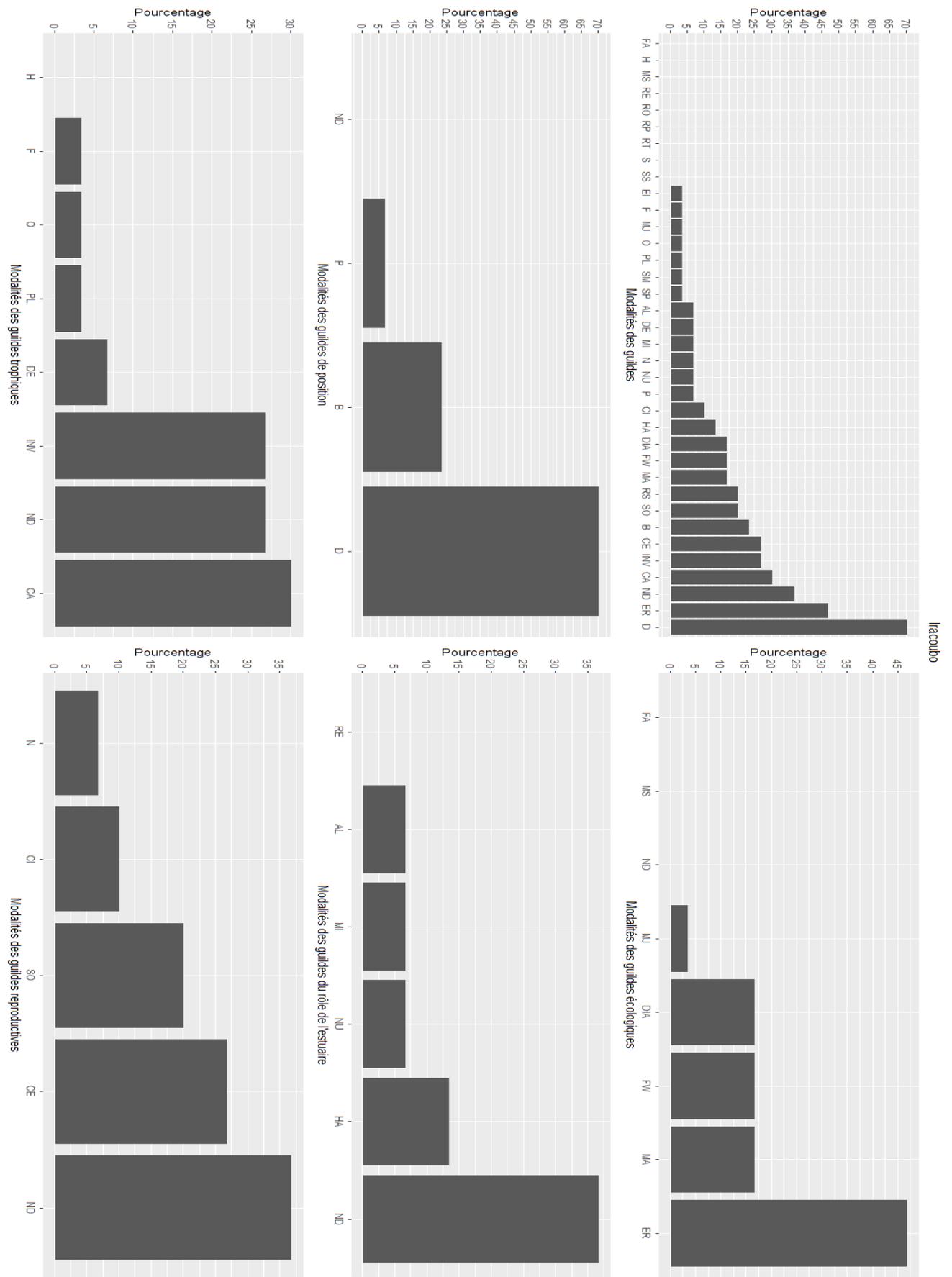


Figure 48 : Description des peuplements, Iracoubo

Matrices des p-values (Zone 2)

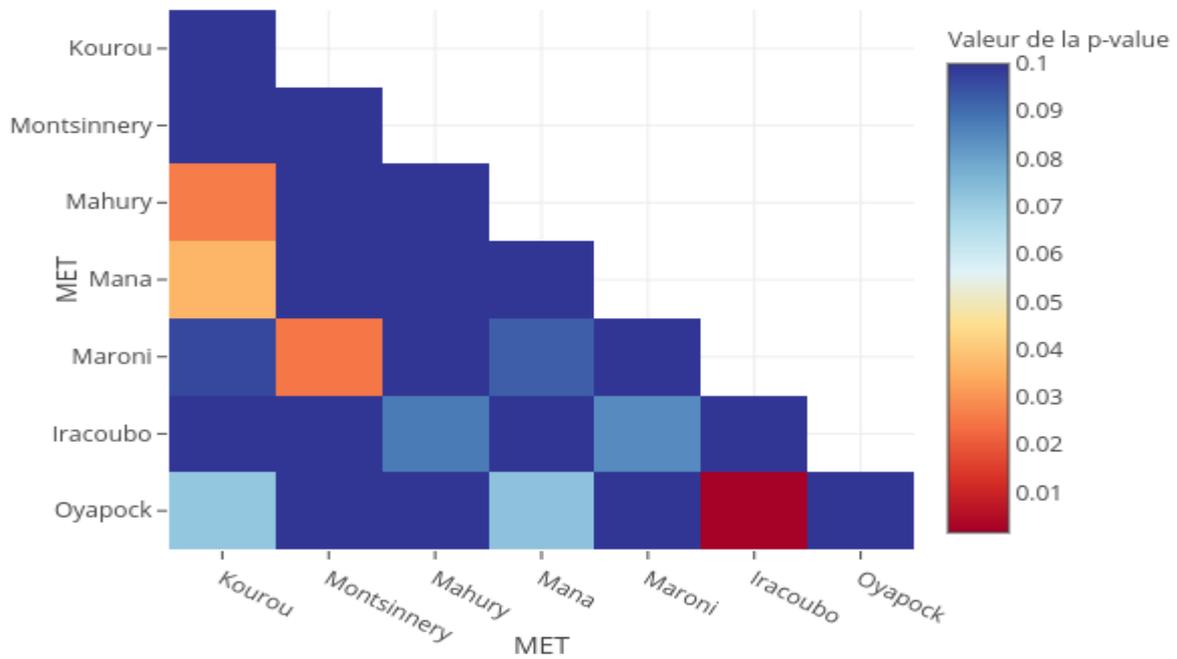


Figure 50 : Dissimilarité inter-estuaire en zone de salinité 2 (mésohaline) selon l'approche fonctionnelle

Matrices des p-values (Zone 3)

