

Développement d'un indicateur poissons en lagune adapté au contexte français

Projet INPOLAG (2018-2023)



Contrat n° 18/2216799



ODE/UL/LERLR - RBE/MARBEC/LHM

Ouisse Vincent • Aliaume Catherine • Amilhat Elsa • Badts Vincent • Bourdeix Jean-Hervé • Cheret Isabelle • Cimiterra Nicolas • Darnaude Audrey • Derolez Valérie • Faliex Elisabeth • Jadaud Angélique • Laugier Thierry • Metral Luisa • Millot Jade • Motte Marie • Nicolas Delphine • Orozco Lucie • Schull Quentin • Simier Monique • Simon Gaël • Vaz Sandrine • Villeneuve Rémi • Violette Hervé • Certain Grégoire

Fiche documentaire

Titre du rapport : Développement d'un indicateur poissons en lagune adapté au contexte français - Projet INPOLAG - Rapport final	
Référence interne R.ODE/UL/LERLR 23-03	Date de publication : Avril 2023 Version : 1.0.0
Diffusion : ■ libre (internet) restreinte (intranet) - date de levée d'embargo : AAA/MM/JJ interdite (confidentielle) - date de levée de confidentialité : AAA/MM/JJ	Référence de l'illustration de couverture INPOLAG - Octobre 2019 (© Ifremer) Langue(s) : Française
Résumé/ Abstract : 	
Mots-clés/ Key words : Indicateurs - Ichtyofaune - Directive Cadre Sur l'Eau - Lagune	
Comment citer ce document : Ouisse V., Aliaume C., Amilhat E., Badts V., Bourdeix J-H., Cheret I., Cimiterra N., Darnaude A., Derolez V., Faliex E., Jadaud A., Laugier T., Metral L., Millot J., Motte M., Nicolas D., Orozco L., Schull Q., Simier M., Simon G., Vaz S., Villeneuve R., Violette H., Certain G. (2023) Développement d'un indicateur poissons en lagune adapté au contexte français. Rapport final - Projet INPOLAG. 71p + Annexes	
Disponibilité des données de la recherche : Motte M., Certain G., Vaz S., Amilhat E., Bellamy E., Bourdeix J-H., Cheret I., Cimiterra N., Contournet P., Darnaude A., Derolez V., Faliex E., Gianaroli C., Iotti M., Jadaud A., Orozco L., Metral L., Nicolas D., Simon G., Schull Q., Villeneuve R., Violette H., Ouisse V. (2022) Fish catches from French Mediterranean lagoons INPOLAG surveys (2019-2021). SEANOE. https://doi.org/10.17882/91950	
DOI :	

Commanditaire du rapport : Office Français de la Biodiversité	
Nom / référence du contrat : Rapport intermédiaire <input checked="" type="checkbox"/> Rapport définitif	
Projets dans lesquels ce rapport s'inscrit (programme européen, campagne, etc.) :	
Auteur(s) / adresse mail	Affiliation / Direction / Service, laboratoire
auteur 1	
auteur 2	
auteur 3	
auteur 4	
Encadrement(s) :	
Destinataire : Office Français de la Biodiversité	
Validé par :	

Table des matières

Contexte et objectifs du projet.....	8
Stratégie d’acquisition de données.....	12
Pressions anthropiques.....	12
Typologie des habitats lagunaires.....	13
Sites d’études.....	13
Stratégie d’échantillonnage réalisé.....	14
Données fonctionnelles sur les poissons.....	16
Disponibilité des données.....	18
Analyse des données environnementales.....	19
Méthodes utilisées.....	19
Résultats.....	19
Analyse de la variabilité des communautés benthodémersales lagunaires.....	24
Analyse descriptive des communautés benthodémersales.....	24
Analyse multivariée des communautés benthodémersales.....	31
Méthodes utilisées.....	31
Résultats.....	31
Quantification de la biodiversité des communautés benthodémersales et des peuplements.....	33
Proportion des groupes taxonomiques dans les communautés benthodémersales.....	33
Diversité taxonomique : Indices de Hill.....	34
Extension Fonctionnelle de Chiu.....	37
Mesures d’équitabilité.....	39
Proportion des groupes fonctionnels dans la communauté benthodémersale.....	39
Métriques liées à la taille des poissons.....	40
Analyse des pressions anthropiques.....	42
Données utilisées et méthodes d’analyses.....	42
Recueil et sources des données.....	42
Données sur les pressions anthropiques et les caractéristiques hydromorphologiques.....	42
Données sur l’état écologique.....	44
Méthodes pour l’analyse exploratoire des données.....	45
Pré-traitement des données.....	45
Analyses exploratoires.....	46
Vers une spatialisation des données de pression.....	46

Analyse exploratoire des liens entre pressions anthropiques et indicateurs d'état DCE.....	47
Niveaux et diversité des pressions selon les lagunes.....	47
Corrélations entre pressions anthropiques et indicateurs d'état écologique DCE.....	49
Vers une spatialisation des données de pression.....	51
Vers un indicateurs écologiques.....	54
Synthèses et perspectives.....	64
Références bibliographiques.....	67
Annexe 1 : Rapport de stage L. Orozco.....	72
Annexe 2 : Rapport de stage J. Millot.....	119

1 Contexte et objectifs du projet

La Directive Cadre sur l'Eau (DCE) définit les masses d'eaux de transition comme des « masses d'eaux de surface à proximité des embouchures de rivières qui ont un caractère partiellement salin en raison de leur proximité avec les eaux côtières mais qui sont fortement influencées par les flux d'eau douce » (Directive 2000/60/CE). Cette classification réglementaire inclut ainsi la plupart des lagunes méditerranéennes même si certaines d'entre elles comme Mar Menor en Espagne ont été incluses dans les eaux côtières compte tenu du fait que les typologies pour ces dernières considèrent également différents degrés d'influence des eaux douces. Au regard de leur composition en espèces (notamment de poissons), il semble en effet plus approprié de considérer les lagunes côtières comme un type d'écosystème à part, différent des écosystèmes d'estuaires et des écosystèmes côtiers (Perez-Ruzafa *et al.*, 2011). Ces lagunes côtières sont souvent singulières de par leur morphologie (surface, profondeurs moyenne et maximale, taux de renouvellement des eaux) et leur fonctionnement (productivité, réseau trophique, flux de nutriments). Elles sont décrites comme des écosystèmes complexes, caractérisés par de fortes variabilités spatiales et temporelles de l'environnement (température, salinité, profondeur, couverture végétale) formant ainsi une mosaïque d'habitats (voir par exemple les premières cartographies d'habitats des lagunes méditerranéennes françaises, Menu *et al.*, 2019). Chacun de ces habitats forme un espace homogène ayant des caractéristiques abiotiques (profondeur, granulométrie du sédiment, hydrodynamisme, influence de la marée) et biotiques (peuplements et/ou groupements fonctionnels) uniques. Les organismes répondent à cette variabilité naturelle par des fluctuations fortes de la structure et de la composition des communautés (Iotti *et al.*, 2023 ; Jones *et al.*, 2023), en réponse aux besoins physiologiques et biologiques des espèces (reproduction, alimentation, croissance). La prise en compte de cette variabilité constitue ainsi un défi majeur pour la compréhension des rôles fonctionnels joués par ces écosystèmes d'interface.

De par leur localisation à l'interface entre la terre et la mer, les lagunes côtières sont soumises aux apports provenant de leurs bassins versants souvent largement anthropisés (Meinesz *et al.*, 2013). Exploitées depuis longtemps pour leurs ressources naturelles (pêche et aquaculture), ces milieux productifs sont soumis à de fortes pressions anthropiques (voir par exemple : Cataudella *et al.*, 2015 ; Giraud et Stroffek, 2016). Parmi celles-ci, les apports d'eau douce chargés d'effluents urbains, agricoles, industriels et d'eaux usées domestiques (Munaron *et al.*, 2023) provenant du bassin versant sont responsables d'importantes altérations du milieu : eutrophisation, contamination bactérienne, prolifération d'algues (toxique ou non), anoxie, pollution chimique (Nixon, 2009 ; Billen *et al.*, 2011 ; Newton *et al.*, 2014 ; Desmit *et al.*, 2018 ; Derolez *et al.* 2020). A celles-ci s'ajoutent des pressions qui aujourd'hui continuent de s'intensifier en lien avec le développement du tourisme ou encore des activités maritimes (zones portuaires, dragage etc., Pérez-Ruzafa *et al.*, 2019). De part leurs eaux peu profondes et leur faible volume par rapport à la mer adjacente, les lagunes

côtières sont enfin plus susceptibles d'être affectées par les changements globaux et les fluctuations temporelles des facteurs externes tels que la température, les précipitations, les tempêtes et le rayonnement UV (Aliaume *et al.*, 2007) qui viennent se combiner à tous les facteurs de stress locaux (Simas *et al.*, 2001, Lloret *et al.*, 2008, Hesse *et al.*, 2014, Stefanova *et al.*, 2015).

Sur la façade méditerranéenne française, une trentaine de lagunes sont classées en masses d'eau de transition au titre de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE, 2000/60/EC). Le suivi de ces lagunes et l'évaluation de leur état écologique est une obligation réglementaire (cf. éléments de qualité pour la classification de l'état écologique, annexe V de la DCE, 1.1.3. Eaux de transition). Or, à l'heure actuelle, la France n'a pas présenté l'ensemble des indicateurs obligatoires en réponse aux exigences de la DCE (cf. Décision (UE) 2018/229 du 12 février 2018). Le groupe ECOSTAT1 de la Commission Européenne, chargé notamment des exercices d'intercalibration entre les États-membres, a notifié à tous les pays européens leurs manquements respectifs avec notamment, pour la France, l'absence d'un indicateur « poissons » pour estimer la qualité des masses d'eau de transition type « lagunes ».

L'évaluation de la qualité écologique d'un milieu implique une compréhension du lien entre le compartiment biologique et les pressions anthropiques auxquelles il est soumis. Cette connaissance peut se décliner à l'échelle des individus, des populations, des communautés. Dans le cas du compartiment « poissons », l'indice (correspondant à une métrique de diversité ou à la combinaison de métriques de diversité) se doit de prendre en compte la composition spécifique du peuplement ichthyologique, ainsi que l'abondance et la proportion d'espèces sensibles dans ce peuplement (Solimini *et al.*, 2006). Les indices « poissons » développés dans ce cadre puisent pour la plupart leur fondement dans l'Indice d'Intégrité Biotique (IBI) du continent Nord-Américain (Karr, 1981). C'est le cas de tous les indices développés à ce jour dans les milieux estuariens ou lagunaires en Europe (Coates *et al.*, 2007 ; Franco *et al.* 2009 ; Cabral *et al.*, 2012 ; Fonseca *et al.*, 2013; Pasquaud *et al.*, 2013).

Depuis 2006, un travail a été engagé pour définir un indicateur « poissons » dans le cadre de l'application de la Directive Cadre sur l'Eau dans les lagunes méditerranéennes françaises. Pour cela, douze lagunes ont fait l'objet d'un échantillonnage lors de deux campagnes annuelles (printemps et automne en 2006 puis en 2010-2011). Malgré un protocole d'échantillonnage standardisé et un effort de terrain conséquent avec des campagnes de terrain relativement complexes et onéreuses, le traitement des données basé sur les guildes trophiques et écologiques, n'a pas permis d'aboutir à la définition d'un indicateur pertinent et fiable pour qualifier l'état écologique des masses d'eau lagunaires à partir du compartiment « poissons » (Lepage *et al.*, 2008 ; Bouchoucha *et al.*, 2012). Les variabilités saisonnière et inter-annuelle de la densité et de la composition du peuplement ichthyologique sur les quatre campagnes étaient en effet importantes et ne pouvaient être expliquées (significativité écologique) uniquement par les pressions recensées dans les milieux lagunaires. Toutefois, ces premiers résultats parfois en opposition avec les autres

indicateurs lagunaires déjà intercalibrés (phytoplancton et nutriments dans la colonne d'eau, macrophytes), semblent confirmer que ce compartiment répondrait à d'autres facteurs de contrôle naturels ou anthropiques (connectivité avec la mer et les tributaires, disponibilité des habitats lagunaires) aujourd'hui non évalués dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau.

Plusieurs discussions récentes issues d'expertises (Ouisse *et al.*, 2016) ou de projets de recherche (Franco *et al.*, 2006 ; Franco *et al.*, 2009 ; Zucchetta *et al.*, 2016 ; Iotti *et al.*, 2023 ; Perry *et al.*, 2023) suggèrent la nécessité d'intégrer la compréhension des liens fonctionnels entre le compartiment « poisson » et les habitats fréquentés afin de mieux comprendre leurs réponses face aux perturbations. En effet, l'altération naturelle ou anthropique des habitats en lagune pourrait largement affecter la distribution des organismes dans ces milieux (Figure 1.1). Il semble donc indispensable de considérer ces liens fonctionnels pour expliquer la distribution des poissons à différents stades de leur cycle de vie afin d'aboutir, à terme, à des indicateurs pertinents de fonctionnement des lagunes qui soient réactifs aux pressions anthropiques.

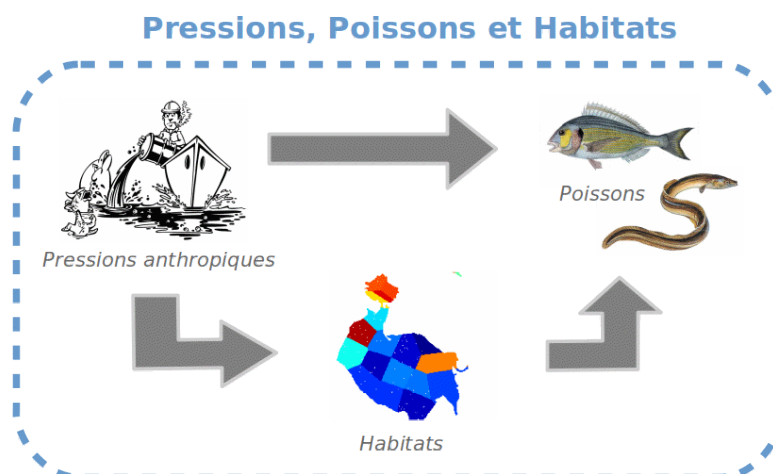


Figure 1.1 : Représentation schématique des liens entre les poissons, les habitats et les pressions

Un indice multi-métrique italien (Habitat Fish Bio-Indicator - HFBI), composé de six métriques basées sur les traits fonctionnels des peuplements de poissons (Franco *et al.*, 2008, 2009), a été récemment développé pour évaluer les eaux de transition italiennes (Catalano *et al.*, 2017, Franzoi *et al.*, 2019). De même un indice multi-métrique grec (Lagoon Fish-based Index—LFI), composé de huit métriques a été développé pour évaluer la qualité écologiques des lagunes du nord de la Grèce (Sapounidis and Koutrakis 2021).

Dans le contexte réglementaire de la DCE et au vu des développements récents des indicateurs européens focalisés sur les poissons en milieu lagunaire, le projet INPOLAG vise à développer un indicateur « poissons »

DCE-compatible adapté au contexte français. Ainsi, ce projet s'attache particulièrement à :

- (1) recenser et analyser de manière critique les indicateurs aujourd'hui appliqués au sein des lagunes méditerranéennes afin de les adapter au contexte français,
- (2) acquérir des données permettant le calcul d'un indicateur choisi,
- (3) réaliser un travail d'intercalibration avec les indicateurs déjà validés par ECOSTAT (Italie, Grèce, etc.).

Pour cela, l'analyse critique des indicateurs appliqués aujourd'hui au sein des lagunes méditerranéennes (Objectif 1) au cours d'un Workshop international a d'abord permis la production du livrable 1 (Aliaume *et al.*, 2019). Cette analyse croisée des six principaux indices utilisés a ainsi abouti à des recommandations pour le développement de l'indicateur « poissons » adapté au contexte français, qui se doit de :

- permettre de représenter des **fonctionnalités écologiques** (nurserie, nourricerie, zone de frai, réseau trophique...),
- être **sensible à l'effet testé** (exemple des pressions anthropiques) et peu à d'autres (ou si l'indicateur est sensible à d'autres effets ceux-ci doivent être mesurés pour être pris en compte),
- être **simple** à mettre en œuvre et **peu coûteux**, pour faciliter son interprétation et une prise en charge aisée des suivis futurs,
- être construit sur un jeu de données incluant la **variabilité spatiale et temporelle des peuplements de poissons lagunaires et des habitats**.

Trois campagnes de terrain ont permis d'acquérir des données précieuses sur la distribution des peuplements de poissons et de crustacés dans 8 lagunes méditerranéennes françaises (Objectif 2). Toutes les données sont aujourd'hui disponibles (Motte *et al.*, 2022).

Après une description de la stratégie d'acquisition des données dans le cadre de ce projet (partie 2), ce rapport présente les résultats :

- de l'analyse de la variabilité environnementale (partie 3) et de la diversité des peuplements de poissons et de crustacés et de leur distribution au sein des habitats lagunaires en lien avec leur environnement (partie 4)
- de l'analyse critique des pressions aujourd'hui identifiées et quantifiées (partie 5)
- des indices de diversité calculés en lien avec les pressions (partie 6).

2 Stratégie d'acquisition de données

Outre les multiples pressions anthropiques auxquelles elles sont soumises, chaque lagune est aujourd'hui décrite comme une mosaïque d'habitats (Menu *et al.*, 2019). Chacun de ces habitats abrite des peuplements de poissons différents dont la distribution spatiale et la composition varient au cours du temps en fonction des besoins physiologiques de chaque espèce (Iotti *et al.*, 2023). La stratégie d'acquisition de données mise en place dans le cadre du projet INPOLAG prend ainsi en compte :

- la variabilité spatiale des pressions anthropiques,
- la variabilité spatiale des habitats lagunaires (couverture végétale, conditions environnementales),
- la dynamique temporelle de chacune des espèces constituant les peuplements de poissons lagunaires.

2.1 Pressions anthropiques

Les lagunes méditerranéennes sont soumises à de multiples pressions anthropiques (Figure 2.1). Suite au Workshop international "Fish-based index for transitional water bodies assessment (WFD)" dont les résultats sont présentés dans le livrable 1 (Aliaume *et al.*, 2019), le gradient d'eutrophisation est utilisé comme un proxy des pressions appliquées aux lagunes. Ce gradient a ainsi été retenu pour la sélection des sites ateliers (Partie 2.3).



Figure 2.1: Représentation schématique simplifiée des caractéristiques d'un écosystème lagunaire et de ses pressions anthropiques potentielles. D'après Meinesz *et al.* (2013), Derolez *et al.* (2014) et modifié au cours du workshop "Fish-based index for transitional water bodies assessment (WFD)". Les pressions notées P1 à Pn sont reconnues comme prioritaires.

2.2 Typologie des habitats lagunaires

La typologie d'habitat vise à définir « les habitats d'une façon cohérente, de sorte que des données semblables soient constamment associées à des types d'habitats précis, afin que l'on puisse comparer ces données d'une région géographique ou d'une époque à une autre ». Dans le cadre du projet INPOLAG, la typologie d'habitat est basée sur les principales caractéristiques environnementales susceptibles d'influencer la distribution et la structure des peuplements de poissons des lagunes méditerranéennes françaises, à savoir :

- la **salinité** liée aux apports en eau douce et à la connectivité de la lagune à la mer. Cette caractéristique est définie à l'échelle d'une lagune.
- la **couverture végétale** : Absence de végétation (*Nu*), présence de phanérogames (*P*), présence de macro-algues (*A*)
- la **granulométrie** du sédiment : Sable (*S*, *pourcentage de vase inférieur à 10 %*), Sablo-vaseux (*SV*, *pourcentage de vase compris entre 10 % et 50 %*), Vaso-sableux (*VS*, *pourcentage de vase compris entre 50 % et 90 %*) et Vaseux (*V*, *pourcentage de vase supérieur à 90 %*).

2.3 Sites d'études

Afin de couvrir une large part de la diversité des habitats lagunaires (localisation géographique, salinité, profondeur, couverture végétale) et des pressions exercées sur ces écosystèmes), huit lagunes réparties le long de la façade méditerranéenne (Canet, Ayrolle, Bages-Sigean, Thau, Arnel, Prévost, Or et Berre ont été échantillonnées (Figure 2.2). Au vu de la proximité géographique et de la connexion hydrologique des lagunes d'Arnel et de Prévost (Amanieu and Lasserre, 1982 ; Castaing *et al.*, 2011), les données issues de ces deux masses d'eau ont été regroupées sous l'entité « complexe Palavasiens » pour toutes les analyses.

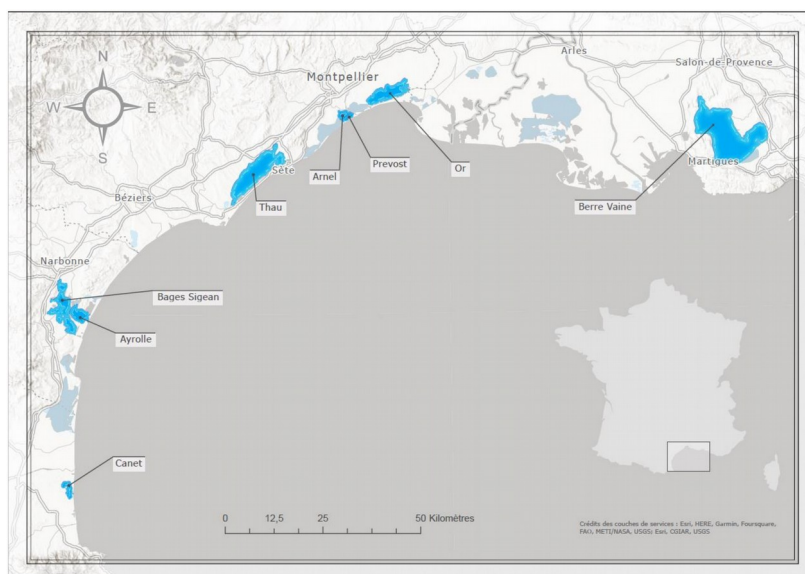


Figure 2.2 : Carte des lagunes Méditerranéennes échantillonnées.

Les sept masses d'eau sélectionnées permettent de croiser deux gradients (Tableau 2.1), (i) un de connectivité à la mer, dont la salinité peut être considérée comme un proxy, et (ii) un d'eutrophisation qui peut être vu comme un proxy des pressions anthropiques qui s'exercent sur chacune des lagunes.

Tableau 2.1: Liste des lagunes échantillonnées dans le cadre du projet de développement de l'indicateur "poisson" adapté au contexte français (modifié d'après Aliaume *et al.*, 2019).

Connexion à la mer	Oligotrophe	Mesotrophe	Eutrophe
Faible		Bages-Sigean (BA)	Or (OR)
Modérée	Thau (TH)	Arnel Prevost (PA)	Canet (CA)
Forte	Ayrolle (AY)		Berre (BE)

2.4 Stratégie d'échantillonnage réalisé

Au sein de chaque lagune, un maximum de douze habitats différents issus du croisement entre la couverture végétale (Nu, P ou A) et la granulométrie (S, SV, VS et V) ont échantillonnés en triplicats (3 stations indépendantes). 122 stations réparties dans les 8 lagunes ont ainsi été suivies. Afin de cibler les périodes les plus favorables au recrutement d'une majorité d'espèces (Provost *et al.*, 2012 ; Lenfant *et al.*, 2015), trois campagnes d'échantillonnage ont été menées : une à l'automne 2019 (entre le 14/10/2019 et le 27/11/2019), une à l'automne 2020 (entre le 19/10/2020 et le 30/11/2020) et une au printemps 2021 (entre le 29/03/2021 et le 30/04/2021), représentant un total de 365 opérations de pêche (appelé « échantillon »). Le détail du nombre de stations et d'échantillons par lagune est donné dans le Tableau 2.2. La lagune de Canet n'a été échantillonnée qu'à l'automne 2020 et au printemps 2021. La Figure 2.3 représente la position des stations.

Tableau 2.2 : Répartition de l'effort d'échantillonnage (nombre de stations et nombre d'échantillonnage) par lagune et total sur les trois campagnes

Lagune	Nombre de stations	Nombre total d'échantillonnage (cumul sur les 3 campagnes)
Ayrolle	18	59
Bages-Sigean	18	55
Berre	17	60
Canet	10	28
Or	18	36
Palavasiens (Arnel + Prevost)	19	56
Thau	22	71
TOTAL	122	365

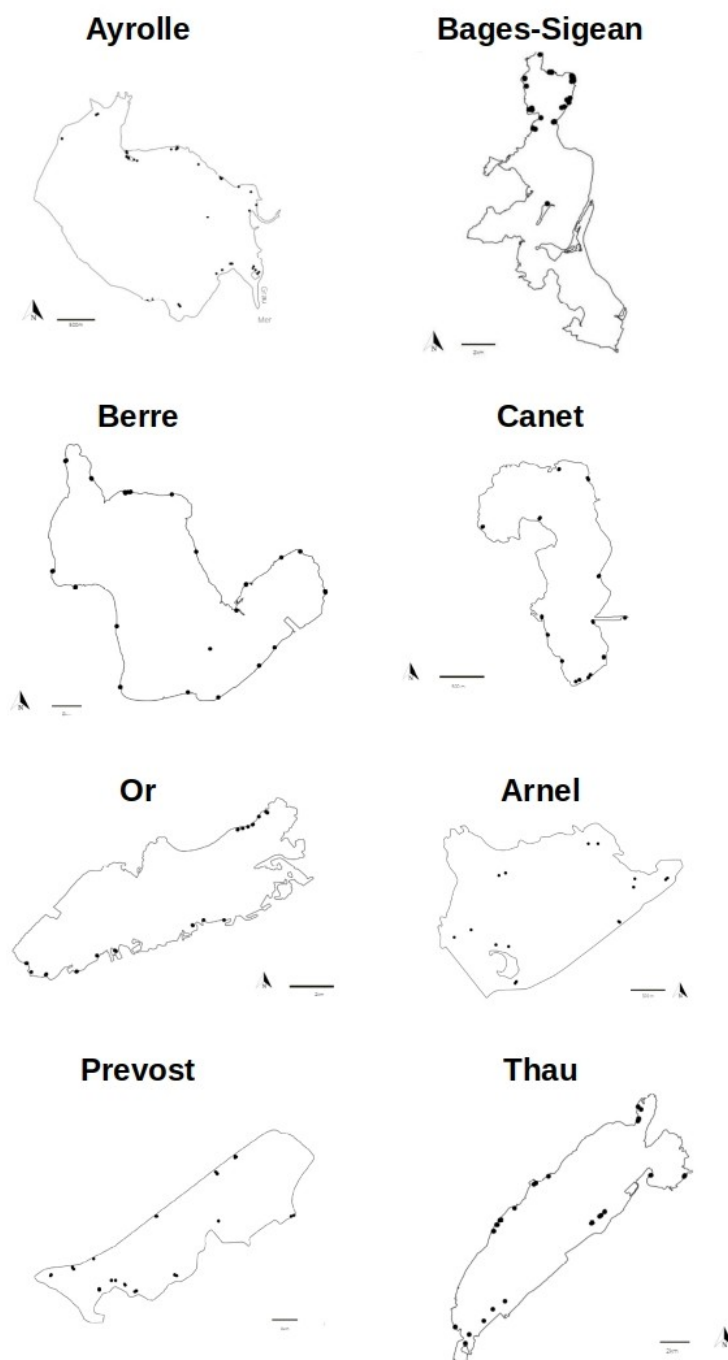


Figure 2.3 : Position des stations d'échantillonnage dans les lagunes d'Ayrolle, de Bages-Sigean, de Berre, de Canet, de l'Or, des palavasiens (Arnel et Prévost) et de Thau en automne 2019, automne 2020 et au printemps 2021.

Chaque station a été échantillonnée à l'aide d'une senne de plage à maille fine (4 mm de maille, 2 m de hauteur, 10 m de large, Figure 2.4), tirée à pieds le long d'un transect de 25 m sur une profondeur allant de 0,5 m à 1,4 m. Cet engin de pêche permet de cibler les espèces benthodémersales à faible capacité natatoire (poissons et crustacés) et est adapté à la capture d'individus de faible taille (Scapin *et al.*, 2016 ; Aliaume *et al.*, 2019). Dans un second temps, la couverture végétale (pourcentage de recouvrement des macro-algues et des phanérogames) a été estimée visuellement le long du transect de 25 m. Un échantillon de sédiment a été prélevé pour déterminer

la granulométrie du sédiment (analyse selon la méthode décrite dans Ifremer, 2013). La profondeur a été notée au début et à la fin de chaque transect. Enfin, la température, la salinité et la concentration en oxygène de l'eau ont été mesurées.



Figure 2.4 : Illustration de l'échantillonnage à la senne de plage en lagune (© Ifremer).

Tous les individus capturés (poissons et crustacés) ont été identifiés au niveau taxonomique le plus précis puis pesés et mesurés, soit vivants directement sur le terrain, soit au laboratoire après congélation.

2.5 Données fonctionnelles sur les poissons

Les traits fonctionnels pour les espèces de poissons capturés dans le cadre de ce projet ont été sélectionnés à partir des travaux menés sur l'identification de groupes d'espèces partageant les mêmes caractéristiques fonctionnelles (Franco *et al.*, 2008 ; Riera *et al.*, 2018). Ces travaux s'appuient en particulier sur la stratégie reproductrice, le statut d'utilisation de la lagune (migrant/sédentaire), le mode d'alimentation et la position de vie dans la colonne d'eau (démersal/pélagique/benthique) (Villéger *et al.*, 2017 ; Córdova Tapia and Zambrano, 2016). Le choix de ces traits fonctionnels a été ajusté en fonction de la disponibilité des données dans la littérature. Les modalités ont enfin été ajustées pour que le nombre d'individus par modalité soit plus équitablement réparti. Cinq traits fonctionnels ont finalement été retenus :

- (i) **la position de vie dans la colonne d'eau** : benthiques, pélagiques et démersaux (Figure 2.4),
- (ii) **l'usage lagunaire** : résidents estuariens, marins migrateurs, marins occasionnels et diadromes (Figure 2.4),
- (iii) **la reproduction** : individus faisant des nids, ayant des œufs « fixés » ou des œufs pélagiques, benthiques et internes (Figure 2.4),
- (iv) **les fonctions trophiques**, les sept modalités sont décrites dans la Figure 2.4.
- (v) **la longévité** (courte, moyenne, longue).

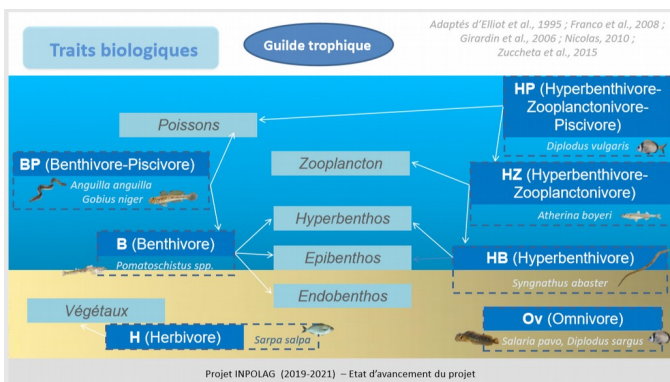
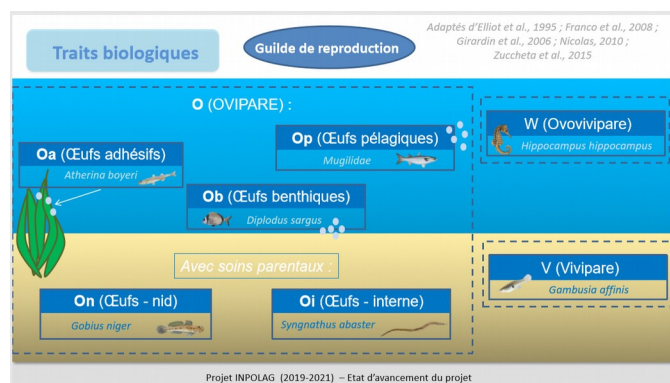
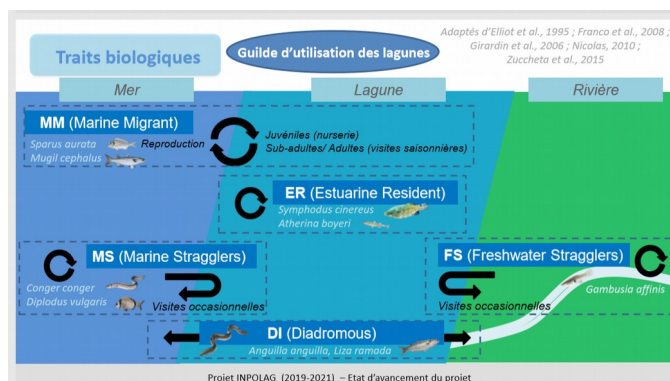
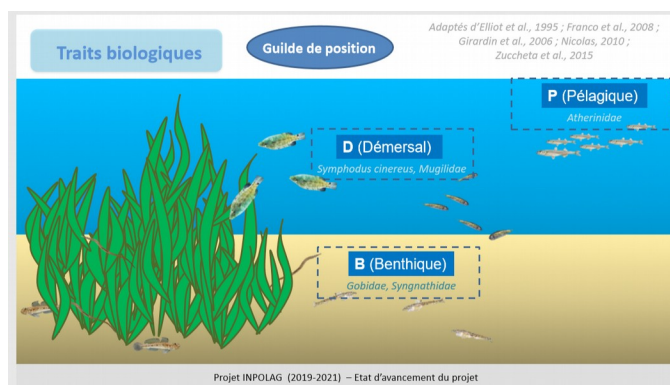


Figure 2.4 : Schéma décrivant les modalités des traits liés à la position dans la colonne d'eau, liés à l'usage lagunaire, liés à la reproduction et liés aux fonctions trophiques.

2.6 Disponibilité des données

L'ensemble des données environnementales et faunistique (crustacés et poissons) est disponible sur le portail SEANOE (Motte et *al.* 2022, <https://www.seanoe.org/data/00808/91950/>).

3 Analyse des données environnementales

L'exploration des données environnementales a pour objectif de définir les caractéristiques de chacune des lagunes échantillonnées.

3.1 Méthodes utilisées

L'analyse statistique est basée sur les variables environnementales mesurées à chaque station, à savoir : la couverture en sédiment nu, la couverture en macro-algues, la couverture en phanérogame, la concentration en oxygène dans l'eau (« O₂ saturé »), la profondeur, la salinité et la température. Le facteur « couverture végétale » est calculé à partir des pourcentages respectifs de couverture en « Sédiment nu », en « Macro-algues » et en « Phanérogames ». Si l'une des modalités représente plus de 50%, elle est considérée comme majoritaire et le site se voit attribuer cette modalité.

Les variabilités spatiale et temporelle des données environnementales ont été analysées à l'aide d'une Analyse Factorielle des Données Mixtes (AFDM). Les effets de facteurs (comme par exemple le facteur « lagune ») sur la structure des données sont quantifiés par analyse interclasse puis validés par un test *post-hoc* de Monte Carlo. L'analyse interclasse met en évidence les dissimilarités selon les modalités d'un facteur choisi. C'est un cas particulier de l'analyse multivariée dans lequel un seul facteur est utilisé en variable explicative. La projection de l'analyse multivariée interclasses se fait en deux temps : (1) la projection dans un sous-espace, puis (2) la projection sur les axes factoriels de l'analyse d'origine (les dimensions de l'espace initial sont réduites). Les stations sont enfin regroupées (méthode du k-means) sur les coordonnées des premiers axes de l'AFDM. Un test *post-hoc* de Monte Carlo permet de tester la significativité des groupes.

3.2 Résultats

Toutes les lagunes échantillonnées peuvent être qualifiées de lagunes poly- (salinité comprise entre 15 et 30) ou eu-halines (entre 30 et 40, Tableau 3.1). La salinité est relativement constante sur chaque lagune au cours des trois campagnes excepté sur les lagunes de Bages-Sigean et de Berre où la variation entre deux campagnes atteint respectivement 6,4 et 11,6 unités entre l'automne 2019 et le printemps 2021. L'ensemble de l'échantillonnage a été réalisé en moyenne entre 8,3°C (Or, automne 2019) et 18,6°C (Berre, automne 2019) sans tendance marquée entre le printemps 2021 et les automnes 2019 et 2020. La profondeur des stations ne dépasse pas 1 m en moyenne ($1 \pm 0,2$ m sur la lagune de Berre en 2019), et reste comparable entre les différentes lagunes. Enfin, toutes les captures ont été réalisées dans des conditions normoxiques.

La couverture végétale moyenne estimée au cours des différentes opérations de pêche définit la typologie des stations utilisées par la suite (Tableau 3.2). Cependant, cette typologie est associée au type majoritaire et les résultats présentés dans le Tableau 3.2 illustrent que les stations sont en moyenne composées de deux

voire trois types de couverture. C'est le cas en particulier du type « Phanérogame » qui est, dans la plupart des cas constitué en moyenne également de sédiment nu et de macro-algues.

Tableau 3.1 : Salinité, saturation en Oxygène, profondeur et température moyennes (\pm écart-type) mesurées dans chacune des lagunes pour les 3 campagnes. Seules 2 campagnes ont pu être menées dans les lagunes de Canet et de l'Arnel.

Station	Annee	Salinite	Oxygene (%)	Profondeur (m)	Temperature (°C)
AR	2019				
	2020	33,8 \pm 0,9	105,9 \pm 22,9	0,6 \pm 0,1	15,5 \pm 0,9
	2021	33,8 \pm 0,6	94,5 \pm 47,1	0,6 \pm 0,1	14,3 \pm 1,4
AY	2019	35,6 \pm 1,4	103 \pm 11,3	0,7 \pm 0,2	11,9 \pm 1,6
	2020	36 \pm 0,9	108 \pm 16,3	0,5 \pm 0,2	13,6 \pm 1,7
	2021	36,6 \pm 1	94,3 \pm 10	0,6 \pm 0,2	16,1 \pm 1
BA	2019	35,7 \pm 0,7	121,9 \pm 25,2	0,8 \pm 0,2	18,3 \pm 0,7
	2020	30,3 \pm 1,4	100,9 \pm 13,8	0,7 \pm 0,2	14,2 \pm 0,6
	2021	29,3 \pm 1,4	108 \pm 18,9	0,7 \pm 0,2	12,9 \pm 1,6
BE	2019	29,8 \pm 1	99 \pm 9	1 \pm 0,2	18,6 \pm 0,6
	2020	18,5 \pm 8,4	103,7 \pm 25,8	0,9 \pm 0,2	14,5 \pm 0,8
	2021	18,2 \pm 4,8	122 \pm 16,5	0,8 \pm 0,2	15,3 \pm 1,9
CA	2019				
	2020	34,5 \pm 1,6	103,3 \pm 8,2	0,5 \pm 0,1	8,6 \pm 1,1
	2021	36 \pm 1,5	113,9 \pm 19,1	0,5 \pm 0,1	17,7 \pm 0,6
OR	2019	28 \pm 0,7	97,3 \pm 7,5	0,7 \pm 0,1	8,3 \pm 0,7
	2020	31,1 \pm 1,3	105,9 \pm 18,8	0,7 \pm 0,1	16,2 \pm 0,6
	2021	26,3 \pm 2,3	114,5 \pm 18	0,7 \pm 0,1	14,9 \pm 0,8
PR	2019	33,6 \pm 2,4	112,7 \pm 6,4	0,7 \pm 0,1	9,1 \pm 2
	2020	36,5 \pm 0,6	98,6 \pm 11,2	0,7 \pm 0,2	16,7 \pm 0,6
	2021	36,4 \pm 1,4	105,4 \pm 15,8	0,6 \pm 0,2	17,6 \pm 1,4
TH	2019	38,3 \pm 0,4	107,3 \pm 12,6	0,8 \pm 0,2	15,4 \pm 1,6
	2020	37,4 \pm 2,5	98,8 \pm 9,4	0,6 \pm 0,2	14,8 \pm 0,6
	2021	38 \pm 0,3	124,3 \pm 16,8	0,6 \pm 0,2	14,4 \pm 1,5

Tableau 3.2 : Couverture moyenne (\pm écart-type) du fond (Macro-algues, Phanérogames, Sédiment nu) estimée dans les prélèvements pour chacune des lagunes et des 3 campagnes.

Station	Type de Couverture	Couverture Algue (%)	Couverture Phanérogame (%)	Couverture Sédiment (%)
AR	A	87 \pm 17	0 \pm 0	13 \pm 17
	NU	20 \pm 30	0 \pm 0	80 \pm 30
AY	A	65 \pm 12	32 \pm 14	3 \pm 6
	NU	11 \pm 14	5 \pm 11	84 \pm 21
	P	13 \pm 12	76 \pm 18	11 \pm 16
BA	A	60 \pm 21	20 \pm 15	20 \pm 17
	NU	8 \pm 13	8 \pm 11	84 \pm 14
	P	4 \pm 5	81 \pm 15	15 \pm 16
BE	A	75 \pm 19	1 \pm 3	24 \pm 18
	NU	6 \pm 10	6 \pm 12	88 \pm 16
	P	8 \pm 12	71 \pm 15	21 \pm 12
CA	A	82 \pm 25	0 \pm 0	18 \pm 25
	NU	6 \pm 8	1 \pm 2	94 \pm 8
OR	A	43 \pm 38	23 \pm 40	33 \pm 6
	NU	5 \pm 7	2 \pm 4	93 \pm 7
	P	8 \pm 14	77 \pm 19	15 \pm 14
PR	A	81 \pm 16	0 \pm 0	19 \pm 16
	NU	9 \pm 14	1 \pm 3	90 \pm 13
	P	13 \pm 19	54 \pm 5	33 \pm 18
TH	A	67 \pm 25	19 \pm 17	12 \pm 20
	NU	3 \pm 5	11 \pm 14	86 \pm 17
	P	12 \pm 13	77 \pm 12	11 \pm 13

L'AFDM permet d'obtenir un cumul de 35,2% de l'inertie totale sur les deux premiers axes (le troisième axe représentant 13,6 %). Les pourcentages de couverture (« Macro-algues », « Phanérogames » et « Sédiment ») contribuent le plus à la création des deux premiers axes (Tableau 3.1) et seule la variable « granulométrie : Vaseux » contribue également à la formation de l'un de ces deux premiers axes (axe 2).

Tableau 3.3 : Contributions par variable aux trois premières dimensions de l'AFDM. Les contributions supérieures à la moyenne (9,09) sont indiquées en gras.

Variable	Code Variable	Contribution absolue à la dimension 1 (18,9%)	Contribution absolue à la dimension 2 (16,3%)	Contribution absolue à la dimension 3 (13,6%)
Couverture algale	Couv_Al	22,97	19,63	5,47
Couverture phanerogames	Couv_Pha	10,29	42,95	0,10
Couverture sédiment	Couv_Sed	43,17	5,30	2,43
O2 saturé	O2_Sat	7,74	0,52	4,92
Profondeur	Prof	4,75	5,92	40,53
Salinité	Sali	0,04	0,10	25,30
Température	Temp	2,22	2,15	0,41
Granulométrie : Sableux	GranuloS	2,55	3,92	5,33
Granulométrie : Sablo-vaseux	GranuloSV	0,35	5,03	1,17
Granulométrie : Vaseux	GranuloV	1,35	10,50	10,44
Granulométrie : Vaso-sableux	GranuloVS	4,83	3,97	3,89

Les axes 1 et 2 de l'AFDM permettent de distinguer trois modalités selon leur type de couverture (Figure 3.1). Sur l'axe 1, la couverture en sédiment est opposée aux couvertures végétales (« Phanérogame » et « Macro-algue ». Ces dernières s'opposent sur l'axe 2. Corrélée positivement à l'axe 2, la variable « Granulométrie : vaseux » est la seule modalité qui contribue à la création des axes 2 et 3 (Tableau 3.3). L'axe 3 apporte une information supplémentaire avec les variables « profondeur » et « salinité » qui contribuent à sa création.

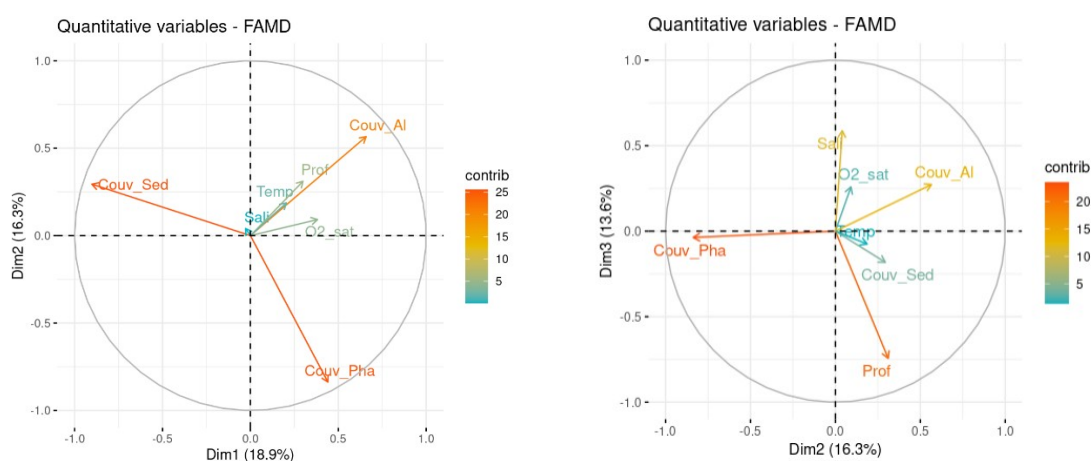


Figure 3.1 : Projection des variables quantitatives selon (gauche) les axes 1 et 2 et (droite) les axes 2 et 3 de l'AFDM. Les codes de chaque variable sont données dans le Tableau 3.1.