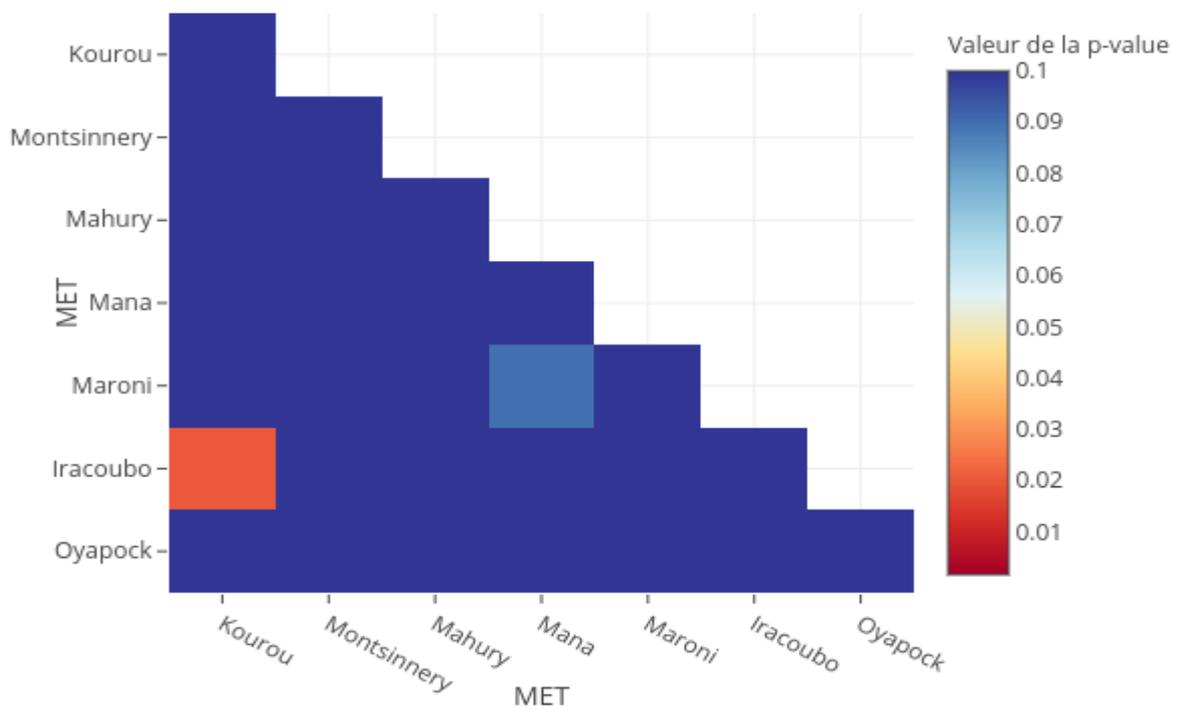


Figure 51 : Dissimilarité inter-estuaire en zone de salinité 3 (oligohaline) selon l'approche structurale

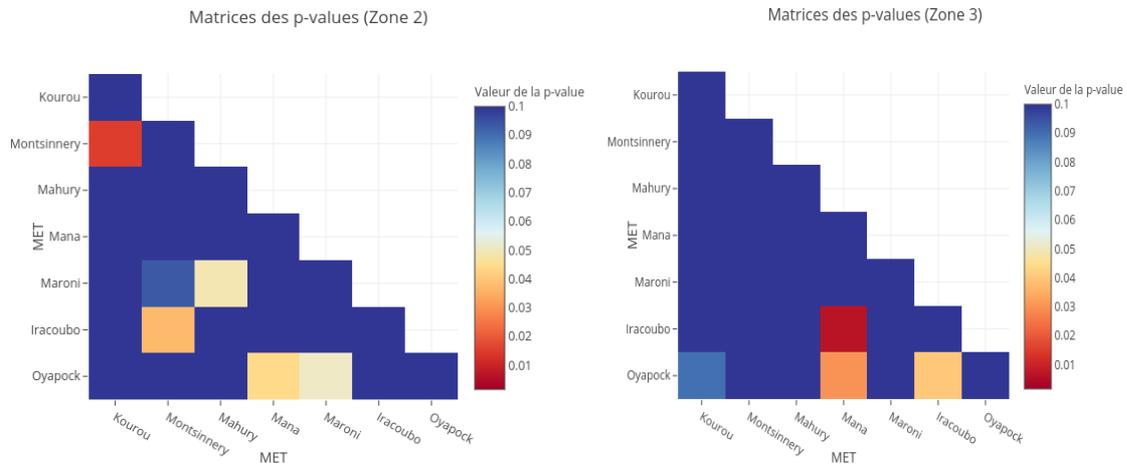


Figure 52 : Dissimilarité inter-estuaire, en fonction de la zone de salinité avec l'approche fonctionnelle