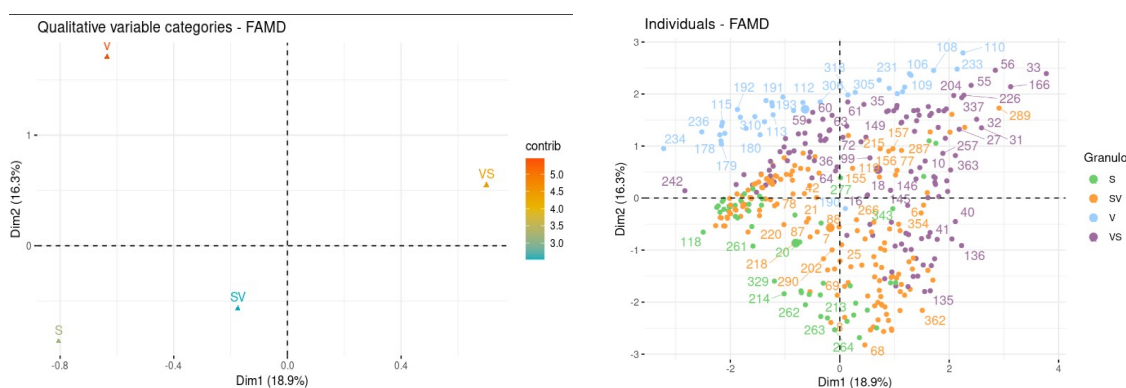


Figure 3.2 : Projection (gauche) de la variable qualitative « granulométrie » selon les axes 1 et 2 de l'AFDM et (droite) des points stations selon les axes 1 et 2 de l'AFDM

L'analyse interclasse a permis d'évaluer l'effet du facteur « lagune » à 18% de l'inertie totale des données environnementales. La projection des points de prélèvement selon ce facteur est représentée dans la Figure 3.3. Le test *post hoc* de Monte Carlo atteste de la significativité de ce résultat (p-value <0,001). L'effet « campagne » (Année) ne représente que 4% de la variance expliquée (p-value <0,001) et l'effet « saison » 2% (p value < 0,001).

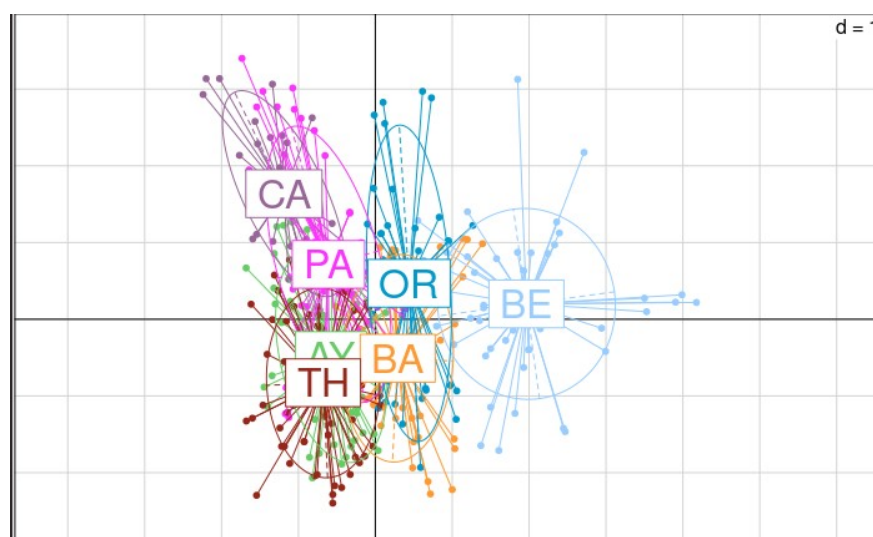


Figure 3.3 : Projection de l'analyse interclasses selon le facteur "Lagune" sur le premier plan factoriel de l'AFDM.

Sur la base des données collectées sur les stations de bordure, la lagune de Berre, se détache clairement des autres lagunes par sa couverture en macro-algues plus fournie et sa profondeur (partie droite de l'Axe 1, Figures 3.2 et 3.3). La lagune de Canet est caractérisée par des sédiments vaseux et une couverture végétale faible ou inexistante. Les lagunes de Thau et d'Ayrolle présentent des conditions environnementales similaires (couverture importante en phanérogame). Un partitionnement par k-means sur les coordonnées des 3 premiers axes de l'AFDM fait émerger trois groupes principalement démarqués par leur couverture du fond (Figure 3.4): Le premier (Groupe 1 « Macro-algues », n=120) intègre les sites avec une couverture algale importante, le second (Groupe 2 « Phanérogames » n=161) inclut les sites à couverture phanérogame fournie, alors que le dernier

(Groupe 3 « Sédiment nu », n=84) intègre les stations dont la couverture végétale est faible.

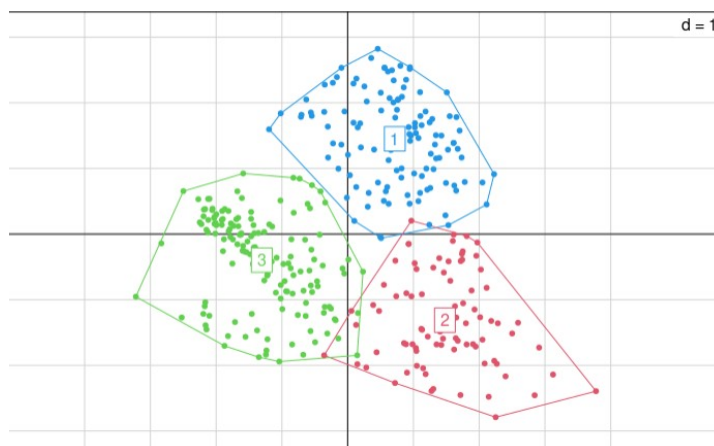


Figure 3.4 : Projection des groupes obtenus par k-means, qui expliquent 27% de la variance (bca puis Monte Carlo post hoc $p < 0,05$). Groupe 1 = « Macro-algue », Groupe 2 = « Phanérogame », Groupe 3 = « Sédiment nu ».

4 Analyse de la variabilité des communautés benthodémersales lagunaires

La technique de pêche mise en place dans le cadre de ce projet (senne de plage) permet de capturer les organismes benthodémersaux peu mobiles vivants dans les petits fonds des lagunes méditerranéennes. Ces communautés benthodémersales sont composées à la fois de poissons et d'invertébrés (crustacés). **Les analyses de diversité présentées dans cette partie ont été réalisées soit à l'échelle de la communauté benthodémersale, soit à l'échelle des peuplements de poissons ou des peuplements de crustacés séparément.**

4.1 Analyse descriptive des communautés benthodémersales

Les données collectées durant les trois campagnes, ici agrégées au niveau taxonomique du Genre ou de la Famille mettent en évidence une hétérogénéité inter-lagune et inter-habitat (couverture végétale) des peuplements (Figure 4.1). Sur la lagune d'Ayrolle (AY), les espèces de crustacés du genre *Crangon* étaient massivement présents tandis qu'une grande partie des peuplements de Bages-Sigean (BA) était constituée d'espèces de poissons de la famille des *Atherinidae*. Les espèces appartenant aux familles des *Gobiidae* ou des *Syngnathidae* semblent plus ubiquistes. Au sein même d'une lagune, la structure des communautés benthodémersales était relativement homogène entre les trois types de couverture végétale (« Sédiment nu », « Phanérogames » et « Macro-algues »). En revanche, des différences sur l'abondance totale et relative ont été relevées sur toutes les lagunes, exceptée Canet.

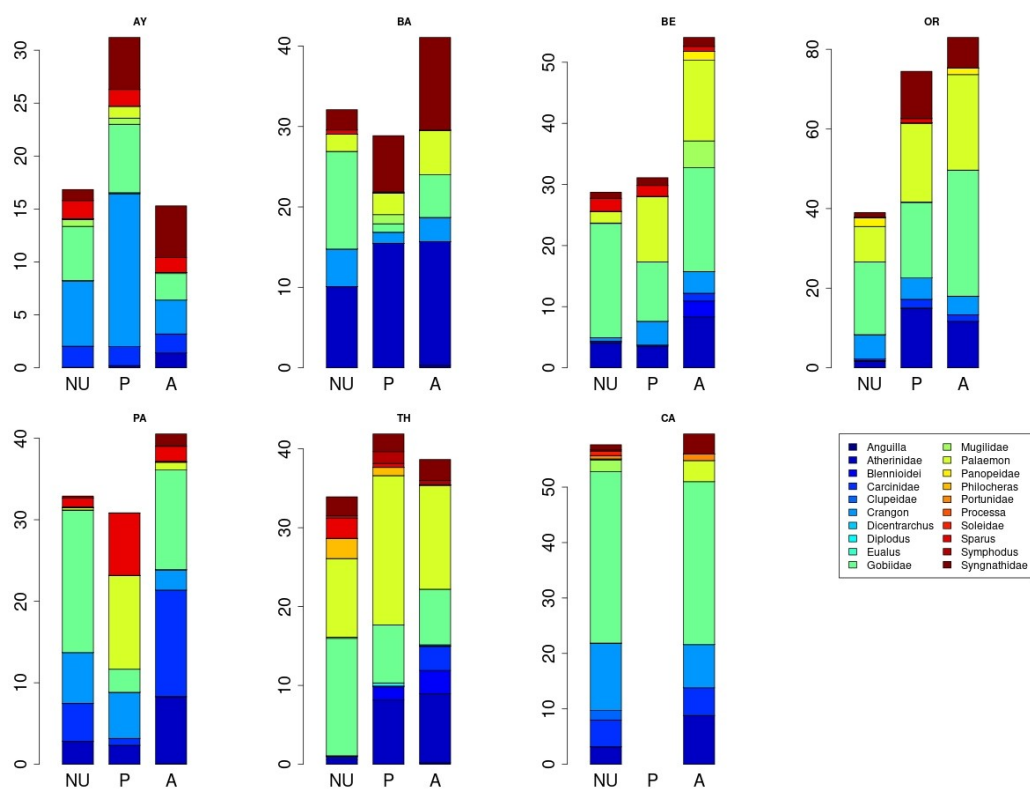


Figure 4.1 : Distribution en abondance (effectifs) des taxons au sein de chaque lagune (AY pour Ayrolle, BA pour Bages-Sigean, BE pour Berre, OR pour Or, PA pour Palavasien, TH pour Thau et CA pour Canet), par couverture végétale dominante (N pour sédiment nu, P pour Phanérogames et A pour Macro-algues).

Au cours des trois campagnes, 59 coups de senne ont été réalisés en bordure de la lagune d’Ayrolle (Figure 2.3, Tableau 2.2). Les communautés benthodémersales étaient dominées par les espèces de crustacés *Crangon crangon* (CRAGCRA) et *Carcinus aestuari* (CARCAES) et par les espèces de poissons *Pomatoschistus marmoratus* (POMOMAR) et *Syngnathus abaster* (SYNGABA, Figure 4.2). Les captures de juvéniles de *Sparus aurata* (SPARAUR) ont été plus importantes au printemps 2021.

Dans la partie Nord de la lagune de Bages-Sigean, les communautés benthodémersales issues de 55 coups de senne (répartis sur 18 stations, Figure 2.3, Tableau 2.2) étaient majoritairement dominées par l’espèce résidente de poisson *Atherina boyeri* (ATHEBOY) puis par un cortège d’espèces modérément abondantes (*Crangon crangon* (CRAGCRA), *Pomatoschistus marmoratus* (POMOMAR), *Syngnathus abaster* (SYNGABA, Figure 4.3). Au printemps, les juvéniles de poisson *Sparus aurata* (SPARAUR) étaient également abondants sur l’habitat « Sédiment nu ».

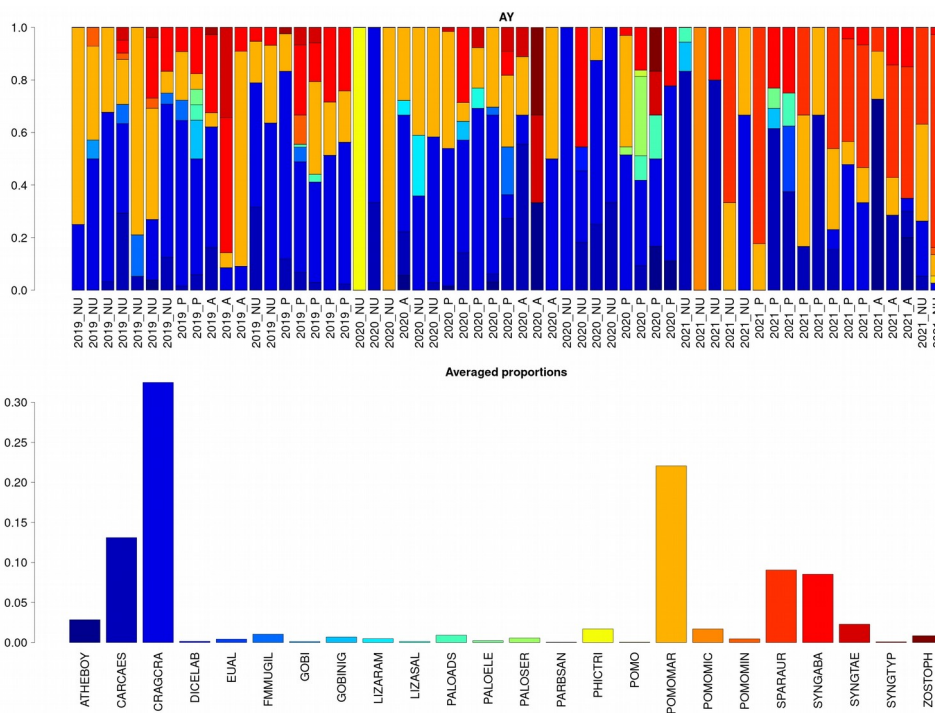


Figure 4.2 : Description des communautés benthodémersales échantillonnées sur la lagune d'Ayrolle. (Haut) Proportions de chaque espèce dans chaque échantillon ordonné au cours du temps (gauche : plus anciens). Le nom de chaque échantillon est défini par l'année (2019, 2020 ou 2021) et la couverture végétale dominante (N pour sédiment nu, P pour Phanérogames et A pour Macro-algues). L'information sur la saison est contenue dans l'année (2019 et 2020 correspond à l'automne et 2021 au printemps). (Bas) Proportion moyenne de chaque taxon composant la communauté benthodémersale.

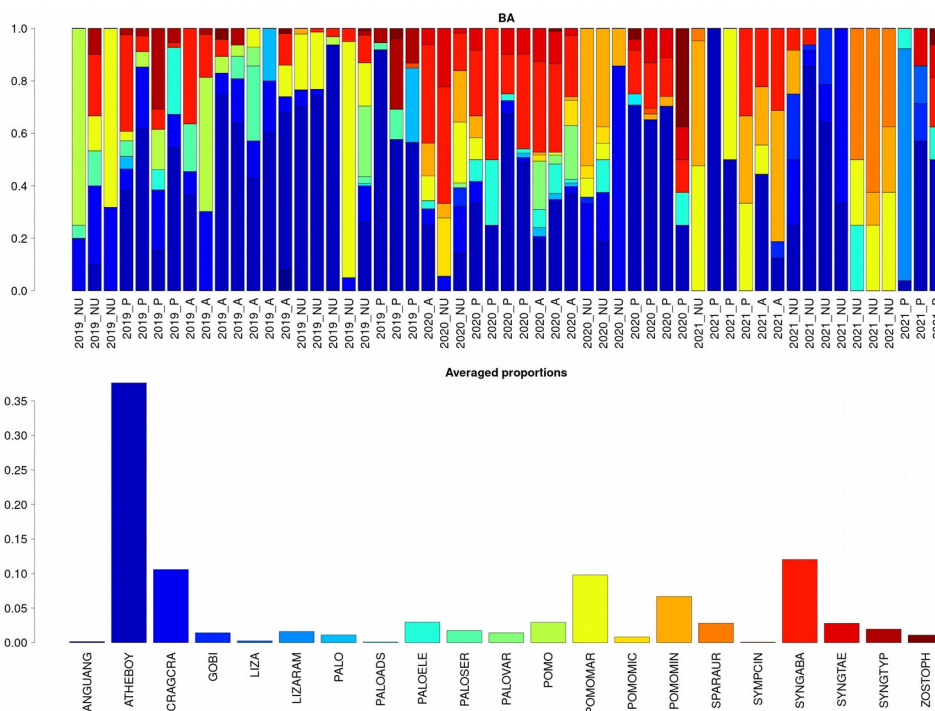


Figure 4.3 : Description des communautés benthodémersales échantillonnées sur la lagune de Bages-Sigean. (Haut) Proportions de chaque espèce dans chaque échantillon ordonné au cours du temps (gauche : plus anciens). Le nom de chaque

échantillon est défini par l'année (2019, 2020 ou 2021) et la couverture végétale dominante (N pour sédiment nu, P pour Phanérogames et A pour Macro-algues). L'information sur la saison est contenue dans l'année (2019 et 2020 correspondent à l'automne et 2021 au printemps). (Bas) Proportion moyenne de chaque taxon composant la communauté benthodémersale.

Les 60 coups de senne sur la lagune de Berre ont été effectués sur 17 stations (Figure 2.3, Tableau 2.2). Les communautés benthodémersales étaient principalement dominées par l'espèce de poisson *Pomatoschistus marmoratus* (POMAMAR) puis par les espèces *Atherina boyeri* (ATHEBOY), *Pomatoschistus microps* (POMAMIC), *Pomatoschistus minutus* (POMAMIN), *Syngnathus abaster* (SYNGABA) chez les poissons ainsi que *Crangon crangon* (CRAGCRA), *Palaemon elegans* (PALOELE) et *Palaemon serratus* (PALOSER) chez les crustacés (Figure 4.4). Encore une fois, les échantillonnages printaniers (en 2021) étaient marqués par les abondances de juvéniles de poissons, notamment de la dorade *Sparus aurata* (SPARAUR) et du muge *Chelon ramada* (LIZARAM).

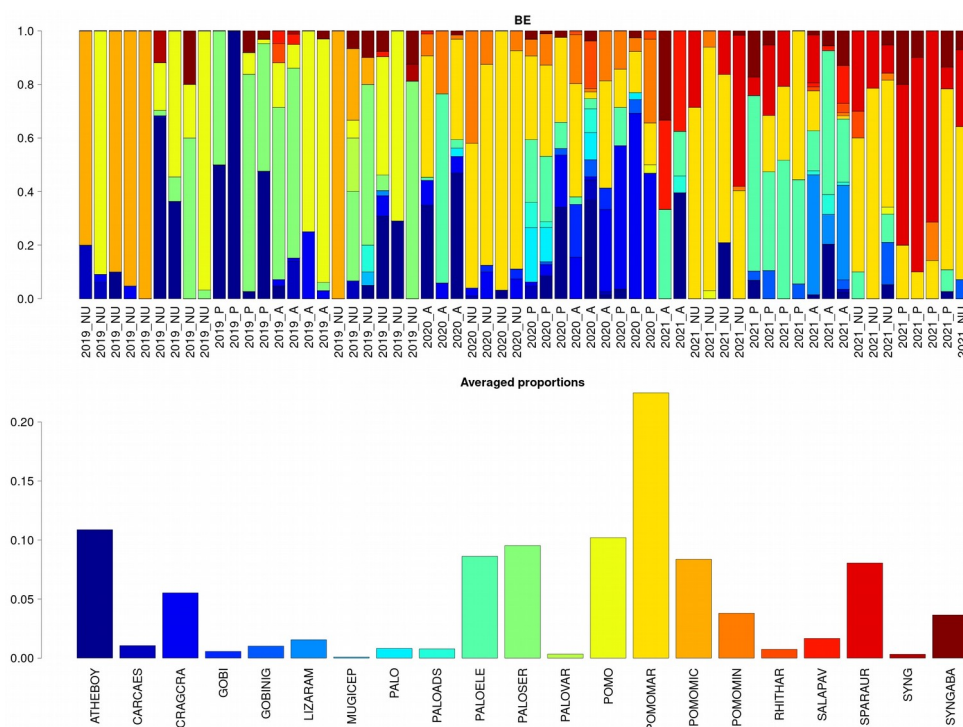


Figure 4.4 : Description des communautés benthodémersales échantillonnées sur la lagune de Berre. (Haut) Proportions de chaque espèce dans chaque échantillon ordonné au cours du temps (gauche : plus anciens). Le nom de chaque échantillon est défini par l'année (2019, 2020 ou 2021) et la couverture végétale dominante (N pour sédiment nu, P pour Phanérogames et A pour Macro-algues). L'information sur la saison est contenue dans l'année (2019 et 2020 correspondent à l'automne et 2021 au printemps). (Bas) Proportion moyenne de chaque taxon composant la communauté benthodémersale.

Les 28 coups de senne effectués dans la lagune de Canet sont issus de 10 stations (Figure 2.3, Tableau 2.2) échantillonnées uniquement à l'automne 2020 et au printemps 2021. Les captures étaient dominées par l'espèce de gobie *Pomatoschistus microps* (POMAMIC), suivie dans une moindre mesure par les crustacés *Crangon crangon* (CRAGCRA), *Carcinus aestuari* (CARSAES) et le poisson *Atherina boyeri* (ATHEBOY, Figure 4.5). Au printemps, des

juvéniles de sole *Solea solea* (SOLESOL) ont été observées dans des proportions restreintes.

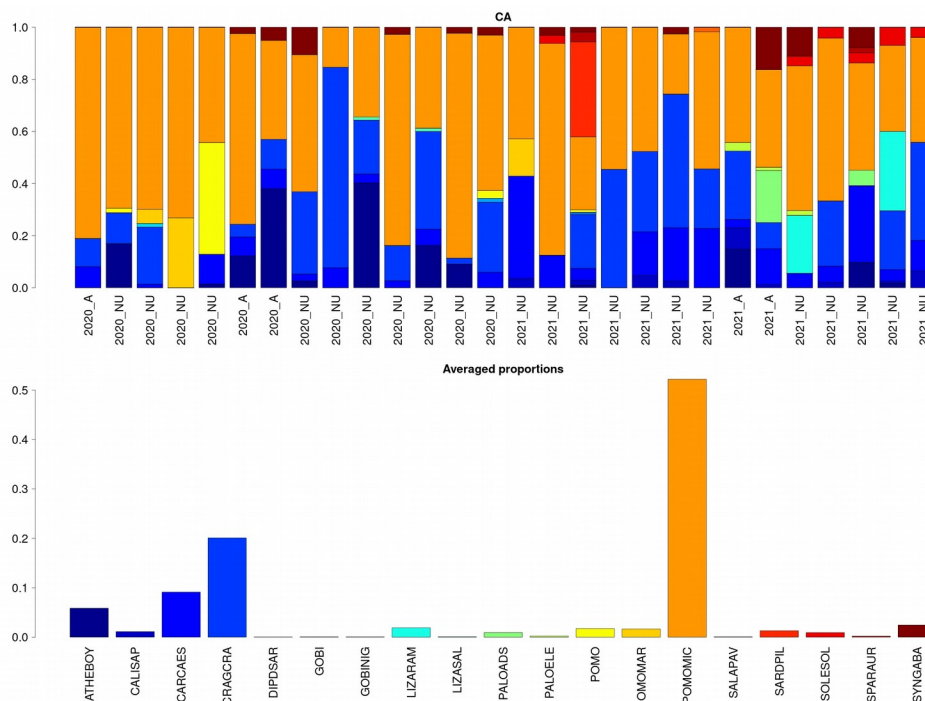


Figure 4.5 : Description des communautés benthodémersales échantillonnées sur la lagune de Canet. (Haut) Proportions de chaque espèce dans chaque échantillon ordonné au cours du temps (gauche : plus anciens). Le nom de chaque échantillon est défini par l'année (2020 ou 2021) et la couverture végétale dominante (N pour sédiment nu et A pour Macro-algues). L'information sur la saison est contenue dans l'année (2019 et 2020 correspond à l'automne et 2021 au printemps). (Bas) Proportion moyenne chaque taxon composant la communauté benthodémersale.

Dans la lagune de l'Or, 18 stations ont été suivies au cours des trois campagnes. Ils ont permis de collecter 36 échantillons (Figure 2.3, Tableau 2.2). Les communautés benthodémersales étaient dominées par *Pomatoschistus microps* (POMAMIC) et *Palaemon elegans* (PALOELE), suivis de *Atherina boyeri* (ATHEBOY), *Crangon crangon* (CRAGCRA) et *Syngnathus abaster* (SYNGABA, Figure 4.6). Quelques juvéniles de *Sparus aurata* (SPARAUR) ont également été capturés au printemps mais en faible proportion.

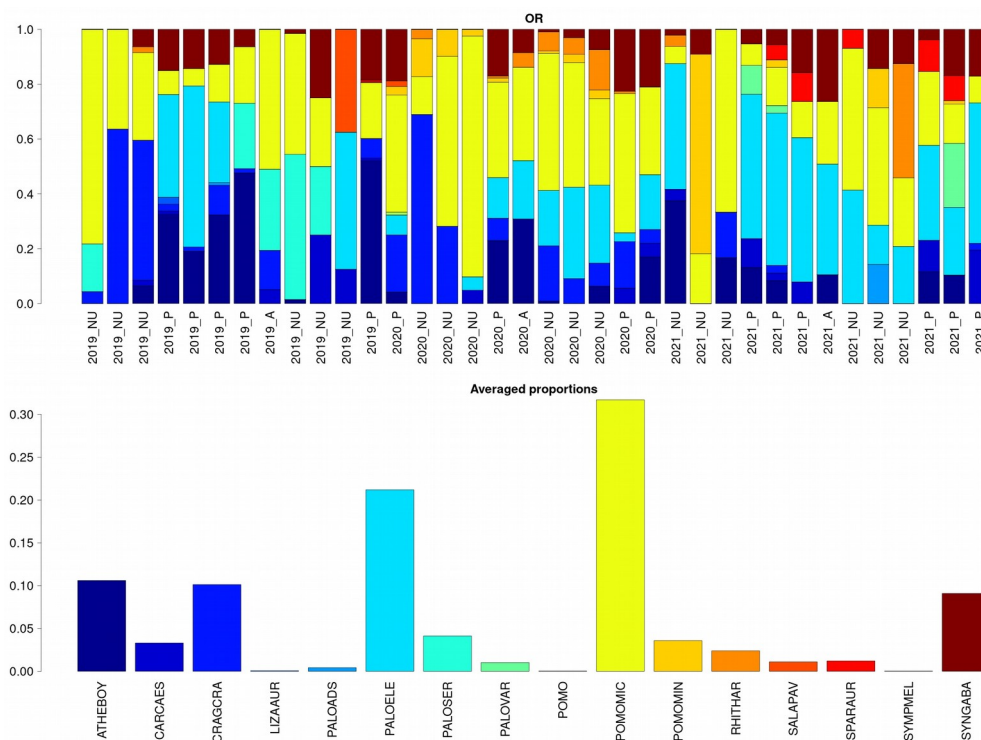


Figure 4.6 : Description des communautés benthodémersales échantillonnées sur la lagune de l'Or. (Haut) Proportions de chaque espèce dans chaque échantillon ordonné au cours du temps (gauche : plus anciens). Le nom de chaque échantillon est défini par l'année (2019, 2020 ou 2021) et la couverture végétale dominante (N pour sédiment nu, P pour Phanérogames et A pour Macro-algues). L'information sur la saison est contenue dans l'année (2019 et 2020 correspond à l'automne et 2021 au printemps). (Bas) Proportion moyenne de chaque taxon composant la communauté benthodémersale.

Au cours des trois campagnes, 56 coups de senne effectués sur 19 stations ont été effectués dans les lagunes de l'Arnel et du Prévost (Figure 2.3, Tableau 2.2). Les communautés benthodémersales étaient dominées par *Atherina boyeri*, *Pomatoschistus marmoratus* (POMAMAR) et *Pomatoschistus microps* (POMAMIC) chez les poissons, et par *Carcinus aestuari* (CARCAES) et *Crangon crangon* (CRAGCRA) pour les crustacés (Figure 4.7). Comme pour la plupart des autres lagunes, la dorade *Sparus aurata* (SPARAUR) était présente en large quantité (juvéniles) uniquement au printemps 2021.

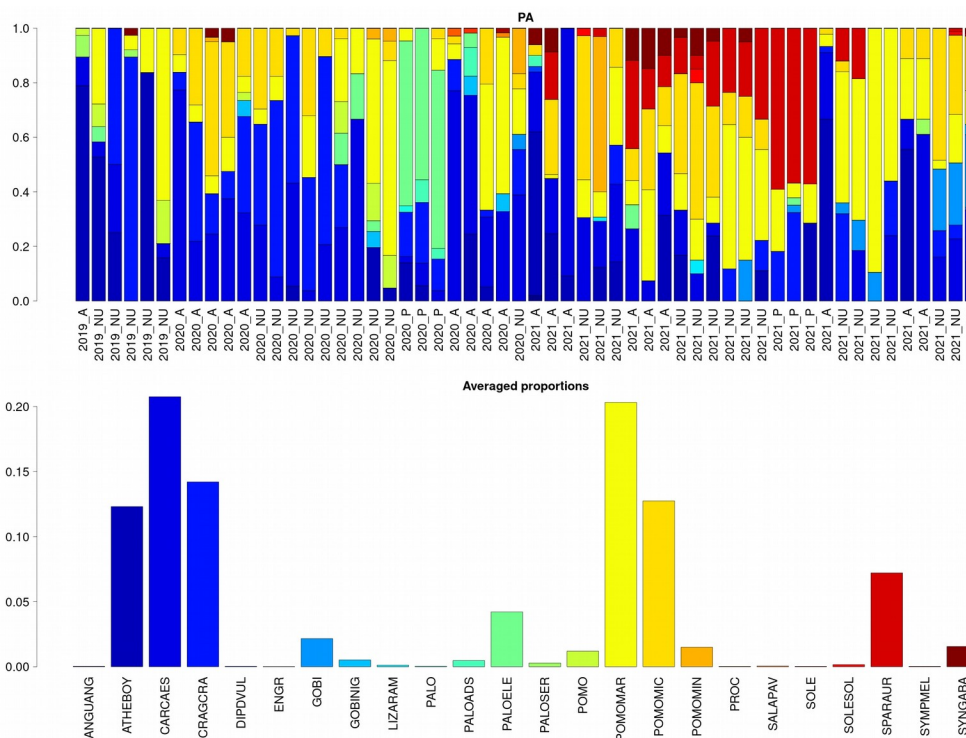


Figure 4.7 : Description des communautés benthico-démersales échantillonnées sur les lagunes d’Arnel et du Prévost. (Haut) Proportions de chaque espèce dans chaque échantillon ordonné au cours du temps (gauche : plus anciens). Le nom de chaque échantillon est défini par l’année (2019, 2020 ou 2021) et la couverture végétale dominante (N pour sédiment nu et A pour Macro-algues). L’information sur la saison est contenue dans l’année (2019 et 2020 correspondent à l’automne et 2021 au printemps). (Bas) Proportion moyenne de chaque taxon composant la communauté benthico-démersale.

Les 71 coups de senne sur la lagune de Thau ont été réalisés sur 22 stations au cours des trois campagnes (Figure 2.3, Tableau 2.2). Les captures sont largement dominées par *Atherina boyeri* (ATHEBOY), *Palaemon elegans* (PALOELE) et *Pomatoschistus marmoratus* (POMAMAR, Figure 4.8). Contrairement aux autres lagunes, les juvéniles de dorade *Sparus aurata* (SPARAUR) étaient peu représentés dans la communauté benthico-démersale au printemps.

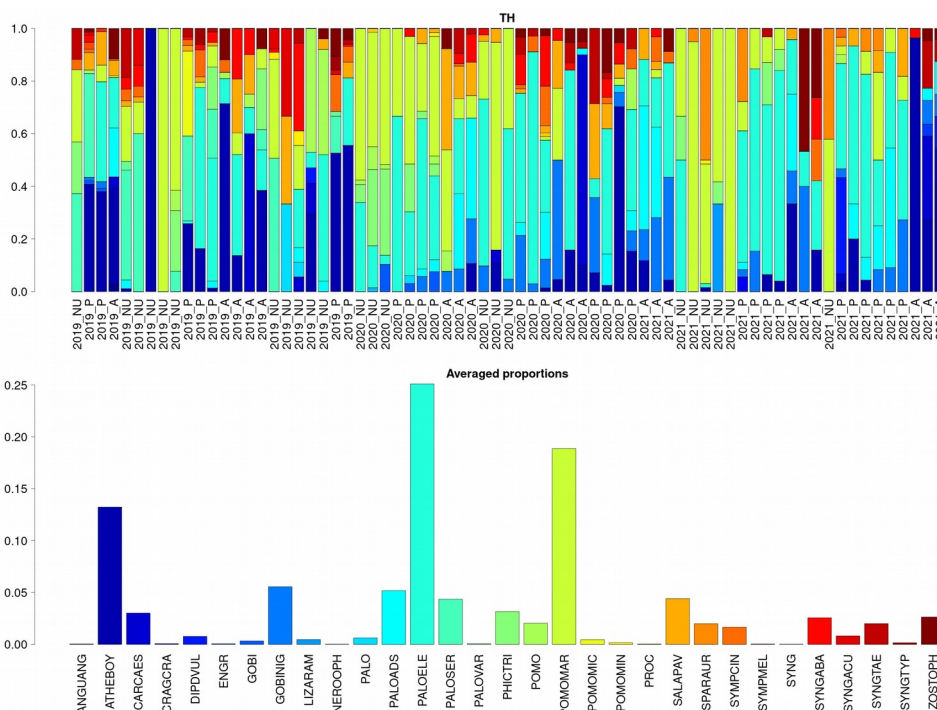


Figure 4.8 : Description des communautés benthodémersales échantillonnées sur la lagune de Thau. (Haut) Proportions de chaque espèce dans chaque échantillon ordonné au cours du temps (gauche : plus anciens). Le nom de chaque échantillon est défini par l'année (2019, 2020 ou 2021) et la couverture végétale dominante (N pour sédiment nu, P pour Phanérogames et A pour Macro-algues). L'information sur la saison est contenue dans l'année (2019 et 2020 correspond à l'automne et 2021 au printemps). (Bas) Proportion moyenne de chaque taxon composant la communauté benthodémersale.

4.2 Analyse multivariée des communautés benthodémersales

4.2.1 Méthodes utilisées

L'analyse statistique des données d'abondance taxonomique à l'échelle des communautés benthodémersales a nécessité une transformation *logarithme* afin de lisser la capture de potentiels bancs. Ces données ont ensuite été analysées *via* une Analyse Factorielle des Correspondances (AFC), une méthode adaptée aux données de comptage.

4.2.2 Résultats

Les deux premiers axes expliquent 13,4% de l'inertie totale (Figure 4.9). Cette faible part expliquée par l'AFC montre qu'il y a peu de dépendance entre les espèces en présence et les sites et peut être le reflet d'une forte homogénéité des communautés. L'axe 1 (7,2 %) oppose les sites à forte abondance de l'espèce de poisson *Pomatoschistus microps* (POMOMIC) et de l'espèce de crustacé *Crangon crangon* (CRAGCRA) aux sites occupés par l'espèce de crustacé *Palaemon elegans* (PALOELE) et les espèces de poisson *Zosterisessor ophiocephalus* (ZOSTOPH) ou *Symphodus cireneus* (SYMPCIN). L'axe 2 (6,2 %) est déterminé par une opposition entre les sites occupés par les poissons *Sparus aurata* (SPARAUR) ou *Pomatoschistus marmoratus* (POMOMAR) avec ceux occupés par l'espèce de crustacé *Palaemon serratus*

(PALOSER) et les espèces de poisson *Pomatoschistus* sp. (POMO) ou *Pomatoschistus microps* (POMOMIC).

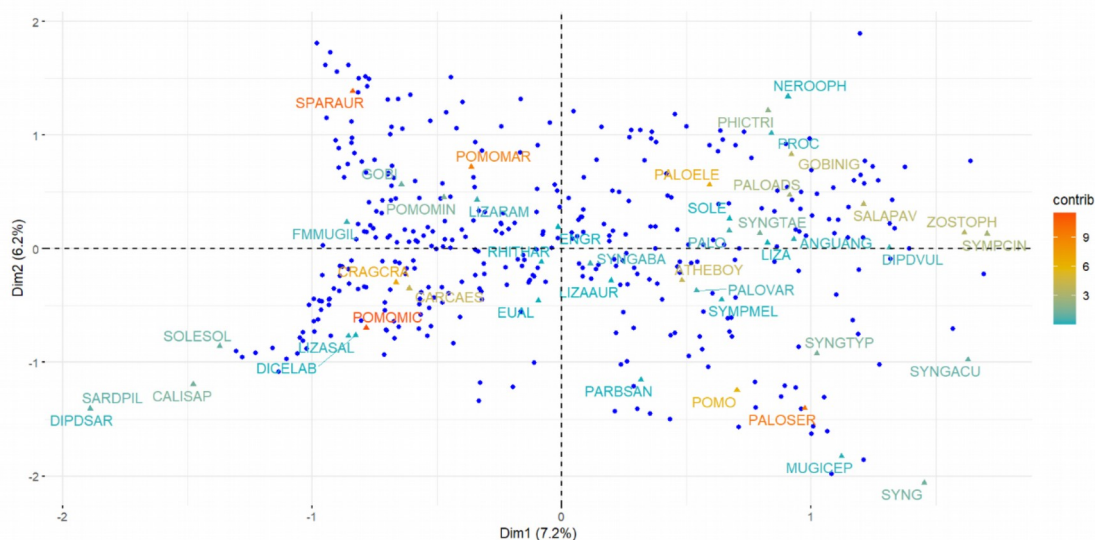


Figure 4.9 : Biplot de l'AFC espèces-sites sur les deux premiers axes

Selon l'analyse interclasse, les effets "Granulométrie" et "Couverture végétale" (non représentés) n'expliquent respectivement que 4 % et 2 % de la variabilité. Malgré des probabilités significatives ($p < 0,05$), ces facteurs apparaissent très marginaux dans la structuration des communautés benthodémersales. L'AFC interclasses selon le facteur "lagune" montre quant à lui que ce facteur prend en compte 13% de l'inertie totale du tableau. Ainsi, une partie de la variabilité du jeu de données serait attribuée aux différences de communautés entre les lagunes. La lagune de Berre, dont les sites d'échantillonnage semblaient montrer une certaine originalité du point de vue environnemental, abritait néanmoins de nombreuses espèces communes aux autres lagunes (Figure 4.10).

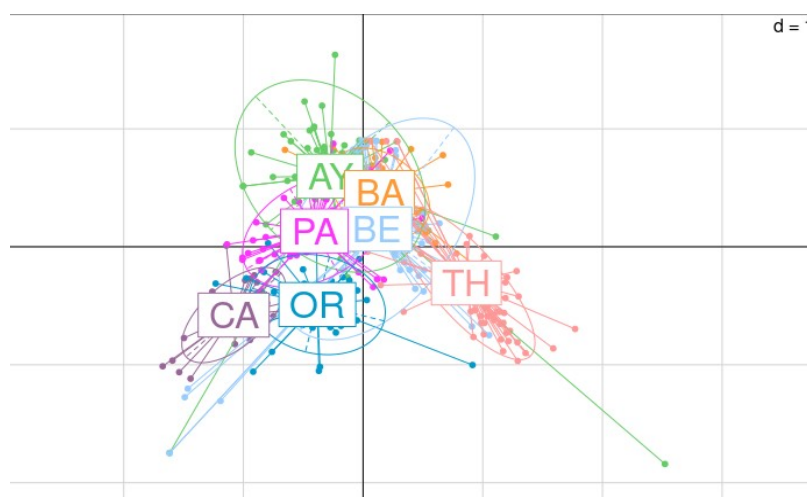


Figure 4.10 : Projection de l'analyse interclasses selon le facteur "Lagune" sur le premier plan factoriel de l'AFC

L'organisation des lagunes sur cette analyse oppose les communautés benthodémersales observées dans les lagunes de Canet et de l'Or aux communautés observées dans la lagune de Thau. Les communautés observées sur les lagunes d'Ayrolle, de Bages-Sigean, de Berre et des Palavasiens (Arnel et Prévost) seraient en revanche très similaires.

D'autres analyses multivariées ont été réalisées, notamment dans le cadre du stage de L. Orozco, dont le mémoire est à retrouver en annexe de ce rapport (Annexe 1). Ces analyses ont cherché, par l'intermédiaire d'une Analyse Canonique des Correspondances (CCA, Ter Braak, 1986) à quantifier la relation entre les variables environnementales et l'abondance des espèces qui constituent les communautés benthodémersales. Cette analyse a été complétée par une analyse RLQ (Dray *et al.*, 2014) afin de caractériser les liens environnement - communautés - traits fonctionnels. A l'instar des analyses précédentes, les résultats obtenus ne montrent qu'une structuration faible des peuplements, avec la lagune jouant comme le facteur principal autour duquel les peuplements s'articulent.

4.3 Quantification de la biodiversité des communautés benthodémersales et des peuplements

Les approches de construction d'un indice multimétrique de qualité écologique des masses d'eau requièrent en préambule la construction d'un ensemble de métriques de biodiversité (Souza *et al.*, 2020). Par exemple, dans l'exercice concernant la caractérisation de l'état écologique de la lagune de Venise qui a servi d'inspiration au plan d'échantillonnage proposé par INPOLAG (Zucchetta *et al.*, 2020), pas moins de 75 métriques sont proposées, couvrant des aspects taxonomiques, trophiques ou fonctionnels. Nous proposons donc dans cette partie **la production d'une série exhaustive de métriques de biodiversité** à partir des données produites par l'échantillonnage INPOLAG (incluant à la fois les poissons et les crustacés). Pour ce faire, nous nous concentrons sur l'échelle « lagune », car c'est à cette échelle que les informations concernant les pressions environnementales sont disponibles pour les lagunes méditerranéennes (Partie 5).

4.3.1 Proportion des groupes taxonomiques dans les communautés benthodémersales

À l'échelle des 20 grands taxons¹ définis dans la partie 4.1, les espèces de poissons appartenant aux taxons *Gobiidae* et *Syngnathidae*, sont présents dans chaque lagune et sont les taxons les plus abondants (Tableau 4.1). Au-delà, les espèces de poissons appartenant aux taxons des *Atherinidae*, et les espèces de crustacés appartenant aux taxons des *Carcinidae*, *Crangon* et *Palaemon* peuvent être localement abondants. Les autres taxons sont observés ponctuellement, dans des proportions faibles à nulles en fonction des lagunes.

¹ *Anguilla*, *Atherinidae*, *Portunidae*, *Carcinidae*, *Crangon*, *Dicentrarchus*, *Diplodus*, *Clupeidae*, *Eualus*, *Mugilidae*, *Gobiidae*, *Syngnathidae*, *Palaemon*, *Blennioidei*, *Philocheras*, *Processa*, *Panopeidae*, *Soleidae*, *Sparus*, *Symphodus*

Tableau 4.1 : Proportion des 20 taxons au sein du peuplement pour chaque des lagunes

	% d'individus par clades						
	AY	BA	BE	OR	PA	TH	CA
Anguilla	0	0.22	0	0	0.05	0.15	0
Atherinidae	1.44	40.63	13.97	13.93	13.06	15.26	7.14
Portunidae	0	0	0	0	0	0	1.23
Carcinidae	8.39	0	1.3	2.18	20.05	2.42	8.37
Crangon	40.29	9.15	6.43	9.91	13.87	0.07	19.58
Dicentrarchus	0.08	0	0	0	0	0	0
Diplodus	0	0	0	0	0.05	0.55	0.06
Clupeidae	0	0	0	0	0.05	0.04	2.4
Eualus	0.15	0	0	0	0	0	0
Mugilidae	2.34	1.32	3.17	0.1	0.1	0.15	3.02
Gobiidae	23.28	19.07	43.55	34.24	39.95	25.28	52.83
Syngnathidae	14.59	19.29	3.35	10.69	1.82	6.27	2.46
Palaemon	2.12	9.59	20.49	25.53	4.86	37.45	1.42
Blennioidei	0.08	0	1.86	0.24	0.05	4.15	0.06
Philocheras	0.08	0	0	0	0	3.3	0
Processa	0	0	0	0	0.05	0.07	0
Panopeidae	0	0	1.12	2.27	0	0	0
Soleidae	0	0	0	0	0.2	0	1.11
Sparus	7.18	0.61	4.75	0.87	5.77	2.6	0.31
Symphodus	0	0.11	0	0.05	0.05	2.24	0

4.3.2 Diversité taxonomique : Indices de Hill

L'indice proposé par Hill (1973) est une généralisation mathématique des principaux indices de diversité. Il s'écrit :

$${}^q D = \left(\sum_{i=1}^S p_i^q \right)^{\frac{1}{1-q}}$$

Il est de fait une moyenne généralisée d'ordre q des abondances relatives des espèces. L'ordre q détermine le poids des espèces abondantes². Plus il est élevé, et plus elles ont un poids important dans la mesure de diversité. Ainsi, à $q=0$, la mesure de diversité est indépendante des fréquences relatives des espèces : c'est la richesse spécifique. L'utilisation classique de la diversité de Hill est de calculer D pour différentes valeurs de q , et constituer ainsi un profil de diversité (Figure 4.11).