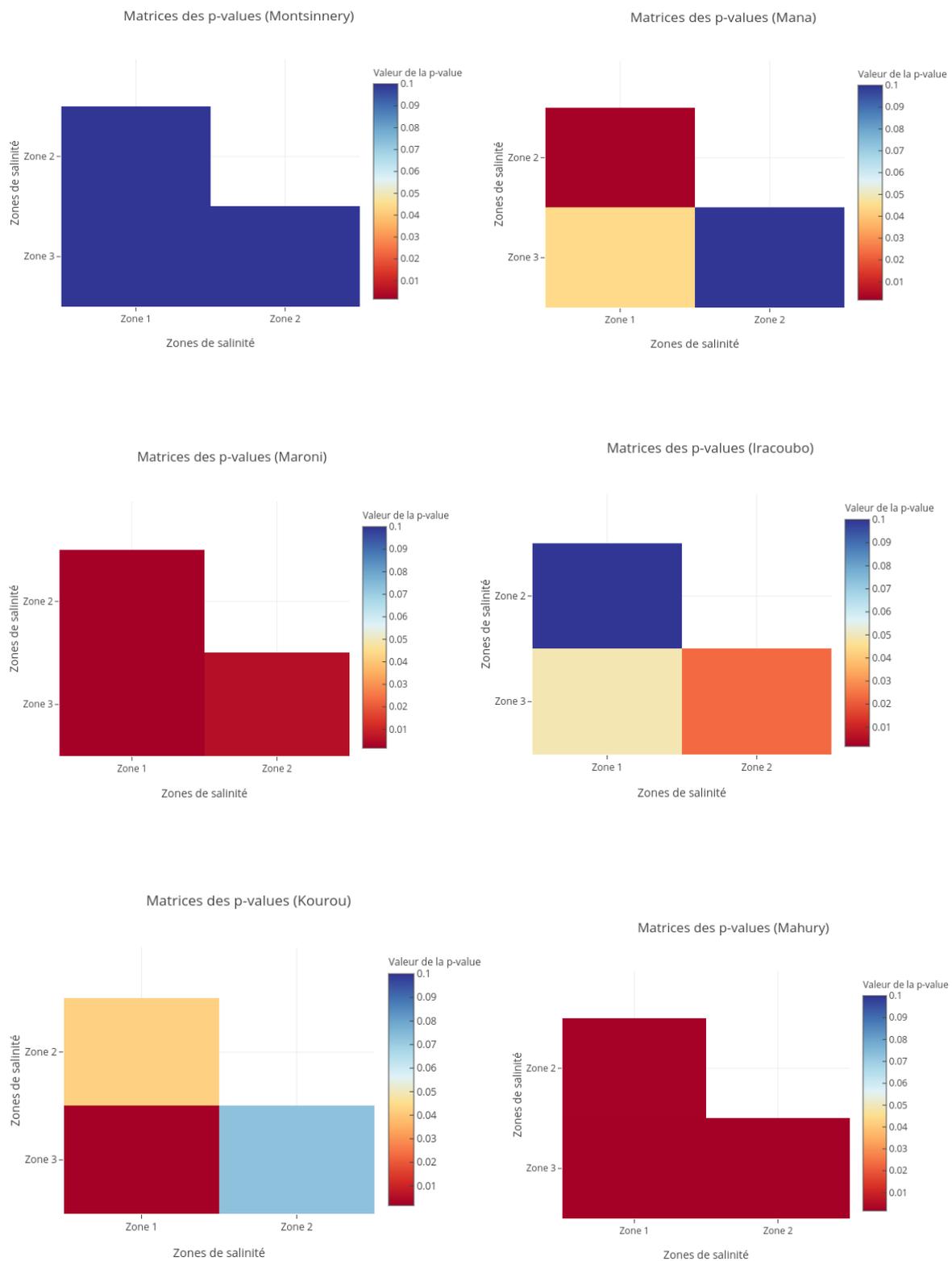


Figure 53 : Comparaison des dissimilarités entre zone de salinité selon l'estuaire selon l'approche structurale

Dissimilarité intra-estuaire, approche structurale

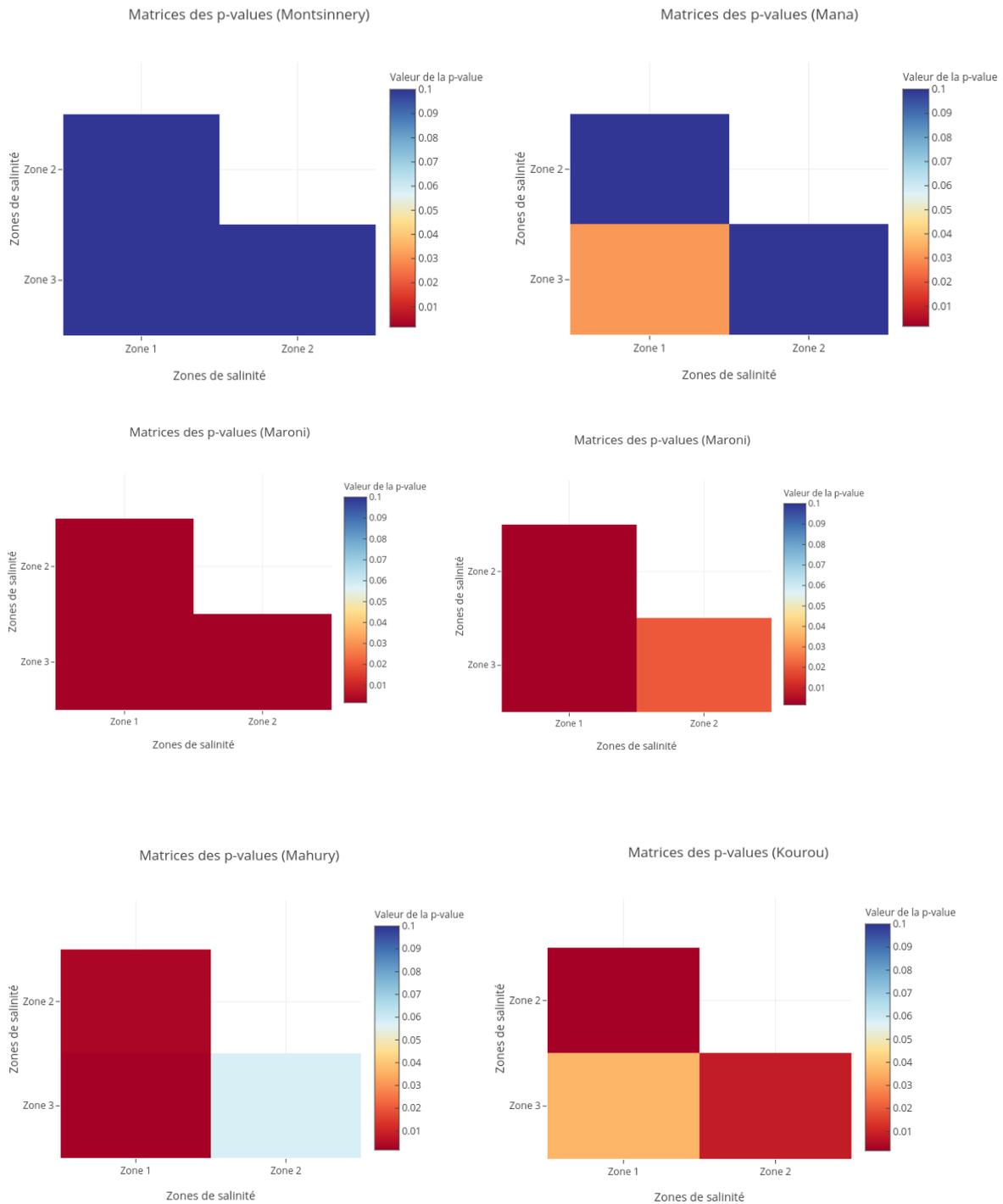


Figure 54 : Comparaison des dissimilarités entre zone de salinité selon l'estuaire selon l'approche fonctionnelle

Indices de pollution composites (non pondérés)