² plus la fréquence d'une espèce est importante plus son poids est important

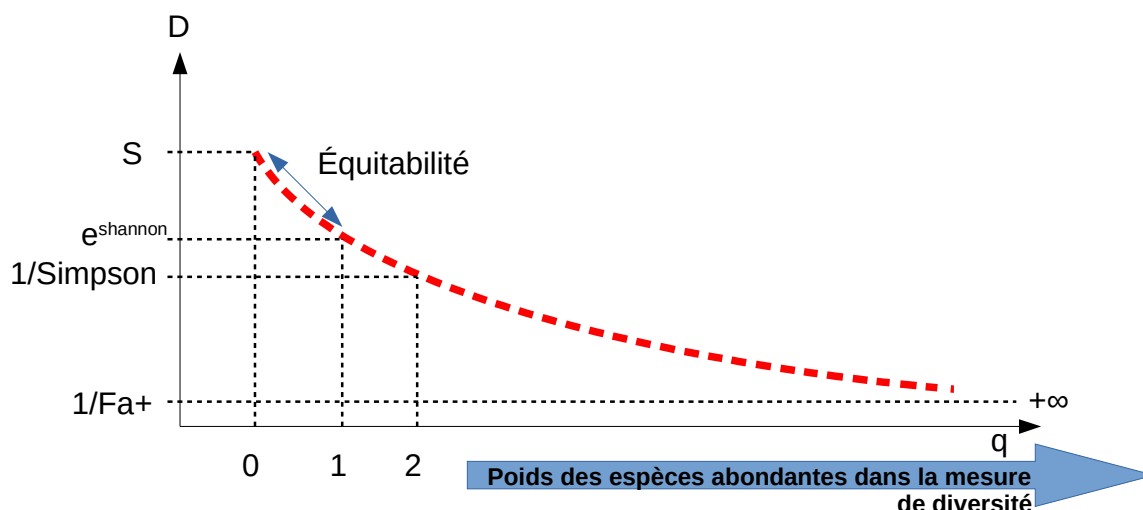


Figure 4.11 : Représentation schématique des différents indices de diversité le long d'un profil de Hill

Ce profil, nécessairement décroissant, est en lien avec différentes mesures classiques de diversité. Lorsque $q=0$, il correspond donc à la richesse spécifique de l'échantillon. Sa limite lorsque $q \rightarrow 1$ est lié à l'indice de Shannon. Lorsque $q=2$, la valeur de D est en lien avec l'indice de Simpson, et lorsque $q \rightarrow \infty$, $D \rightarrow$ vers la fréquence de l'espèce dominante. Enfin, la pente du profil est directement liée à un indice d'équitabilité. Lorsqu'un même biotope est échantillonné sur plusieurs sites, de manière répétée, l'indice de Hill peut être décomposé en diversité intra-site (diversité α), et en diversité inter-sites (diversité β). Ces deux mesures correspondent au partitionnement de la diversité globale, à l'échelle du biotope (diversité γ). Ce partitionnement peut être additif ou multiplicatif, nous préférons dans le cas de l'utilisation des indices de Hill le partitionnement multiplicatif qui a l'avantage d'aboutir à des mesures de diversité α et β indépendantes et chacune dans une unité de mesure distincte (nombre effectif d'espèces pour la diversité α , et nombre effectif de sites pour la diversité β). Ce partitionnement peut en outre être hiérarchique, si les sites d'échantillonnages, au sein d'un même biotope, peuvent être regroupés selon une typologie particulière, par exemple un habitat.

Dans le cadre de l'échantillonnage mené dans le projet INPOLAG, nous avons retenu le type de couverture (« Sédiment Nu », « Macro-algues », « Phanérogames ») comme niveau d'agrégation intermédiaire pour décrire les différents habitats au sein d'une lagune. Ainsi, pour une lagune donnée, et une valeur de q donnée, nous calculons

- (i) une valeur de diversité ${}^qD_\alpha$ qui correspond à la diversité moyenne d'un coup de senne au sein de la lagune et au sein du type de couverture,
- (ii) une valeur de diversité ${}^qD_{\beta\text{site}}$ « inter-site » qui correspond à l'hétérogénéité des communautés observées dans différents coups de senne au sein d'une même lagune et d'un même type de couverture,

(iii) une valeur de diversité ${}^qD_{\beta veg}$ « inter-vegetation » qui correspond à l'hétérogénéité des communautés observées entre différents types de couverture au sein d'une même lagune,

Ces trois quantités correspondent au partitionnement hiérarchique de la diversité totale (gamma) au sein de chaque lagune et qui s'exprime comme suit : ${}^qD_{\gamma} = {}^qD_{\alpha} \times {}^qD_{\beta site} \times {}^qD_{\beta veg}$. Pour plus de détails sur ces aspects méthodologiques, nous renvoyons le lecteur aux travaux de Hill (1973), Tuomisto (2010), et Certain and Planque (2015) pour une application concrète. Ainsi, pour chaque lagune, ${}^qD_{\alpha}$, ${}^qD_{\beta site}$ et ${}^qD_{\beta veg}$ ont été calculées pour 10 valeurs de q (0, 0.1, 0.25, 0.5, 0.75, 1.01, 1.5, 2, 3 et 5).

Le Tableau 4.2 résume les valeurs de **diversité de Hill à l'échelle des communautés benthodémersales** calculées à différents niveaux. Selon cet indice appliqué localement (diversité « Alpha Site »), les lagunes de Thau et de l'Or sont les plus diversifiées, tandis que l'Ayrolle montre des valeurs sensiblement plus faibles (Tableau 4.2). Sur le plan de la diversité « inter-sites » au sein d'un même type de couverture (diversité « Beta Site »), les lagunes de Thau, Berre et les lagunes palavasiennes montrent la plus forte hétérogénéité. La diversité « inter-vegetation » (diversité « Beta Veg ») est bien plus faible que la diversité « inter-site », avec néanmoins un peu plus de différences du côté de la lagune de Thau et des lagunes palavasiennes. Globalement (diversité « Gamma »), les lagunes les plus diversifiées sont les lagunes de Thau, de Berre, d'Ayrolle, et les lagunes palavasiennes.

Tableau 4.2 : Valeurs de l'indice de diversité de Hill au niveau des coups de senne (diversité Alpha Site), des coups de senne au sein d'une même strate de végétation (diversité Beta Site), du type de végétation (diversité Beta Veg) et au niveau des lagunes (diversité Gamma)

HILL - Alpha Site							
q	AY	BA	BE	OR	PA	TH	CA
0	4.44	5.55	5.59	5.69	5.23	6.42	5.28
0.1	4.22	5.19	5.18	5.39	4.97	6.00	4.93
0.25	3.93	4.72	4.65	4.99	4.62	5.43	4.48
0.5	3.53	4.08	3.96	4.47	4.13	4.68	3.90
0.75	3.23	3.60	3.45	4.07	3.75	4.11	3.48
1.01	2.98	3.22	3.06	3.75	3.42	3.67	3.16
15	2.66	2.73	2.59	3.33	2.98	3.12	2.76
2	2.44	2.41	2.29	3.03	2.66	2.77	2.51
3	2.16	2.04	1.96	2.63	2.26	2.36	2.19
5	1.87	1.69	1.64	2.20	1.87	1.94	1.86

HILL - Beta Veg							
q	AY	BA	BE	OR	PA	TH	CA
0	1.43	1.29	1.19	1.17	1.45	1.31	1.12
0.1	1.37	1.28	1.20	1.16	1.38	1.30	1.12
0.25	1.29	1.27	1.22	1.14	1.31	1.29	1.11
0.5	1.19	1.25	1.23	1.13	1.25	1.29	1.10
0.75	1.13	1.23	1.23	1.12	1.24	1.32	1.07
1.01	1.09	1.21	1.23	1.12	1.24	1.34	1.05
15	1.07	1.17	1.20	1.11	1.26	1.38	1.02
2	1.06	1.14	1.19	1.11	1.28	1.41	1.01
3	1.07	1.11	1.17	1.12	1.33	1.46	1.00
5	1.08	1.14	1.20	1.15	1.42	1.51	1.00

HILL - Beta Site							
q	AY	BA	BE	OR	PA	TH	CA
0	3.77	2.94	3.16	2.40	3.17	3.67	3.21
0.1	3.43	2.83	3.13	2.23	2.92	3.46	2.92
0.25	2.99	2.68	3.11	2.02	2.63	3.19	2.55
0.5	2.46	2.44	3.11	1.80	2.33	2.85	2.11
0.75	2.13	2.24	3.14	1.69	2.18	2.61	1.82
1.01	1.93	2.08	3.16	1.63	2.12	2.43	1.63
15	1.73	1.87	3.17	1.58	2.11	2.22	1.42
2	1.64	1.75	3.15	1.56	2.14	2.09	1.32
3	1.56	1.65	3.04	1.56	2.23	1.97	1.26
5	1.52	1.60	2.85	1.56	2.34	1.95	1.29

HILL - Gamma							
q	AY	BA	BE	OR	PA	TH	CA
0	24.00	21.00	21.00	16.00	24.00	31.00	19.00
0.1	19.90	18.77	19.51	13.86	20.08	27.00	16.09
0.25	15.20	15.97	17.63	11.52	15.94	22.37	12.71
0.5	10.34	12.46	15.19	9.11	12.04	17.25	9.01
0.75	7.76	9.97	13.35	7.73	10.09	14.12	6.80
1.01	6.29	8.12	11.87	6.83	8.98	12.00	5.41
15	4.92	5.97	9.89	5.84	7.89	9.59	4.02
2	4.24	4.80	8.55	5.25	7.31	8.20	3.36
3	3.59	3.74	6.98	4.58	6.72	6.78	2.78
5	3.08	3.08	5.63	3.96	6.22	5.70	2.41

4.3.3 Extension Fonctionnelle de Chiu

Les indices de diversité de Hill sont purement taxonomiques. Or, lors des échantillonnages, la taille a été systématiquement mesurée chez tous les individus. Ce trait, en milieu aquatique, peut-être perçu comme un proxy de leur position dans le réseau trophique. Il s'agit donc d'une information d'importance pour décrire les différents peuplements, que nous avons pu intégrer aux indices de diversité de Hill grâce aux travaux de Chiu and Chao (2014). Ces derniers proposent l'ajout d'un pondérateur supplémentaire à la formule classique dérivée par Hill. Ce pondérateur produit une mesure de diversité qui donne plus de poids aux espèces caractérisées par une plus grande originalité fonctionnelle. Ces mesures d'originalité fonctionnelle peuvent être obtenues de n'importe quelle manière, pourvue qu'elle soit comprise entre 0 (pour deux espèces complètement similaires du point de vue fonctionnel) et 1 (complètement différentes). Dans notre application, nous avons dérivé cette mesure d'originalité fonctionnelle entre deux espèces en comparant leurs spectres de tailles respectifs via l'entropie quadratique de Rao.

En revanche, comme les mesures de tailles concernant les poissons (longueur totale) et les crustacés (longueur céphalothoraciques) ne sont pas les mêmes, nous avons explicitement séparés les deux taxons et produite séparément **des mesures de diversité de Chiu pour les peuplements poissons et pour les peuplements de crustacés** pour les mêmes valeurs de q que précédemment.

Selon l'indice de Chiu appliqué aux peuplements de poissons, les lagunes de Thau, de Canet et de Bages-Sigean sont les plus diversifiées localement (diversité « Alpha Site »), tandis que la lagune d'Ayrolle montre des valeurs sensiblement plus faibles (Tableau 4.3). Sur le plan de la diversité « inter-sites », au sein d'une même couverture végétale (diversité « Beta Site »), les lagunes de Thau, d'Ayrolle et de Berre montrent la plus forte hétérogénéité. Comme pour l'indice de Hill, la diversité « inter-végétation » (diversité « Beta Veg ») est bien plus faible que la diversité « inter-sites », toujours avec un peu plus de différences du côté de la lagune de Thau et des lagunes palavasiennes. De manière globale (diversité « Gamma »), les lagunes de Thau et les lagunes palavasiennes sont les plus diversifiées contrairement aux lagunes de l'Or et de Berre.

Selon l'indice de Chiu calculé sur les peuplements de crustacés, les lagunes de l'Or et de Canet sont les plus diversifiées localement (diversité « Alpha Site »), tandis que la lagune de Bages-Sigean montre des valeurs sensiblement plus faibles (Tableau 4.4). Sur le plan de la diversité « inter-sites » au sein d'une même couverture végétale (diversité « Beta Site »), les lagunes de Berre, de Thau et de Bages-Sigean montrent la plus forte hétérogénéité. La diversité « inter-végétation » (diversité « Beta Veg ») reste plus faible que la diversité « inter-sites », même si une différence peu marquée est visible pour les lagunes d'Ayrolle et les lagunes palavasiennes. De manière globale (diversité « Gamma »), les lagunes de Berre, de Thau et de l'Or sont les plus diversifiées en crustacés contrairement aux lagunes de Canet et aux lagunes palavasiennes.

Tableau 4.3 : Valeurs de l'indice de diversité de Chiu pour les peuplements de poissons au niveau des coups de senne (diversité Alpha Site), des coups de senne au sein d'une même strate de végétation (diversité Beta Site), du type de végétation (diversité Beta Veg) et au niveau des lagunes (diversité Gamma)

Chiu - Fish - Alpha Site								Chiu - Fish - Beta Veg							
q	AY	BA	BE	OR	PA	TH	CA	q	AY	BA	BE	OR	PA	TH	CA
0	2.44	3.88	3.28	3.26	3.65	4.21	3.99	0	1.56	1.46	1.23	1.49	1.88	1.53	1.58
0.1	2.30	3.63	3.04	3.05	3.45	3.96	3.74	0.1	1.49	1.44	1.24	1.42	1.80	1.49	1.52
0.25	2.11	3.29	2.72	2.78	3.17	3.60	3.40	0.25	1.40	1.40	1.24	1.35	1.70	1.44	1.43
0.5	1.83	2.80	2.27	2.40	2.75	3.07	2.94	0.5	1.30	1.35	1.25	1.31	1.57	1.38	1.32
0.75	1.59	2.42	1.92	2.11	2.40	2.62	2.58	0.75	1.25	1.30	1.24	1.33	1.52	1.36	1.27
1.01	1.40	2.11	1.65	1.89	2.10	2.24	2.30	1.01	1.25	1.25	1.22	1.38	1.50	1.37	1.25
15	1.13	1.71	1.31	1.60	1.71	1.72	1.93	15	1.29	1.19	1.20	1.46	1.52	1.43	1.30
2	0.96	1.46	1.11	1.42	1.45	1.38	1.72	2	1.34	1.15	1.19	1.50	1.55	1.51	1.38
3	0.78	1.20	0.89	1.20	1.18	1.01	1.49	3	1.42	1.12	1.19	1.50	1.63	1.62	1.48
5	0.62	0.99	0.69	0.98	0.95	0.70	1.30	5	1.47	1.14	1.27	1.40	1.76	1.73	1.55

Chiu - Fish - Beta Site								Chiu - Fish - Gamma							
q	AY	BA	BE	OR	PA	TH	CA	q	AY	BA	BE	OR	PA	TH	CA
0	5.58	4.08	3.47	2.18	3.91	4.64	3.11	0	21.18	23.19	13.96	10.57	26.92	29.92	19.59
0.1	5.25	3.92	3.46	2.04	3.61	4.48	2.92	0.1	18.02	20.47	13.01	8.86	22.45	26.37	16.57
0.25	4.80	3.69	3.49	1.87	3.24	4.27	2.68	0.25	14.24	17.03	11.81	7.03	17.40	22.09	13.05
0.5	4.22	3.37	3.62	1.68	2.83	4.03	2.36	0.5	10.04	12.73	10.25	5.30	12.24	17.09	9.17
0.75	3.83	3.14	3.80	1.58	2.62	3.89	2.09	0.75	7.64	9.82	9.04	4.45	9.52	13.90	6.84
1.01	3.57	2.96	3.99	1.54	2.52	3.81	1.85	1.01	6.21	7.80	8.05	3.99	7.95	11.70	5.30
15	3.34	2.76	4.28	1.53	2.49	3.72	1.44	15	4.87	5.60	6.73	3.56	6.45	9.16	3.62
2	3.26	2.65	4.45	1.56	2.52	3.66	1.16	2	4.23	4.45	5.85	3.33	5.68	7.60	2.74
3	3.28	2.52	4.59	1.67	2.58	3.63	0.93	3	3.65	3.39	4.88	3.01	4.94	5.91	2.05
5	3.49	2.39	4.64	1.87	2.62	3.89	0.84	5	3.20	2.68	4.06	2.58	4.40	4.74	1.70

Tableau 4.4 : Valeurs de l'indice de diversité de Chiu pour les peuplements de crustacés au niveau des coups de senne (diversité Alpha Site), des coups de senne au sein d'une même strate de végétation (diversité Beta Site), du type de végétation (diversité Beta Veg) et au niveau des lagunes (diversité Gamma).

Chiu - Crust - Alpha Site								Chiu - Crust - Beta Veg							
q	AY	BA	BE	OR	PA	TH	CA	q	AY	BA	BE	OR	PA	TH	CA
0	1.95	1.35	2.00	3.18	1.63	1.78	2.35	0	1.52	1.22	1.09	1.11	1.27	1.16	1.00
0.1	1.84	1.28	1.88	3.01	1.56	1.66	2.25	0.1	1.46	1.22	1.12	1.13	1.26	1.21	1.03
0.25	1.68	1.19	1.72	2.79	1.45	1.51	2.12	0.25	1.37	1.21	1.15	1.16	1.28	1.28	1.07
0.5	1.46	1.05	1.48	2.48	1.31	1.30	1.93	0.5	1.28	1.22	1.21	1.22	1.33	1.40	1.14
0.75	1.27	0.93	1.28	2.24	1.20	1.14	1.79	0.75	1.24	1.23	1.26	1.27	1.39	1.49	1.22
1.01	1.11	0.83	1.12	2.03	1.10	1.03	1.67	1.01	1.26	1.25	1.30	1.32	1.45	1.53	1.30
15	0.90	0.68	0.90	1.74	0.98	0.88	1.50	15	1.34	1.29	1.34	1.39	1.54	1.54	1.42
2	0.75	0.58	0.77	1.54	0.89	0.79	1.37	2	1.45	1.34	1.35	1.43	1.60	1.53	1.50
3	0.57	0.47	0.61	1.30	0.78	0.70	1.21	3	1.62	1.43	1.35	1.50	1.67	1.55	1.60
5	0.43	0.36	0.46	1.07	0.67	0.62	1.01	5	1.76	1.56	1.37	1.63	1.74	1.66	1.69

Chiu - Crust - Beta Site								Chiu - Crust - Gamma							
q	AY	BA	BE	OR	PA	TH	CA	q	AY	BA	BE	OR	PA	TH	CA
0	2.45	4.00	5.21	2.60	2.42	5.37	2.00	0	7.27	6.60	11.34	9.16	5.01	11.05	4.70
0.1	2.34	3.91	5.20	2.55	2.26	4.96	1.89	0.1	6.30	6.12	10.90	8.65	4.44	9.94	4.36
0.25	2.21	3.82	5.21	2.47	2.06	4.48	1.74	0.25	5.13	5.51	10.31	8.01	3.82	8.66	3.93
0.5	2.08	3.75	5.30	2.36	1.85	3.97	1.54	0.5	3.86	4.79	9.48	7.14	3.22	7.24	3.40
0.75	2.01	3.78	5.44	2.26	1.74	3.72	1.39	0.75	3.18	4.32	8.78	6.45	2.90	6.34	3.05
1.01	2.00	3.87	5.61	2.18	1.69	3.59	1.30	1.01	2.80	3.99	8.15	5.84	2.71	5.64	2.82
15	2.00	4.04	5.88	2.03	1.68	3.41	1.21	15	2.41	3.56	7.13	4.92	2.52	4.63	2.56
2	2.00	4.17	6.08	1.91	1.70	3.18	1.17	2	2.16	3.26	6.28	4.22	2.42	3.86	2.42
3	1.98	4.28	6.33	1.73	1.76	2.73	1.16	3	1.83	2.86	5.17	3.38	2.30	2.96	2.24
5	2.05	4.50	6.85	1.56	1.88	2.29	1.18	5	1.55	2.49	4.33	2.72	2.20	2.36	2.01

4.3.4 Mesures d'équitabilité

Des mesures d'équitabilité peuvent être dérivées des mesures de diversité précédemment présentées. Comme la pente du profil de diversité est inversement proportionnelle à l'équitabilité des communautés ou des peuplements (faible pente = forte équitabilité), nous utilisons l'inverse de cette pente comme mesure d'équitabilité pour chacun des indices de Hill et Chiu. Nous calculons donc l'équitabilité alpha $E_\alpha = \frac{1}{D_\alpha / q=1.01 / D_\alpha / q=0}$ et gamma

$E_\alpha = \frac{1}{D_\alpha / q=1.01 / D_\alpha / q=0}$ qui correspondent à la pente de la droite passant par les deux valeurs de diversité à $q=0$ et $q=1.01$.

L'équitabilité est en général plus forte à l'échelle globale de la lagune (équitabilité « gamma ») qu'à l'échelle du site d'échantillonnage (équitabilité « alpha », Tableau 4.5) : la lagune de l'Ayrolle par exemple présente une faible équitabilité locale, suggérant une forte dominance locale par une ou deux espèces sur les sites d'échantillonnage, mais une forte équitabilité globale, avec donc des communautés benthodémersales (indice de Hill) ou des peuplements (indice de Chiu) qui s'équilibrent à l'échelle de la lagune. La lagune de Berre s'écarte en revanche de ce schéma général avec une équitabilité locale plus forte que sur les autres lagunes et une équitabilité globale égale ou inférieure à l'équitabilité locale. Cela traduit un régime de dominance par une ou deux espèces plus marqué lorsque les données sont agrégées à l'échelle de la lagune.

Tableau 4.5 : Valeurs de l'indice d'équitabilité Alpha (au niveau du coup de senne) et Gamma (au niveau de la lagune) basée sur les indices de diversité de Hill (échelle des communautés benthodémersales) et Chiu (échelle des peuplements de poissons et de crustacés)

	Equitabilité						
	AY	BA	BE	OR	PA	TH	CA
HILL_alpha	1.49	1.72	1.82	1.52	1.54	1.75	1.67
HILL_gamma	3.85	2.56	1.75	2.33	2.70	2.56	3.57
CHIUfish_alpha	1.75	1.85	2.00	1.72	1.72	1.89	1.75
CHIUfish_gamma	3.45	2.94	1.72	2.63	3.33	2.56	3.70
CHIUcrust_alpha	1.75	1.64	1.79	1.56	1.47	1.72	1.41
CHIUcrust_gamma	2.56	1.67	1.39	1.56	1.85	1.96	1.67

4.3.5 Proportion des groupes fonctionnels dans la communauté benthodémersale

Les proportions en terme d'abondance (effectifs) associées aux modalités de chaque trait fonctionnel sont présentées dans le Tableau 4.6. Du point de vue de la position dans la colonne d'eau, les individus capturés lors des trois campagnes sont majoritairement des poissons benthiques exceptés sur la lagune de Bages-Sigean où une forte proportion de poissons sont pélagiques (notamment de l'espèce *Atherina boyeri*) a été observée. Du point de vue des usages, la classe « résidents estuariens » (correspondant ici aux espèces résidentes lagunaires) est largement majoritaire sur toutes les lagunes. Les proportions sont un peu plus contrastées du point de vue de la

reproduction : si la classe des espèces « pondant dans le sédiment » (Oi) est importante dans chaque lagune, d'autres types peuvent être ponctuellement importants comme les espèces « avec des œufs adhésifs » sur la lagune de Bages_Sigean (*Atherina boyeri*), ou les espèces « nidificatrices » sur les lagunes d'Ayrolle, de l'Or ou encore de Thau. Du point de vue trophique, les « omnivores » et les « benthivores » sont majoritaires sur toutes les lagunes, d'autres types trophiques pouvant également être abondants ponctuellement, comme les « hyperbenthivores-zooplanctonivores » sur la lagune de Bages-Sigean par exemple.

Tableau 4.6 : Proportion dans la communauté benthodémersale possédant chacune des modalités au sein de chaque trait (position dans la colonne d'eau, usage lagunaire, reproduction et fonctions trophiques). Pour le code de chaque trait, ce reporter à la Figure 2.4.

	% d'individus par types fonctionnels						
	AY	BA	BE	OR	PA	TH	CA
Pos_B	88.96	57.33	78.11	85.06	80.91	79.16	85.84
Pos_P	1.44	40.63	13.97	13.93	13.11	15.3	9.54
Pos_D	9.6	2.04	7.92	1.02	5.97	5.54	4.62
Usa_DI	0	0.22	0	0.1	0.05	0.15	0
Usa_ES	89.12	93.61	86.21	97.34	91.44	92.92	93.1
Usa_MM	10.81	6.17	13.79	2.51	8.41	3.01	4.43
Usa_MS	0.08	0	0	0.05	0.1	3.93	2.46
Rep_Op	9.6	2.15	7.92	0.97	6.18	2.93	6.83
Rep_Oa	1.44	40.63	13.97	13.93	13.06	15.26	7.14
Rep_Oi	65.61	38.04	32.7	50.58	40.66	49.6	33.07
Rep_Ob	0	0	0	0	0.05	0.55	0.06
Rep_On	23.36	19.18	45.41	34.53	40.05	31.66	52.89
Tro_BP	8.16	2.26	6.85	0.87	9.97	9.87	0.43
Tro_HZ	3.78	46.03	13.97	13.93	13.06	18.38	7.14
Tro_Ov	53.44	20.07	34.37	40.23	38.99	47.62	33.74
Tro_HP	0	0	0	0	0.05	0.55	0
Tro_PI	0	0	0	0	0.05	0.04	2.4
Tro_HB	12.24	13.89	3.35	10.69	1.82	3.15	2.46
Tro_B	22.37	17.75	41.45	34.28	36.05	20.4	53.82

4.3.6 Métriques liées à la taille des poissons

Nous avons enfin construit deux métriques permettant de caractériser simplement les peuplements de poissons du point de vue des spectres de tailles observés. En observant la forme des spectres de taille observés sur chaque lagune (toutes espèces et habitats confondus), nous avons remarqué une distribution bimodale systématique (Figure 4.12), sur laquelle il est aisé d'ajuster une loi de mélange bi-normale. A partir de cet ajustement, deux indicateurs descriptifs de la structure en taille des peuplements de poissons ont pu être tirés :

- (i) la proportion de poissons de petites tailles, mesurés comme la probabilité qu'un individu se situe au sein de la première distribution gaussienne (en rouge sur la Figure 4.12), et
- (ii) la taille moyenne des individus de grande taille, exprimée comme la valeur moyenne de la deuxième gaussienne (en vert sur la Figure 4.12).

Le résultat de ces deux indicateurs est présenté par lagune dans le Tableau 4.7.

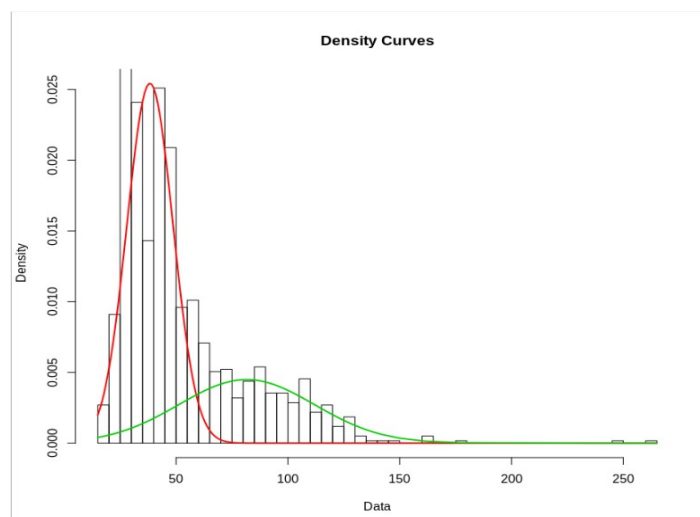


Figure 4.12 : Exemple de distribution des individus en fonction de leur taille pour la lagune de Bages-Sigean. Les courbes rouge et verte correspondent à l’ajustement de deux gaussiennes.

Tableau 4.7 : Proportion de poissons dans les peuplements de poissons, proportion de poissons de petites tailles et taille moyenne des individus de grande taille pour les 8 lagunes échantillonnées

	Métriques de taille						
	AY	BA	BE	OR	PA	TH	CA
% de poissons	48.98	81.26	70.66	60.11	61.16	56.68	69.4
% de poissons petits	63.23	69.43	57.65	65.22	85.12	69.2	88.12
Taille moy. des gros (mm)	84	81	56	63	61	80	59

Les lagunes palavasiennes et la lagune de Canet sont marquées par les plus grandes proportions de poissons de petites tailles (>85%). Les poissons les plus « grands » (taille moyenne autour de 80 mm) ont en revanche été capturés sur les lagunes d’Ayrolle, de Bages-Sigean et de Thau.

5 Analyse des pressions anthropiques

Les métriques et indices permettant d'évaluer l'état écologique DCE des masses d'eau doivent être sensibles aux pressions anthropiques. Depuis 2018, l'Agence Rhône Méditerranée Corse (AERMC) réalise une évaluation des impacts et pressions des eaux de transition lagunaires dans le cadre du SDAGE (AERMC, 2018). Cette évaluation s'appuie sur les méthodes élaborées dans les études préliminaires d'Ifremer (Meinesz *et al.*, 2013 ; Derolez *et al.*, 2014). Ces études ont montré que les indicateurs des éléments de qualité « physico-chimie de l'eau », « phytoplancton », « macrophytes » et « macrofaune benthique » répondaient majoritairement à la pression d'eutrophisation (à partir des données de pressions de 2010-2012 et des données d'état DCE de 2009-2012). Une actualisation de ce travail a été effectuée dans le cadre d'INPOLAG au cours d'un stage de Master 1 (Millot, 2021, Annexe 2). Les données d'état écologiques ont également été complétées avec deux métriques de diversité des poissons à partir des données de la campagne INPOLAG de l'automne 2020 (19/10/2020 au 30/11/2020, partie 5.2.2). Cette analyse a été poursuivie par un atelier en 2022 regroupant 7 experts, visant à proposer des pistes pour une spatialisation plus fine des données de pressions.

5.1 Données utilisées et méthodes d'analyses

Les données de pression et des caractéristiques hydromorphologiques ont été recueillies sur les 19 masses d'eau de transition lagunaires poly-et eu-halines suivies au titre des contrôles de surveillance DCE afin de fournir une vision complète des gradients présents en Méditerranée. Parmi ces masses d'eau, les 7 masses d'eau du projet INPOLAG (Canet, Ayrolle, Bages-Sigean, Thau, Palavasiens-Est (Arnel et Prévost), Or et Berre) ont fait l'objet du recueil des données d'état écologique en vue de leur comparaison aux données de pression et aux variables hydromorphologiques. Les données de pressions anthropiques et des caractéristiques hydromorphologiques n'étant disponibles qu'à l'échelle des lagunes (et de leurs bassins-versants), les données d'état écologique ont dû être agrégées à la même échelle en vue des analyses comparatives.

5.1.1 Recueil et sources des données

5.1.1.1 Données sur les pressions anthropiques et les caractéristiques hydromorphologiques

Les données de pressions collectées concernent les pressions polluantes et les pressions directes sur le vivant résultant d'activités humaines. Elles sont déclinées en 12 variables, dont 8 ont été actualisées (Tableau 5.1). Ces données sont complétées par 15 variables sur les caractéristiques hydromorphologiques des lagunes et de leurs bassins-versants (dont 4 ont été actualisées), et par 6 variables sur l'état chimique des lagunes (actualisées avec les données de la campagne DCE 2018,

Tableau 5.2). Ces dernières sont considérées comme des proxy de la pression chimique pesant sur les lagunes.

Tableau 5.1 : Variables de pressions polluantes et pressions directes sur le vivant. La signification des variables, leur date d'acquisition et leur source sont indiquées. Les données actualisées par rapport aux travaux de Meinesz *et al.* (2013) et Derolez *et al.* (2014) sont en orangé.

Famille de variable		Signification	Code des Variables	Type de variable	Date et sources	
Pressions polluantes et directes sur le vivant	Rejets d'assainissement	Capacité des STEP	Cap_STEP	Quantitative	2015 (AERMC : données mises à disposition par S. Maillard*)	
		Flux de phosphate, matière organique, et matière en suspension	P/MO/MES STEP			
	Rejets hors bassin versant	Apport de phosphate hors bassin versant	Apport_P_HBV	Semi-qualitative (0 : nul ; 1 : faible ; 2 : moyen ; 3 : fort)		
	Rejets industriels	Flux de phosphate et matière organique par les industries	Pindus	Quantitative		
			MOindus			
	Rejets agricoles	Flux de phosphate par l'agriculture	Pagri	Quantitative		2012 (Corine Land Cover : données mises à disposition par S. Maillard/AERMC)
	Rejets urbains	Flux de phosphate par le ruissellement	Pruis			
	Sédiment	Stock sédimentaire d'azote, phosphate et matière organique	Stock_sed_N/P/MO			2018 (Ouisse et al., 2020)
	Activités humaines	Nombre de pêcheurs professionnels Réglementation de pêche appliquée : autorisée ou non Production moyenne de coquillages par an Niveau de pression par les espèces invasives	Pêche_pro	Qualitative (peu ; moyen ; fort)		2010(Meinesz et al., 2013)
			Pêche_lois	Semi-qualitative (1 : autorisée ; 0 : non autorisée)		
Prod_conch			Qualitative (absence ; moyen ; fort)			
Espinva			Semi-qualitative (0 à 3)			

Tableau 5.2 : Variables de caractéristiques hydromorphologiques et variables d'état chimique des lagunes. La signification des variables, leur date d'acquisition et leur source sont indiquées. Les données actualisées par rapport aux travaux de Meinesz *et al.* (2013) et Derolez *et al.* (2014) sont en orangé.

Famille de variable		Signification	Code des variables	Type de variable	Date et source
Pressions hydromorphologiques	Morphologie générale	Superficie lagune	Superf_lag	Quantitative	2013 (Aquascop 2014)
		Superficie bassin versant	Superf_bv		
		Profondeur moyenne	Prof_moy		
	Dynamique hydrologique	Taux de renouvellement journalier de la masse d'eau	Tx_renouvel	Qualitative (nul ; faible ; moyen ; important)	2012 (Fiandrino <i>et al.</i> , 2012)
		Degrés d'échange avec la mer	Echange_mer		
		Ecart de salinité mer-lagune	Ecarts_sal_moy	Quantitative	2004-2011 (Derolez <i>et al.</i> , 2012)
		Nature de la communication avec la mer	Comm_mer	Qualitative (temporaire ; absente ; permanente)	2013 (Aquascop 2014)
		Degrés d'artificialisation du lido*	Artif_lido	Qualitative (abs de lido ; lido naturel ; partiellement ; totalement artificialisé)	
		Ecart de salinité spatial	Gradient_sal	Quantitative	
		Type halin	Type_sal	Qualitative (euhaline ; polyhaline)	
	Morphologie de bordure	Sinuosité de la bordure	Sinuosite	Semi-quantitative (0 à 8)	2012 (Corine Land Cover données mises à disposition par S. Maillard/AERMC)
		Surface des marais, zone humide rapportée à la lagune	Smarais_Slag	Quantitative	
			Szhumide_Slag		
Etat chimique	Composés organiques	Sommes de concentrations en 14 pesticides, 3 médicaments, 4 HAP	S_pesticide	Quantitative	2018 (Bouchoucha <i>et al.</i> , 2019)
			S_medicament		
			S_HAP		
	Concentration en DDT	DDT_tot			
	Métaux	Concentrations en cadmium dans l'eau et dans le biote	Cd_eau		
			Cd_biote		
		Concentrations en plomb, cobalt, fer, argent et nickel	Pb/Co/Fe/Ag/Ni		

5.1.1.2 Données sur l'état écologique

Les données de la campagne DCE 2018 (2015 pour la macrofaune) ont été recueillies pour les éléments de qualité « physico-chimie de l'eau », « phytoplancton », « macrophytes » et « macrofaune benthique » et complétées par deux métriques de diversité des communautés : richesse

spécifique (S) et diversité de Shannon-Wiener (H', Tableau 5.3). Alors que la richesse spécifique correspond au nombre d'espèces observées à chaque coup de senne, l'indice de Shannon prend également en compte l'abondance relative de chaque espèce. Ces deux métriques ont été retenues dans le cadre de cette analyse exploratoire car elles sont utilisées dans des indicateurs « Poisson » européens tels que le HFBI (Habitat Fish Bioindicator Index) en Italie et le Greek FBI (Fish Based Index) (Aliaume *et al.*, 2019). Ces deux métriques ont été calculées à partir des données de la campagne INPOLAG de l'automne 2020.

Tableau 5.3 : Variables d'état écologique DCE des lagunes et de richesse et diversité spécifique des poissons. La signification des variables, leur date d'acquisition et leur source sont indiquées. Les données actualisées par rapport aux travaux de Meinesz *et al.* (2013) et Derolez *et al.* (2014) sont en orangé.

Familles de variable		Signification	Code des variables	Type de variable	Date et source
Etat écologique	Physico-chimie de l'eau	Métriques de l'état physico-chimique (Percentile 90 des concentrations en azote et phosphore totaux dans l'eau)	NT	Quantitative	2013-2018(Bouchoucha <i>et al.</i> , 2019)
			PT		
	Indicateur "phytoplancton"	Métriques d'abondance et de biomasse	EQRa_phy		
			EQRb_phy		
	Indicateur "macrophyte"	Métriques d'abondance et de composition	EQRa_mac		
			EQRc_mac		
	Indicateur "macrofaune benthique"	Métriques de richesse spécifique, de Shannon et AMBI	S_benthos		2015(Pelaprat <i>et al.</i> , 2016)
			H_benthos		
			AMBI		
	Métriques "poisson"	Richesse spécifique et diversité de Shannon	S_poisson		2020(Motte <i>et al.</i> , 2020)
H_poisson					

5.1.2 Méthodes pour l'analyse exploratoire des données

5.1.2.1 Pré-traitement des données

Les données de pressions polluantes quantitatives ont été préalablement pondérées par le volume des lagunes afin d'en intégrer l'influence sur les variables (effet de dilution) (Meinesz *et al.*, 2014). Certains contaminants chimiques ont été regroupés en sommant leurs concentrations par famille : pesticides, médicaments et hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) (Tableau 5.2). Pour les substances individuelles, les concentrations mesurées inférieures à la limite de quantification (LQ) sont remplacées par la LQ divisée par deux, et par 0 dans le cas des familles de substances.

Pour les masses d'eau suivies composées de plusieurs lagunes (cas du complexe palavasien par exemple), les données d'état écologique et d'état chimique ont été moyennées par masse d'eau. Pour les lagunes suivies sur plusieurs stations, les données ont d'abord été moyennées par lagune puis par masse d'eau.

Il est à noter que selon les catégories de variables, les données n'étaient pas disponibles pour la totalité des 19 masses d'eau lagunaires. Ainsi, seules 17 masses d'eau sont représentées pour les variables hydromorphologiques et 14 pour les variables d'état chimique.

5.1.2.2 Analyses exploratoires

La répartition des lagunes au sein des **pressions polluantes, chimiques et hydromorphologiques** a été étudiée par des analyses factorielles : Analyse en Composantes Principales (ACP) dans le cas de variables quantitatives et Analyse Factorielle de Données Mixtes (AFDM) pour des jeux de données mêlant des variables quantitatives et qualitatives. Les individus, ici les masses d'eau lagunaires (17 ou 14 selon les cas), sont ordonnés dans un espace factoriel à deux dimensions. Seuls les deux premiers axes des analyses factorielles ont été conservés, d'après le « critère du coude » évalué sur l'éboullis des valeurs propres.

Les pressions directes sur le vivant de nature qualitative sont traitées comme variables illustratives car elles n'ont pas pu être pondérées par le volume des lagunes. Les variables pressions polluantes « flux d'azote » ont été supprimées car trop corrélées aux flux de phosphate (coefficient de corrélation de Spearman, $R_s > 0,80$), qui fournissent une information suffisante quant à la pression d'eutrophisation anthropique.

L'ACP sur les données **d'état écologique** a été effectuée uniquement sur les 7 masses d'eau d'INPOLAG. Les liens entre ces données d'état écologique et les données de pression, de caractéristiques hydrologiques et d'état chimiques ont été analysés au moyen des coefficients de corrélation de Spearman (R_s).

5.1.3 Vers une spatialisation des données de pression

Un atelier de travail d'une demi-journée a été organisé en visio-conférence le 19/09/2022, réunissant 8 experts des écosystèmes lagunaires et/ou des poissons : Nathalie Barré (Pôle Relais Lagunes), Annie Fiandrino (DS/Ifremer), Catherine Aliaume (MARBEC/Univ. Montpellier) et Nicolas Cimiterra, Vincent Ouisse, Sandrine Vaz, Dominique Munaron et Valérie Derolez (MARBEC/Ifremer). L'objectif était d'identifier des secteurs par masse d'eau, qui seraient exposés à des niveaux ou des catégories différentes de pressions anthropiques. Un premier travail de zonation pour 5 des masses d'eau INPOLAG a été effectué en s'appuyant sur les connaissances expertes des participants.

5.2 Analyse exploratoire des liens entre pressions anthropiques et indicateurs d'état DCE

5.2.1 Niveaux et diversité des pressions selon les lagunes

Les deux premiers axes de l'AFDM concernant les caractéristiques hydromorphologiques (Figure 5.1) expliquent 47,2% de la variabilité totale. L'axe 1 (25,9% de la variabilité) est corrélé le plus fortement à l'artificialisation du lido et aux pourcentages de berges naturelles et de berges artificialisées. L'axe 2 (21,3% de la variabilité) est corrélé positivement à trois variables de dynamique hydrologique : le gradient spatial de salinité intra-lagune, le taux de renouvellement de l'eau et l'écart de salinité mer-lagune. Le graphique des individus (Figure 5.1 à gauche) montre une bonne répartition des masses d'eau INPOLAG le long de l'axe 2 piloté par la dynamique hydrologique. Sur l'axe 1, les lagunes de Berre, de Thau et les lagunes palavasiens-Est se distinguent de l'Or et de Bages-Sigean par des berges plus artificialisées.

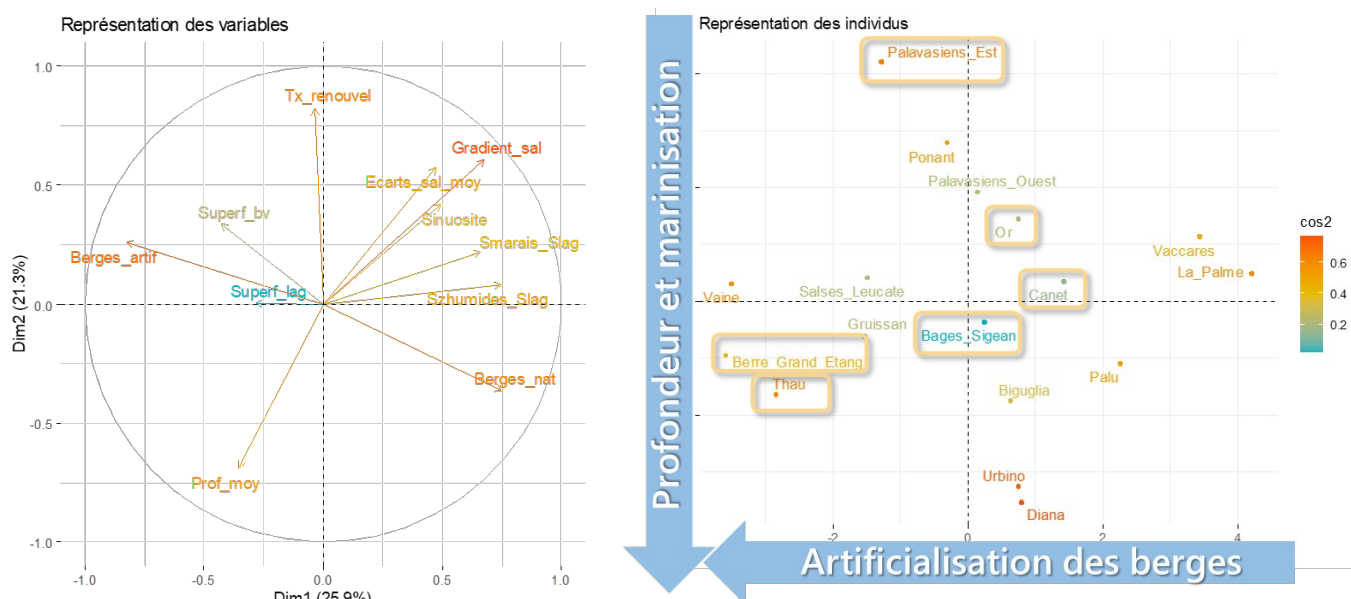


Figure 5.1 : Représentation des variables (cercle de corrélation à gauche) et des 17 masses d'eau lagunaires (à droite) dans l'ACP des caractéristiques hydromorphologiques. Les lagunes INPOLAG sont encadrées en beige. Les flèches représentent les principaux gradients issus du cercle de corrélation. Les variables et les masses d'eau sont colorées selon leur niveau de qualité de représentation dans l'ACP (\cos^2).