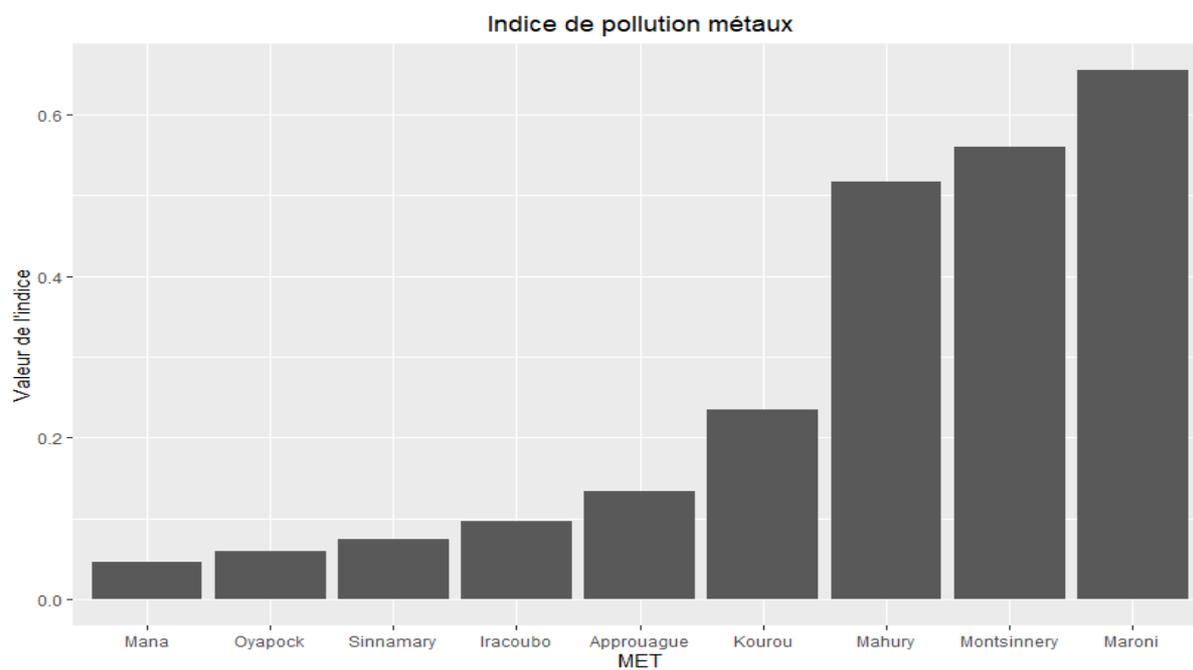


Figure 55 : Indices non pondérés de pollution par les métaux lourds en fonction de l'estuaire

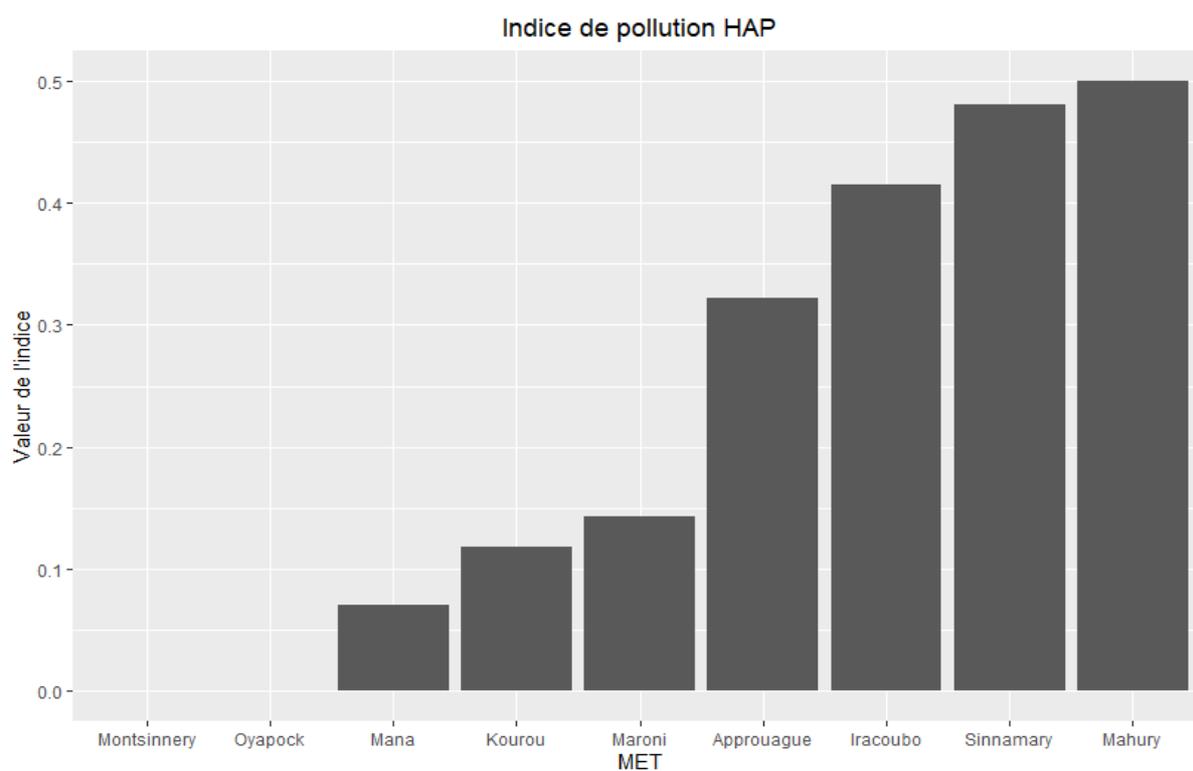


Figure 56 : Indices non pondérés de pollution par les HAP en fonction de l'estuaire