Les deux premiers axes de l'AFDM concernant les pressions polluantes et directes sur le vivant (Figure 5.2) représentent 38% de la variabilité totale. L'axe 1 (24,5% de la variabilité) est corrélé positivement à la majorité des variables de pression et peut être interprété comme un gradient de pressions polluantes (rejets urbains et agricoles). Les variables correspondant aux rejets et capacités des stations d'épuration des eaux usées (STEP) y contribuent le plus, suivies par les rejets issus de l'agriculture et des surfaces urbanisées. L'axe 2 (13,5% de la variabilité) est corrélé aux rejets industriels. Le graphique des individus (Figure 5.2 à droite) permet d'observer une bonne répartition des masses d'eau INPOLAG le long du gradient de pollution avec

Ayrolle, Thau, et Bages-Sigean recevant de leur bassin versant moins de polluants que l'Or, les Palavasiens-Est et surtout Canet. L'axe 2 discrimine uniquement Berre, l'une des seules masses d'eau lagunaire à recevoir des rejets industriels.

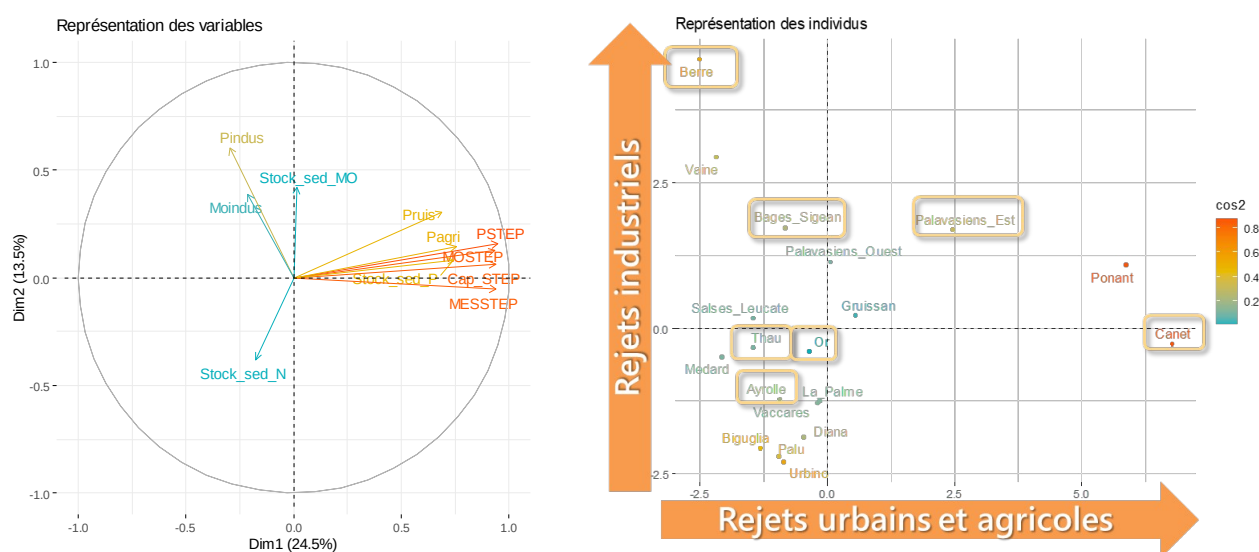


Figure 5.2 : Représentation des variables (cercle de corrélation à gauche) et des 19 masses d'eau lagunaires (à droite) dans l'ACP des données de pression. Les lagunes INPOLAG sont encadrées en beige. Les flèches représentent les principaux gradients issus du cercle de corrélation. Les variables et les masses d'eau sont colorées selon leur niveau de qualité de représentation dans l'ACP (\cos^2).

Les deux premiers axes de l'ACP concernant l'état chimique (Figure 5.3) expliquent 57.4% de la variabilité totale. L'axe 1 (36,7% de la variabilité) est corrélé négativement aux concentrations en pesticides et en médicaments ainsi qu'aux concentrations plomb et fer. Il peut donc être interprété comme gradient de pollution organique et métallique (masses d'eau plus polluées à gauche). On remarque que les masses d'eau INPOLAG se répartissent bien le long de ce gradient : de l'Or, la plus contaminée à Berre la moins contaminée. L'Or et Bages-Sigean sont discriminés sur l'axe 2 (20,7 % de la variabilité) selon leurs concentrations en cadmium dans l'eau et le biote (plus faible concentration pour la lagune de l'Or et plus forte concentration pour la lagune de Bages-Sigean).

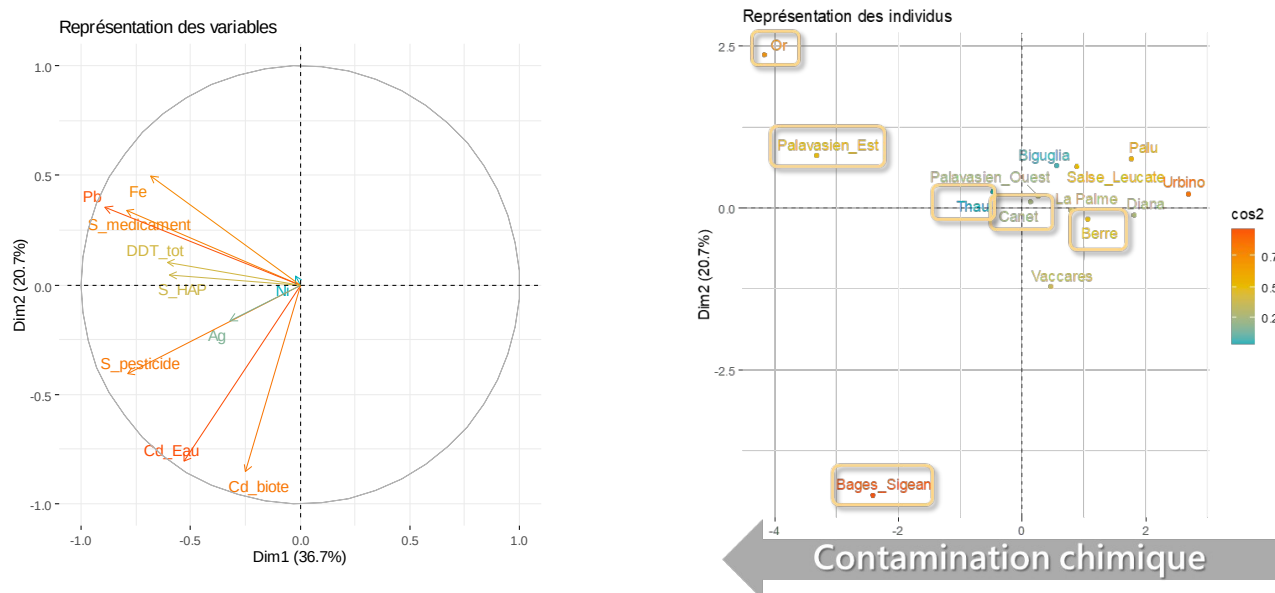


Figure 5.3 : Représentation des variables (cercle de corrélation à gauche) et des 14 masses d'eau lagunaires (à droite) dans l'ACP des données d'état chimique. Les lagunes INPOLAG sont encadrées en beige. La flèche représente le principal gradient issu du cercle de corrélation. Les variables et les masses d'eau sont colorées selon leur niveau de qualité de représentation dans l'ACP (\cos^2).

5.2.2 Corrélations entre pressions anthropiques et indicateurs d'état écologique DCE

Les deux axes de l'ACP concernant les données d'état écologique des 7 masses d'eau INPOLAG (Figure 5.4) représentent 77,1% de la variabilité totale. L'axe 1 (50,5% de la variabilité) est corrélé positivement à chacune des métriques des éléments de qualité « Phytoplancton » et « Macrophytes », ainsi qu'aux métriques de diversité et de richesse spécifique de l'indicateur « Macrofaune benthique ». L'axe 1 est au contraire corrélé négativement aux concentrations en NT et PT et moins fortement à la métrique AMBI de l'indicateur de « Macrofaune benthique », relative à la part des espèces polluo-sensibles. On observe donc le long de l'axe 1, un gradient de bon état écologique. Le graphique des individus (Figure 5.4 à droite) discrimine Thau, Bages-Sigean et l'Ayrolle, en meilleur état écologique, de l'Or, Berre et des Palavasiens-Est en moins bon état écologique. L'axe 2 (26,6% de la variabilité totale) est corrélé positivement aux métriques de richesse spécifique (S) et de diversité (H') des communautés benthodémersales (poissons et crustacés capturés à l'aide de la senne de plage) et discrimine les lagunes de Thau, de Bages-Sigean, de Berre et de Canet.

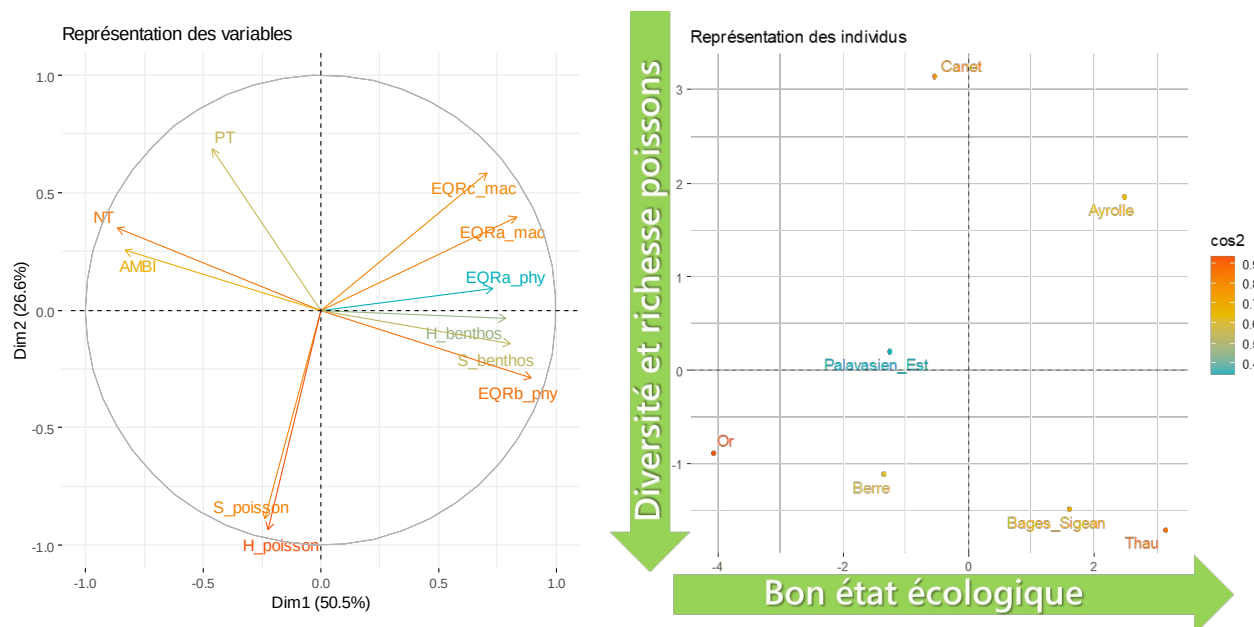


Figure 5.4 : Représentation des variables (cercle de corrélation à gauche) et des masses d'eau lagunaires (à droite) dans l'ACP des données d'état écologique mesurées dans les 7 masses d'eau lagunaires INPOLAG. Les flèches représentent les principaux gradients issus du cercle de corrélation. Les variables et les masses d'eau sont colorées selon leur niveau de qualité de représentation dans l'ACP (\cos^2).

La Figure 5.5 illustre les corrélations entre les variables d'état écologique des lagunes et les variables de pressions, les caractéristiques hydromorphologiques et d'état chimique, classées de gauche à droite selon les coefficients de corrélations de Spearman (R_s) décroissants. La figure met en évidence un premier groupe de variables de pression auquel répond négativement la plupart des métriques d'état écologique du « phytoplancton » et « macrophytes » : les concentrations médicaments, l'écart de salinité mer-lagune ainsi que toutes les variables de rejets urbains. Les coefficients de corrélation sont élevés dans l'ensemble ($-0,97 < R_s < -0,60$). Ces variables sont corrélées le plus fortement et positivement aux concentrations en NT, PT et à l'AMBI ($0,80 < R_s < 0,90$). La richesse spécifique (S) des communautés benthodémersales (poissons et crustacés) répond aux mêmes pressions que les autres indicateurs. Par contre, l'indice de diversité (H') des communautés benthodémersales (poissons et crustacés) est corrélé à des pressions différentes, dont le cadmium et plusieurs métriques de morphologie de l'habitat de bordure des lagunes (berges naturelles, berges artificialisées, ratio zone humide - marais/lagune). Cette particularité concernant les variables morphologiques confirme l'intérêt du suivi du compartiment « poissons + crustacés » pour compléter le diagnostic fourni par les autres éléments de qualité suivis en lagunes pour la DCE.

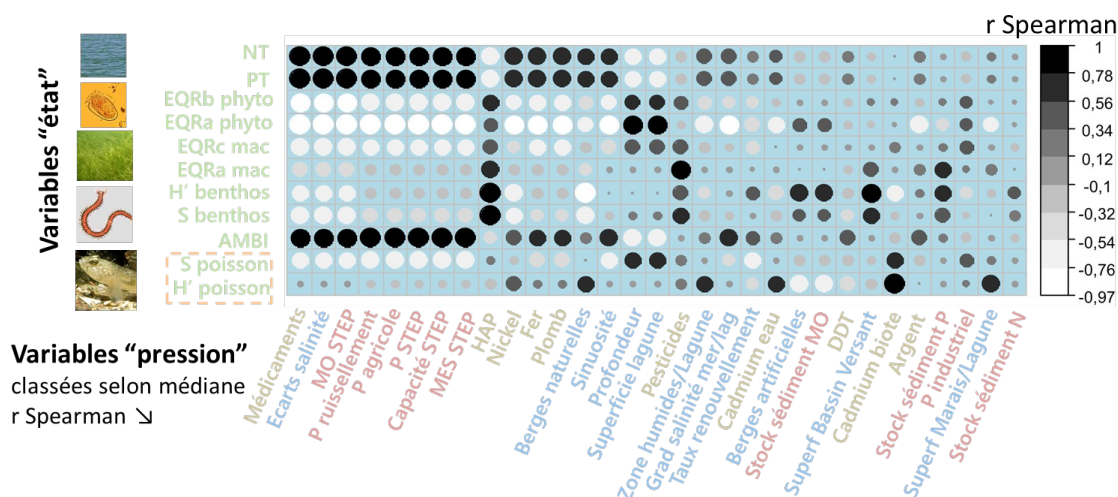


Figure 5.5 : Représentation des liens entre les variables d'état écologique (en lignes) et les pressions (en colonnes) selon le coefficient de corrélation de Spearman (R_s). Les variables de pressions sont triées de la plus importante à gauche, à la moins importante à droite, en fonction de la moyenne de la valeur absolue des coefficients de corrélation. Les métriques du compartiment « poisson » sont entourées.

Les corrélations de Spearman permettent en première approche de sélectionner des variables de pression potentiellement pertinentes pour l'élaboration d'un indicateur « poisson ». Cependant, des analyses statistiques plus poussées seraient à effectuer pour poursuivre ce travail. Ainsi, des modèles de régressions linéaires mixtes sont privilégiés dans la construction d'autres indicateurs « Poisson » européens (Breine *et al.*, 2015). Ils permettent d'intégrer, dans le calcul des corrélations, la localisation et les dates de prélèvement comme paramètres aléatoires et pallier ainsi à la dépendance de certaines données. L'usage d'un modèle bayésien semble également être une approche prometteuse pour choisir une combinaison objective de métriques en incorporant l'ensemble de l'information dans un réseau probabiliste (Tableau *et al.*, 2013).

Les suivis réalisés dans le cadre des campagnes INPOLAG ont été effectués à une échelle spatiale fine (10 à 22 stations par masse d'eau), adaptée à l'échelle des communautés benthodémersales collectées avec une senne de plage (individus peu mobiles, juvéniles) et représentant la diversité des habitats lagunaires (croisement entre la couverture végétale et la granulométrie, partie 2.4). Or, les données de pressions utilisées ci-dessus sont disponibles uniquement à l'échelle des masses d'eau, nécessitant l'agrégation des données de pêche et limitant ainsi les analyses de corrélation avec les pressions.

5.2.3 Vers une spatialisation des données de pression

Un atelier organisé en septembre 2022 a permis une première identification des secteurs lagunaires exposés à des niveaux ou des catégories différentes de pressions et d'échange avec la mer, pour 5 des 7 masses d'eau INPOLAG (Figure 5.6).

Les experts ont également identifié plusieurs pistes pour poursuivre ce travail, dont les principales sont listées ci-dessous :

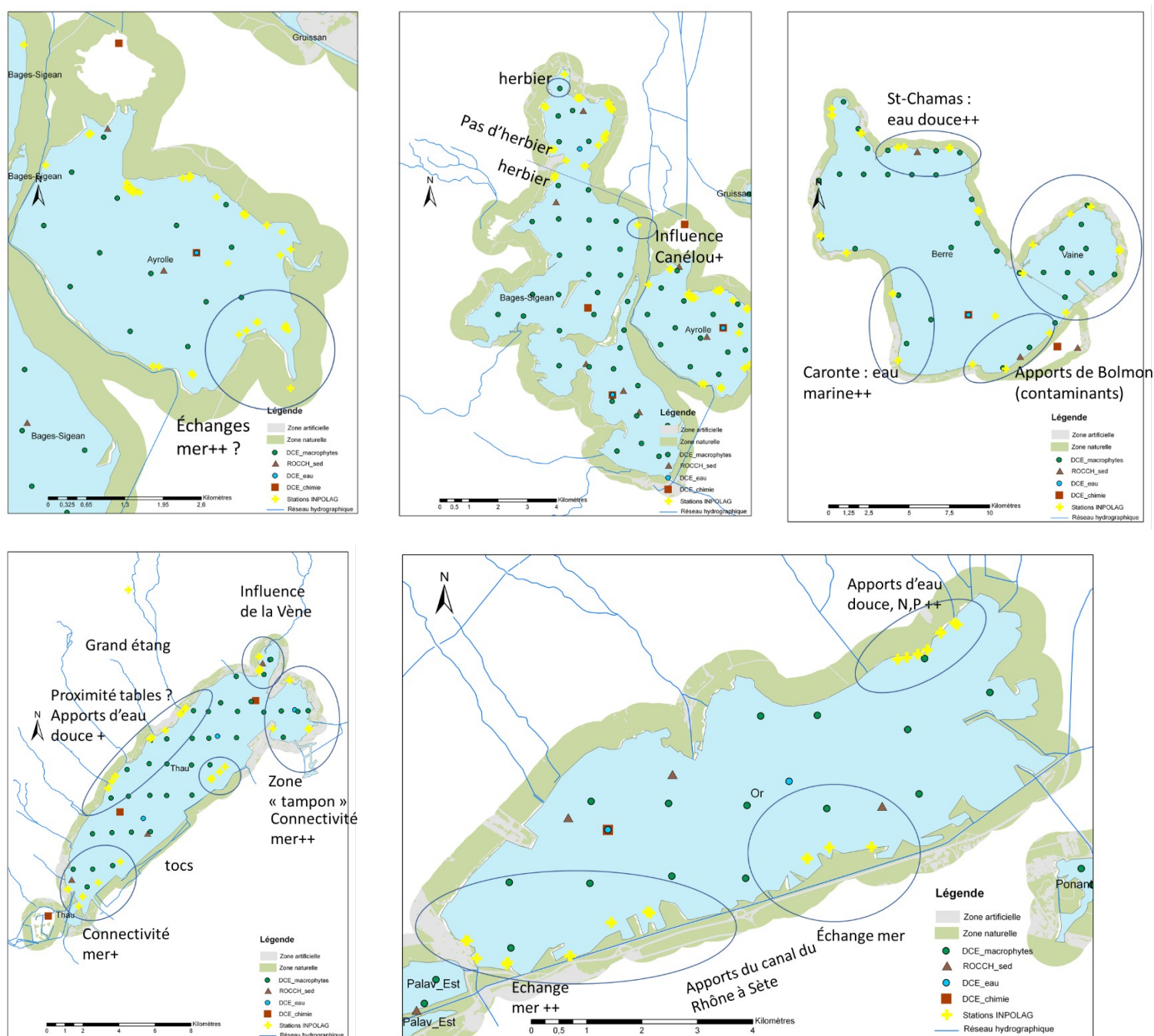
- compléter par des données sur les secteurs concernés par l'invasion par des espèces exotiques envahissantes (e.g. cascaïls³, crabes bleus et crabes de boue), qui peuvent engendrer une modification majeure des habitats ;
- compléter par des données sur la gestion des graus et des martelières assurant les échanges avec la mer, les zones humides⁴ entourant les lagunes et les cours d'eau et canaux des bassins-versants. A ce titre, les résultats de l'étude effectuée en 2021 par MRM sur les potentialités de colonisation des lagunes par les poissons migrateurs pourraient être mobilisés (Rivoallan *et al.* 2021) ;
- préciser les données de pression de pêche professionnelle ou de loisir⁵, car les seules données disponibles sont des données semi-qualitatives (Tableau 4.1) ;
- un travail de spatialisation des données de pressions polluantes venant des bassins-versants pourrait être effectué, en s'appuyant sur la méthode de découpage en sous-bassins versants proposée par une équipe de recherche espagnole en charge des suivis DCE des plans d'eau (Morant *et al.* 2021) ;
- une autre approche consisterait en l'utilisation des données d'état écologique et d'état chimique des lagunes en tant que proxys des données de pressions pesant sur les lagunes. Ces données, disponibles à une échelle plus fine (jusqu'à 1 station/100 à 200 ha pour l'indicateur macrophytes) pourraient alors être analysées en relation avec les données « poissons » et « crustacés ».

3 Exemple de données disponibles sur Canet : <https://pole-lagunes.org/le-cascaïl-de-letang-de-canet-saint-nazaire/>

4 Exemple de données disponibles sur Bages-Sigean : <http://sig.reseau-zones-humides.org/?zoom=9&lat=6224624.08174&lon=701059.6688&idlyr=15921&blyr=Ortho%20IGN&vlyr=1>

5 Exemple de données disponibles sur Berre : <https://etangdeberre.org/comprendre/etudes-anterieures/etude-sur-les-pecheries/>

Figure 5.6 : Représentation des zones d'exposition à des niveaux ou des catégories différentes de pressions anthropiques et d'échanges avec la mer sur les masses d'eau INPOLAG de l'Ayrolle, Bages-Sigean, Berre, Thau et l'Or. Les informations sont issues des données expertes fournies par les participants à l'atelier de septembre 2022. En jaune figurent les stations INPOLAG Cartes réalisées par Nicolas Cimiterra (MARBEC/Ifremer).