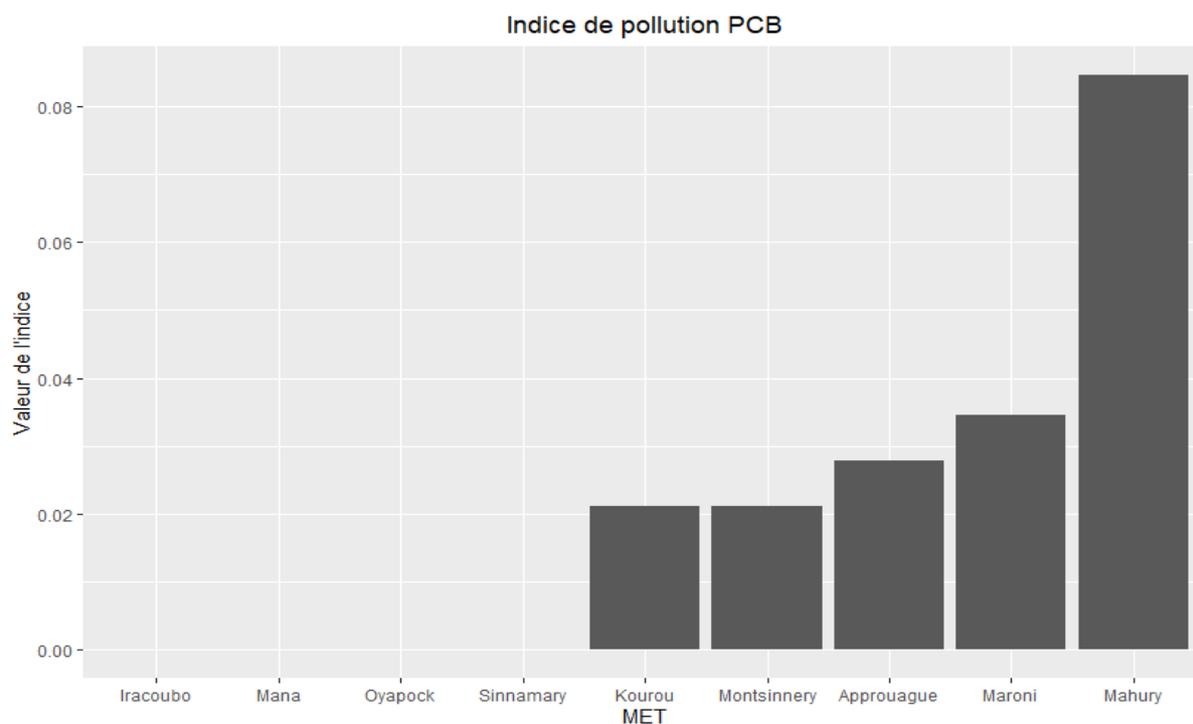


Figure 57 : Indices non pondérés de pollution par les PCB en fonction de l'estuaire

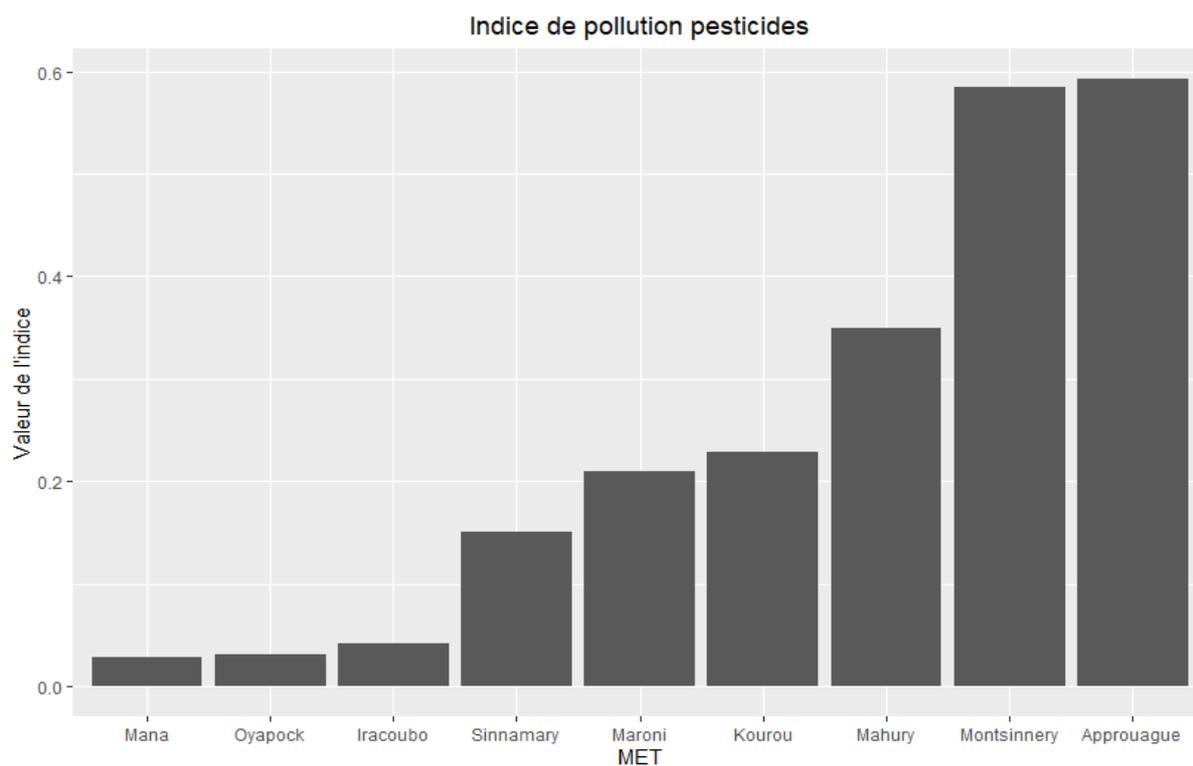


Figure 58 : Indices non pondérés de pollution par les pesticides en fonction de l'estuaire

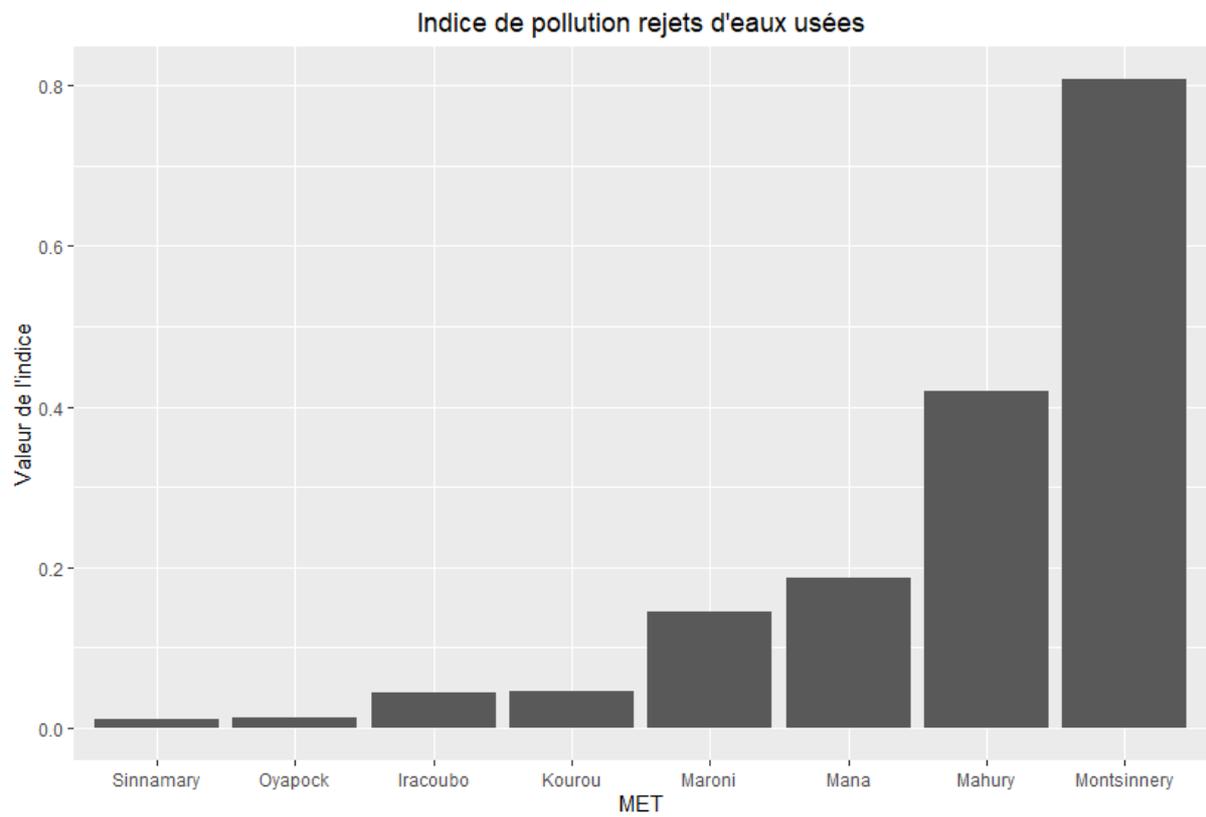


Figure 59 : Indices non pondérés de pollution par les rejets d'eau usées en fonction de l'estuaire

Tableau 13 : Espèces exclusives au chalut à perche

Genre espèce		
<i>Achirus lineatus</i>	<i>Doras carinatus</i>	<i>Pellona flavipinnis</i>
<i>Amphiarius rugispinis</i>	<i>Doras micropoeus</i>	<i>Peprilus paru</i>
<i>Aspistor quadriscutis</i>	<i>Eigenmannia limbata</i>	<i>Pimelodella geryi</i>
<i>Aspredinichthys filamentosus</i>	<i>Eigenmannia virescens</i>	<i>Plagioscion auratus</i>
<i>Aspredinichthys tibicen</i>	<i>Gymnura micrura</i>	<i>Potamotrygon orbignyi</i>
<i>Auchenipterus nuchalis</i>	<i>Himantura schmardae</i>	<i>Propimelodus eigenmanni</i>
<i>Bagre bagre</i>	<i>Hypophthalmus marginatus</i>	<i>Pseudacanthicus serratus</i>
<i>Bairdiella chrysoura</i>	<i>Isopisthus parvipinnis</i>	<i>Rhabdolichops eastwardi</i>
<i>Brachyplatystoma vaillantii</i>	<i>Leporinus friderici</i>	<i>Sciades parkeri</i>
<i>Cathorops arenatus</i>	<i>Lonchurus lanceolatus</i>	<i>Scomberomorus brasiliensis</i>
<i>Centropomus parallelus</i>	<i>Loricaria cataphracta</i>	<i>Selene vomer</i>
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	<i>Lycengraulis limnichthys</i>	<i>Serrasalmus rhombeus</i>
<i>Crenicichla saxatilis</i>	<i>Nebris microps</i>	<i>Steatogenys elegans</i>
<i>Cyclopsetta chittendeni</i>	<i>Neoconger mucronatus</i>	<i>Sternopygus macrurus</i>
<i>Cynoscion virescens</i>	<i>Notarius grandicassis</i>	<i>Symphurus plagiusa</i>
<i>Dasyatis geijskesi</i>	<i>Odontognathus mucronatus</i>	<i>Synbranchus marmoratus</i>
<i>Dasyatis guttata</i>	<i>Ophichthus cylindroideus</i>	<i>Trichiurus lepturus</i>

Tableau 14 : Espèces exclusives au verveux à ailes

Genre espèce		
<i>Acestrorhynchus microlepis</i>	<i>Microphisbrachyurus lineatus</i>	<i>Tomeurus gracilis</i>
<i>Amphiarius phrygiatus</i>	<i>Moenkhausia grandisquamis</i>	<i>Trachinotus cayennensis</i>
<i>Anableps anableps</i>	<i>Mugil incilis</i>	
<i>Bairdiella ronchus</i>	<i>Mugil liza</i>	
<i>Bryconops caudomaculatus</i>	<i>Polycentrus schomburgkii</i>	
<i>Hemigrammus rodwayi</i>	<i>Poptella brevispina</i>	

Tableau 15 : : Espèces communes aux deux techniques de pêche

Genre espèce	
Achirus achirus	Hypostomus gymnorhynchus
Anchoa spinifer	Hypostomus plecostomus
Anchovia clupeioides	Lutjanus jocu
Anchovia surinamensis	Lycengraulis batesi
Anchoviella cayennensis	Lycengraulis grossidens
Anchoviella guianensis	Macrodon ancylodon
Anchoviella lepidentostole	Micropogonias furnieri
Apionichthys dumerili	Oligoplites saliens
Aspredo aspredo	Pachypops fourcroi
Awaous flavus	Pimelodus blochii
Batrachoides surinamensis	Plagioscion squamosissimus
Caranx hippos	Platystacus cotylephorus
Caranx latus	Polydactylus virginicus
Cathorops spixii	Pseudauchenipterus nodosus
Centropomus ensiferus	Pterengraulis atherinoides
Chaetodipterus faber	Sciades couma
Colomesus psittacus	Sciades herzbergii
Cynoscion acoupa	Sphoeroides testudineus
Cynoscion microlepidotus	Stellifer microps
Cynoscion steindachneri	Stellifer rastrifer
Eleotris amblyopsis	Stellifer stellifer
Eleotris pisonis	Syacium papillosum
Genyatremus luteus	
Gobioides broussonnetii	
Gobionellus oceanicus	

Comparaison du nombre d'espèces selon les techniques de pêches et les types de guildes

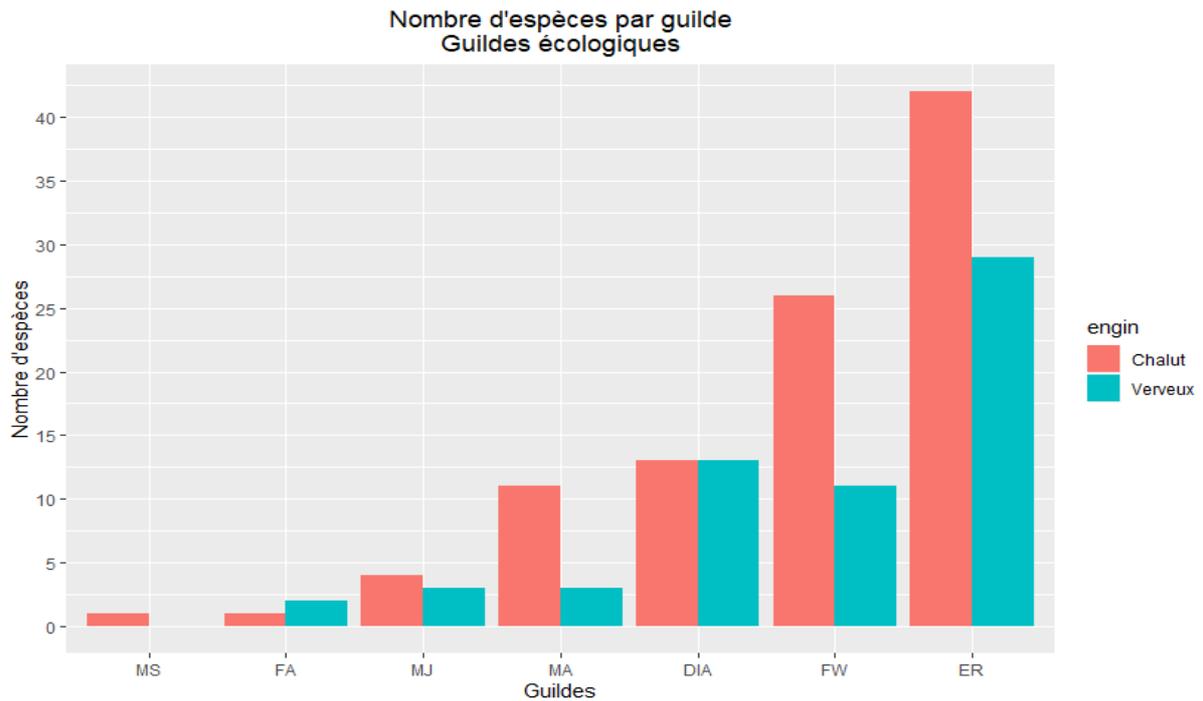


Figure 60 : Nombre d'espèces par guildes écologiques en fonction de l'engin de pêche. Pour le détail des guildes voir Tableau 12

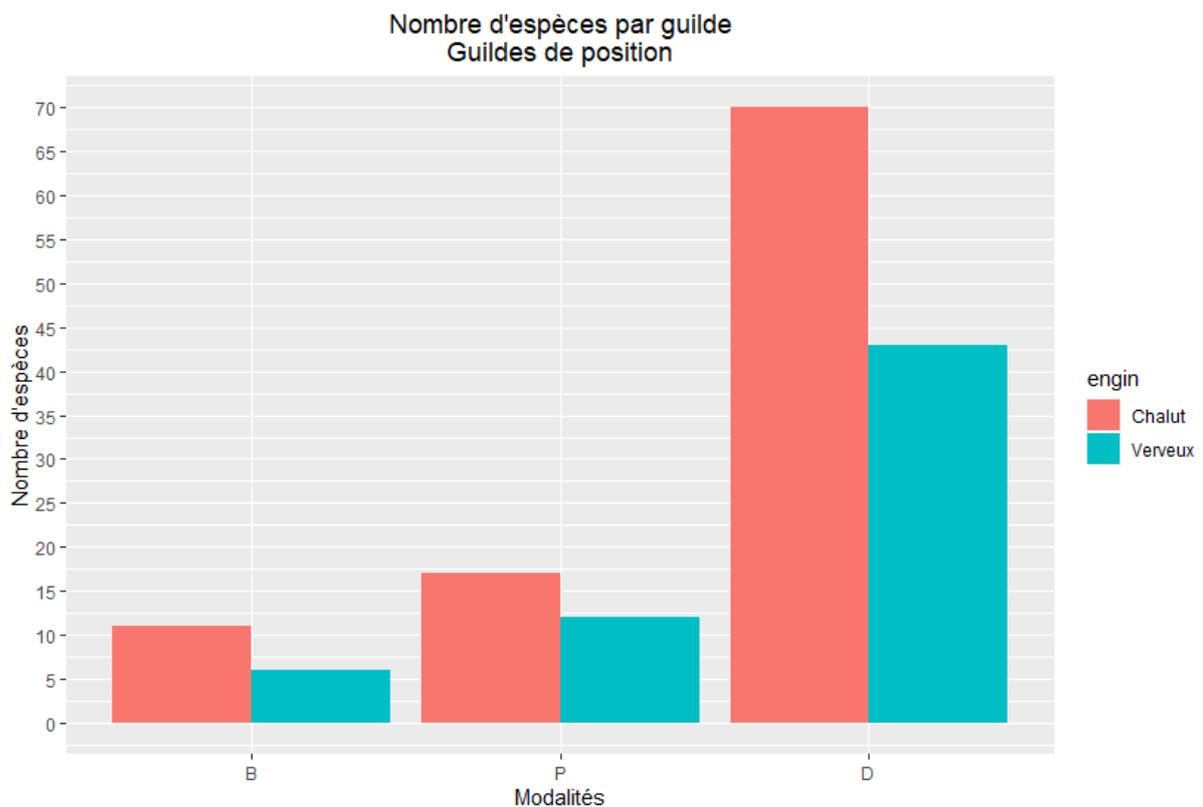


Figure 61 : Nombre d'espèces par guildes de position en fonction de l'engin de pêche. Pour le détail des guildes voir Tableau 12

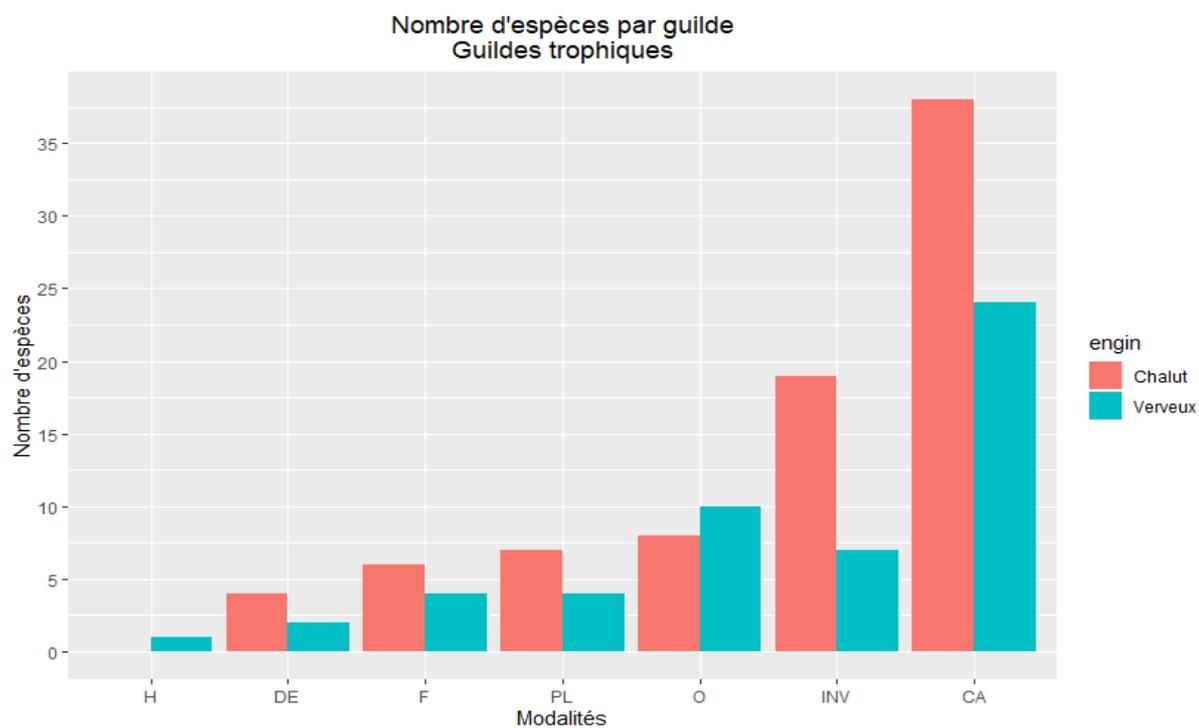


Figure 62 : Nombre d'espèces par guildes trophiques en fonction de l'engin de pêche. Pour le détail des guildes voir Tableau 12

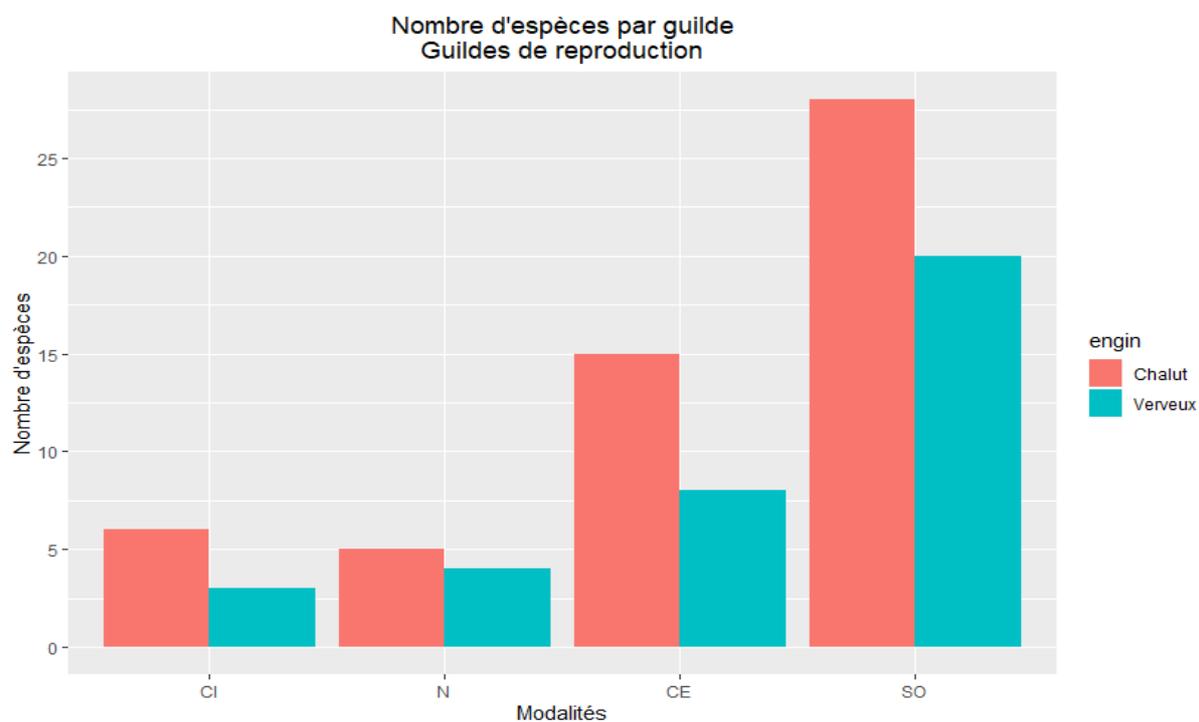


Figure 63 : Nombre d'espèces par guildes de reproduction en fonction de l'engin de pêche. Pour le détail des guildes voir Tableau 12

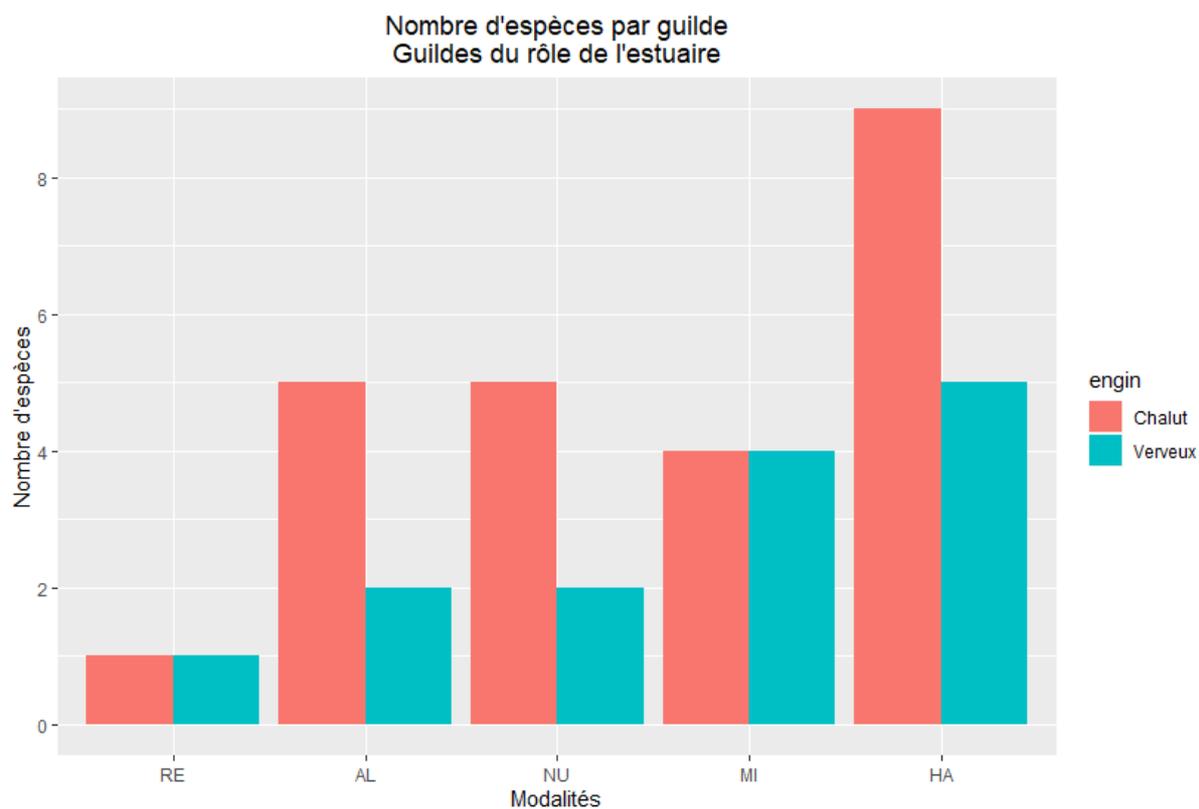


Figure 64 : Nombre d'espèces par guildes selon le rôle de l'estuaire en fonction de l'engin de pêche. Pour le détail des guildes voir Tableau 12