6 Vers un indicateurs écologiques

Construire un indice multimétrique (MMI), tel qu'il est appliqué par exemple sur la lagune de Venise en Italie (Zucchetto *et al.*, 2020), nécessite d'établir un lien entre une métrique de pression et différentes métriques représentant l'état d'une communauté. Schoolmaster *et al.*, (2013) résumant ce processus par la Figure 6.1.

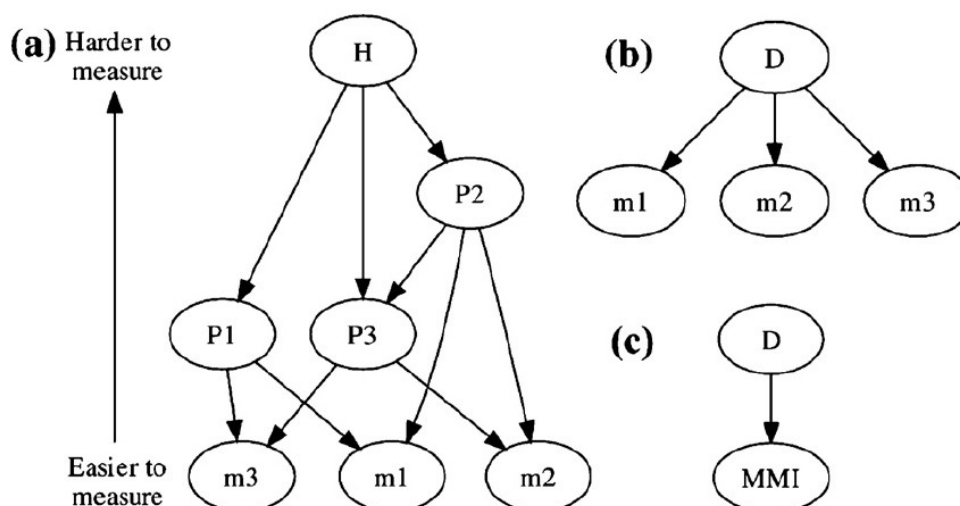


Figure 6.1 : Représentation schématique de la construction d'un indice multimétrique Figure issue de Schoolmaster *et al.*, (2013).

Dans cette figure, une pression anthropique (H) affecte différentes variables environnementales (P1-3), avec des conséquences sur les communautés biologiques détectées au travers de différentes métriques (m1-3). Il s'agit donc d'une part de résumer les différentes pressions sous la forme d'un indice de perturbation (D), d'autre part de résumer les différentes métriques de diversité par un seul indice (MMI), et surtout de s'assurer qu'il existe un lien clair, linéaire et décroissant entre les deux, *i.e.* lorsque D augmente, MMI diminue (corrélacion négative).

La transposition de ce processus au contexte des lagunes méditerranéennes implique dans un premier temps d'obtenir des métriques de pression intégratives de différents types de perturbations anthropiques. Ainsi, les scores, par lagune, de 5 composantes de pression ont été extraites suite aux analyses décrites en partie 5, et sont résumées dans le Tableau 6.1. Ces valeurs, issues du positionnement des différentes lagunes sur les axes des analyses AFDM et ACP sur les données de pression, ont été ré-échelonnées de sorte à être strictement positives (avec une valeur minimum de 0,1) afin qu'une valeur forte corresponde à une pression maximale.

Tableau 6.1 : Scores des cinq composantes de pression pour les 8 lagunes échantillonnées. Ces valeurs sont issues du positionnement des différentes lagunes sur les axes des analyses AFDM et ACP sur les données de pression (partie 5).

	Cont. Chimique	Rejets urbains & agri.	Rejets indus.	Artific. Berges	Marinisation & Profondeur
AY	2.135	1.584	0.100	2.486	5.287
BA	3.485	1.680	2.947	1.173	4.570
BE	0.100	0.100	5.834	5.007	5.160
OR	5.237	2.154	0.822	0.664	2.758
PA	4.389	4.977	2.904	2.691	0.100
TH	1.538	1.057	0.890	4.270	5.847
CA	0.931	9.287	0.952	0.100	3.855

Dans un deuxième temps, la corrélation de Pearson entre chaque métrique de diversité (partie 4) et chaque métrique de pression (Tableau 6.2) a été calculée, avec la lagune pour unité statistique.

De nombreuses métriques de biodiversité calculées à l'échelle de la communauté benthodémersale (indice de Hill) sont corrélées avec l'artificialisation des berges et les rejets industriels (corrélation positive des métriques de beta-diversité à l'échelle du coup de senne, Tableau 6.2). En revanche, toutes ces métriques ne semblent pas liées aux rejets urbains et agricoles et la marinisation des eaux.

Les indices de diversité de Chiu basés sur les peuplements de poissons semblent liés négativement à la marinisation des eaux (Tableau 6.3). Ces indices semblent également liés aux rejets urbains et agricoles (corrélation négative) et à l'artificialisation des berges (corrélation positive). En revanche, ces métriques ne sont pas liées aux rejets industriels et à la contamination chimique.

Les indices de diversité de Chiu basés sur les peuplements de crustacés semblent liés négativement aux rejets urbains et agricoles et positivement avec les rejets industriels et à l'artificialisation des berges (Tableau 6.4). En revanche, ces métriques ne sont pas liées à la marinisation des eaux et à la contamination chimique.

En ce qui concerne les métriques de diversité fonctionnelle du peuplement de poissons (Tableau 6.5) et les métriques calculées au niveau de la diversité taxonomique (Tableau 6.6), les corrélations sont faibles avec les différents groupes de pressions.

Tableau 6.2 : Corrélations de Pearson positive (en bleu) et négative (en rouge) entre les métriques de diversité de Hill et chacune des 5 métriques de pressions. L'intensité de la couleur est proportionnelle à l'intensité de la corrélation.

	Cont. Chimique	Rejets urbains & agri.	Rejets indus.	Artific. Berges	Marinisation & Profondeur
HILL_alpha_q_0	-0.04	-0.24	0.16	0.29	0.18
HILL_betahaul_q_0	-0.60	-0.07	-0.20	0.50	0.46
HILL_betaveg_q_0	0.28	-0.25	-0.15	0.31	-0.22
HILL_alpha_q_0.1	0.02	-0.24	0.12	0.27	0.14
HILL_betahaul_q_0.1	-0.68	-0.21	-0.01	0.64	0.55
HILL_betaveg_q_0.1	0.21	-0.33	-0.07	0.40	-0.14
HILL_alpha_q_0.25	0.13	-0.23	0.06	0.23	0.06
HILL_betahaul_q_0.25	-0.73	-0.40	0.28	0.80	0.61
HILL_betaveg_q_0.25	0.09	-0.48	0.11	0.56	0.00
HILL_alpha_q_0.5	0.32	-0.20	-0.07	0.13	-0.09
HILL_betahaul_q_0.5	-0.70	-0.55	0.59	0.91	0.55
HILL_betaveg_q_0.5	-0.06	-0.60	0.38	0.73	0.15
HILL_alpha_q_0.75	0.47	-0.15	-0.20	0.02	-0.21
HILL_betahaul_q_0.75	-0.62	-0.59	0.73	0.92	0.44
HILL_betaveg_q_0.75	-0.07	-0.57	0.42	0.73	0.14
HILL_alpha_q_1.01	0.57	-0.09	-0.30	-0.08	-0.30
HILL_betahaul_q_1.01	-0.56	-0.59	0.80	0.91	0.35
HILL_betaveg_q_1.01	-0.05	-0.53	0.38	0.72	0.10
HILL_alpha_q_1.5	0.65	-0.01	-0.44	-0.21	-0.37
HILL_betahaul_q_1.5	-0.47	-0.57	0.84	0.89	0.22
HILL_betaveg_q_1.5	-0.01	-0.46	0.26	0.70	0.04
HILL_alpha_q_2	0.66	0.04	-0.53	-0.28	-0.38
HILL_betahaul_q_2	-0.41	-0.55	0.85	0.87	0.13
HILL_betaveg_q_2	0.02	-0.40	0.18	0.68	-0.01
HILL_alpha_q_3	0.63	0.09	-0.62	-0.34	-0.34
HILL_betahaul_q_3	-0.33	-0.50	0.86	0.85	0.01
HILL_betaveg_q_3	0.06	-0.34	0.11	0.65	-0.09
HILL_alpha_q_5	0.60	0.12	-0.70	-0.40	-0.30
HILL_betahaul_q_5	-0.26	-0.44	0.84	0.83	-0.10
HILL_betaveg_q_5	0.13	-0.32	0.13	0.63	-0.17
steepHILL_alpha	0.67	0.19	-0.59	-0.44	-0.54
steepHILL_gamma	-0.12	-0.55	0.82	0.56	0.05

Tableau 6.3 : Corrélations de Pearson positive (en bleu) et négative (en rouge) entre les métriques de diversité de Chiu sur les poissons et chacune des 5 métriques de pressions. L'intensité de la couleur est proportionnelle à l'intensité de la corrélation.

	Cont. Chimique	Rejets urbains & agri.	Rejets indus.	Artific. Berges	Marinisation & Profondeur
CHIUfish_alpha_q_0	-0.08	0.34	0.09	-0.07	-0.06
CHIUfish_betahaul_q_0	-0.29	-0.31	-0.20	0.42	0.41
CHIUfish_betaveg_q_0	0.52	0.53	-0.42	-0.30	-0.73
CHIUfish_alpha_q_0.1	-0.06	0.35	0.07	-0.07	-0.08
CHIUfish_betahaul_q_0.1	-0.34	-0.35	-0.15	0.47	0.47
CHIUfish_betaveg_q_0.1	0.49	0.52	-0.34	-0.25	-0.74
CHIUfish_alpha_q_0.25	-0.04	0.37	0.04	-0.09	-0.10
CHIUfish_betahaul_q_0.25	-0.42	-0.43	-0.05	0.55	0.55
CHIUfish_betaveg_q_0.25	0.46	0.46	-0.22	-0.16	-0.74
CHIUfish_alpha_q_0.5	0.01	0.42	-0.02	-0.14	-0.15
CHIUfish_betahaul_q_0.5	-0.53	-0.53	0.11	0.69	0.63
CHIUfish_betaveg_q_0.5	0.50	0.31	-0.05	-0.01	-0.76
CHIUfish_alpha_q_0.75	0.05	0.48	-0.07	-0.22	-0.20
CHIUfish_betahaul_q_0.75	-0.59	-0.61	0.26	0.80	0.65
CHIUfish_betaveg_q_0.75	0.59	0.17	-0.03	0.06	-0.78
CHIUfish_alpha_q_1.01	0.10	0.55	-0.11	-0.31	-0.26
CHIUfish_betahaul_q_1.01	-0.59	-0.66	0.38	0.87	0.63
CHIUfish_betaveg_q_1.01	0.64	0.12	-0.15	0.04	-0.75
CHIUfish_alpha_q_1.5	0.17	0.66	-0.15	-0.48	-0.34
CHIUfish_betahaul_q_1.5	-0.55	-0.73	0.49	0.93	0.55
CHIUfish_betaveg_q_1.5	0.57	0.20	-0.40	-0.05	-0.63
CHIUfish_alpha_q_2	0.21	0.74	-0.17	-0.61	-0.40
CHIUfish_betahaul_q_2	-0.49	-0.76	0.53	0.94	0.50
CHIUfish_betaveg_q_2	0.44	0.30	-0.54	-0.09	-0.52
CHIUfish_alpha_q_3	0.23	0.81	-0.16	-0.74	-0.45
CHIUfish_betahaul_q_3	-0.44	-0.79	0.54	0.95	0.45
CHIUfish_betaveg_q_3	0.26	0.37	-0.57	-0.03	-0.42
CHIUfish_alpha_q_5	0.22	0.85	-0.15	-0.80	-0.46
CHIUfish_betahaul_q_5	-0.41	-0.81	0.46	0.95	0.46
CHIUfish_betaveg_q_5	0.06	0.38	-0.41	0.15	-0.37
steepCHIUfish_alpha	0.61	0.60	-0.72	-0.76	-0.58
steepCHIUfish_gamma	-0.41	-0.64	0.73	0.70	0.37

Tableau 6.4 : Corrélations de Pearson positive (en bleu) et négative (en rouge) entre les métriques de diversité de Chiu sur les crustacés et chacune des 5 métriques de pressions. L'intensité de la couleur est proportionnelle à l'intensité de la corrélation.

	Cont. Chimique	Rejets urbains & agri.	Rejets indus.	Artific. Berges	Marinisation & Profondeur
CHIUcrust_alpha_q_0	0.23	0.16	-0.34	-0.39	-0.13
CHIUcrust_betahaul_q_0	-0.45	-0.69	0.51	0.77	0.59
CHIUcrust_betaveg_q_0	0.21	-0.36	-0.29	0.15	0.05
CHIUcrust_alpha_q_0.1	0.24	0.19	-0.34	-0.41	-0.15
CHIUcrust_betahaul_q_0.1	-0.45	-0.71	0.56	0.76	0.59
CHIUcrust_betaveg_q_0.1	0.20	-0.41	-0.29	0.22	0.08
CHIUcrust_alpha_q_0.25	0.25	0.22	-0.34	-0.45	-0.17
CHIUcrust_betahaul_q_0.25	-0.45	-0.72	0.63	0.74	0.58
CHIUcrust_betaveg_q_0.25	0.19	-0.48	-0.28	0.39	0.09
CHIUcrust_alpha_q_0.5	0.27	0.29	-0.35	-0.49	-0.21
CHIUcrust_betahaul_q_0.5	-0.45	-0.73	0.69	0.72	0.56
CHIUcrust_betaveg_q_0.5	0.13	-0.40	-0.18	0.58	0.01
CHIUcrust_alpha_q_0.75	0.28	0.35	-0.36	-0.53	-0.25
CHIUcrust_betahaul_q_0.75	-0.44	-0.73	0.73	0.70	0.54
CHIUcrust_betaveg_q_0.75	0.07	-0.18	-0.10	0.53	-0.10
CHIUcrust_alpha_q_1.01	0.29	0.40	-0.38	-0.56	-0.29
CHIUcrust_betahaul_q_1.01	-0.44	-0.72	0.75	0.69	0.53
CHIUcrust_betaveg_q_1.01	0.06	-0.01	-0.11	0.44	-0.20
CHIUcrust_alpha_q_1.5	0.29	0.48	-0.39	-0.59	-0.33
CHIUcrust_betahaul_q_1.5	-0.44	-0.71	0.78	0.68	0.51
CHIUcrust_betaveg_q_1.5	0.11	0.28	-0.23	0.24	-0.40
CHIUcrust_alpha_q_2	0.29	0.54	-0.40	-0.60	-0.36
CHIUcrust_betahaul_q_2	-0.44	-0.69	0.81	0.66	0.48
CHIUcrust_betaveg_q_2	0.19	0.52	-0.42	-0.02	-0.54
CHIUcrust_alpha_q_3	0.28	0.59	-0.40	-0.59	-0.39
CHIUcrust_betahaul_q_3	-0.43	-0.64	0.85	0.62	0.43
CHIUcrust_betaveg_q_3	0.28	0.58	-0.66	-0.30	-0.48
CHIUcrust_alpha_q_5	0.28	0.61	-0.42	-0.56	-0.41
CHIUcrust_betahaul_q_5	-0.43	-0.59	0.88	0.58	0.38
CHIUcrust_betaveg_q_5	0.39	0.46	-0.82	-0.41	-0.35
steepCHIUcrust_alpha	0.33	0.92	-0.24	-0.73	-0.70
steepCHIUcrust_gamma	-0.10	-0.01	0.70	0.02	-0.10

Tableau 6.5 : Corrélations de Pearson positive (en bleu) et négative (en rouge) entre les métriques de diversité fonctionnelle (position dans la colonne d'eau, usage lagunaire, reproduction et fonctions trophiques) et chacune des 5 métriques de pressions. L'intensité de la couleur est proportionnelle à l'intensité de la corrélation.

	Cont. Chimique	Rejets urbains & agri.	Rejets indus.	Artific. Berges	Marinisation & Profondeur
Prop_Pos_B	-0.12	0.29	-0.45	0.00	-0.13
Prop_Pos_P	0.25	-0.21	0.35	-0.16	0.04
Prop_Pos_D	-0.60	-0.16	0.14	0.62	0.28
Prop_Usa_DI	0.43	-0.33	-0.05	-0.13	0.11
Prop_Usa_ES	0.69	0.27	-0.57	-0.71	-0.30
Prop_Usa_MM	-0.43	-0.32	0.63	0.56	0.11
Prop_Usa_MS	-0.42	0.27	-0.39	0.11	0.37
Prop_Rep_Op	-0.58	0.16	0.15	0.31	0.11
Prop_Rep_Oa	0.27	-0.28	0.36	-0.11	0.04
Prop_Rep_Oi	0.28	-0.36	-0.68	0.02	0.20
Prop_Rep_Ob	-0.24	-0.15	-0.28	0.42	0.35
Prop_Rep_On	-0.39	0.60	0.26	0.00	-0.28
Prop_Tro_BP	-0.17	-0.39	0.14	0.80	0.00
Prop_Tro_HZ	0.25	-0.31	0.30	-0.10	0.12
Prop_Tro_Ov	-0.08	-0.16	-0.53	0.32	0.14
Prop_Tro_HP	-0.20	-0.24	-0.25	0.48	0.35
Prop_Tro_PI	-0.37	0.89	-0.25	-0.53	-0.03
Prop_Tro_HB	0.42	-0.41	-0.28	-0.39	0.25
Prop_Tro_B	-0.29	0.69	0.21	-0.23	-0.34
Prop_Fish	-0.09	0.12	0.59	-0.22	0.00
Prop_small	0.15	0.91	-0.25	-0.50	-0.60
Size_Big	0.09	-0.42	-0.48	0.03	0.51

Tableau 6.6 : Corrélations de Pearson positive (en bleu) et négative (en rouge) entre les 20 taxons constituant le peuplement et chacune des 5 métriques de pressions. L'intensité de la couleur est proportionnelle à l'intensité de la corrélation.

	Cont. Chimique	Rejets urbains & agri.	Rejets indus.	Artific. Berges	Marinisation & Profondeur
Prop_Cla_Anguilla	0.15	-0.28	0.06	0.04	0.21
Prop_Cla_Atherinidae	0.27	-0.28	0.36	-0.11	0.04
Prop_Cla_Portunidae	-0.38	0.88	-0.25	-0.54	-0.02
Prop_Cla_Carcinidae	0.26	0.53	-0.11	-0.08	-0.75
Prop_Cla_Crangon	-0.02	0.23	-0.45	-0.30	0.01
Prop_Cla_Dicentrarchus	-0.10	-0.19	-0.44	0.03	0.30
Prop_Cla_Diplodus	-0.24	-0.15	-0.28	0.42	0.35
Prop_Cla_Clupeidae	-0.37	0.89	-0.25	-0.53	-0.03
Prop_Cla_Eualus	-0.10	-0.19	-0.44	0.03	0.30
Prop_Cla_Mugilidae	-0.77	0.18	0.30	0.04	0.45
Prop_Cla_Gobiidae	-0.31	0.66	0.26	-0.12	-0.37
Prop_Cla_Syngnathidae	0.34	-0.44	-0.26	-0.30	0.35
Prop_Cla_Palaemon	-0.03	-0.57	0.05	0.48	0.35
Prop_Cla_Blennoidei	-0.46	-0.44	0.09	0.72	0.53
Prop_Cla_Philocheras	-0.24	-0.27	-0.27	0.47	0.43
Prop_Cla_Processa	0.06	-0.07	-0.12	0.47	-0.15
Prop_Cla_Panopeidae	0.34	-0.30	0.13	-0.08	-0.12
Prop_Cla_Soleidae	-0.30	0.94	-0.22	-0.53	-0.18
Prop_Cla_Sparus	-0.13	-0.32	0.14	0.59	-0.07
Prop_Cla_Symphodus	-0.20	-0.28	-0.26	0.45	0.41

Théoriquement, à l'issue de cette phase, le processus de construction d'un MMI prévoit l'identification de combinaisons linéaires de métriques de diversité permettant de maximiser la corrélation entre le MMI et la pression considérée, selon la formule suivante (Schoolmaster *et al.* 2013).

$$MMI = \frac{1}{\sum_j^N \alpha_j} \sum_i^N \alpha_i m_i$$

Nous avons tenté l'exercice, en cherchant, pour chacune des cinq composantes de pression, les deux métriques de diversité permettant, au sein d'un MMI, de maximiser la corrélation avec chaque métrique de pression. Toutes les métriques disponibles, qu'elles soient çà l'échelle des communautés benthodémersales ou à l'échelle des peuplements de poissons ou des peuplements de crustacés ont été considérées à ce stade exploratoire de développement.

Les résultats de cinq combinaisons de métriques les plus « performantes », c'est à dire permettant d'aboutir aux plus fortes corrélations négatives MMI - pression sont présentés dans le Tableau 6.7. Les corrélations obtenues entre la combinaison linéaire de deux métriques et l'indice de pression, quel qu'il soit, sont très fortes (près de -0,99). Nous nous sommes contentés ici de représenter les cinq « meilleures » combinaisons, mais, en fonction des pressions, il existe parfois plusieurs centaines de combinaisons de métriques permettant toutes d'aboutir à un MMI dont la corrélation avec la pression est inférieure -0,95.

Tableau 6.7 : Résultats des cinq combinaisons linéaires de deux métriques permettant de maximiser la corrélation entre le MMI et chacune des pressions considérées.

Pression	Métrique 1	Poids 1	Métrique 2	Poids 2	Corrélation MMI-Pression
Contamination Chimique	HILL_betahaul_q_0.25	0.042	HILL_betaveg_q_0.25	0.146	-0.985
	Prop_Cla_Mugilidae	0.168	Prop_Cla_Blennioidei	0.105	-0.982
	HILL_betaveg_q_0	0.404	HILL_betahaul_q_0.1	0.166	-0.964
	HILL_betahaul_q_0.1	0.051	CHIUcrust_betaveg_q_0.25	0.153	-0.961
Rejets Urbains et Agricoles	HILL_betaveg_q_0.5	0.089	Prop_small	0.115	-0.987
	HILL_betaveg_q_0.75	0.107	Prop_small	0.174	-0.982
	HILL_betaveg_q_1.01	0.106	Prop_small	0.212	-0.980
	HILL_betaveg_q_1.5	0.338	Prop_small	0.876	-0.977
	HILL_betaveg_q_5	0.218	Prop_small	0.924	-0.976
Rejets Industriels	HILL_betahaul_q_3	0.045	Prop_Tro_Ov	0.146	-0.988
	HILL_betahaul_q_3	0.041	Prop_Fish	0.143	-0.986
	HILL_betahaul_q_2	0.044	Prop_Tro_Ov	0.146	-0.982
	HILL_betahaul_q_5	0.044	Prop_Fish	0.150	-0.982
	HILL_betahaul_q_5	0.047	Prop_Tro_Ov	0.149	-0.978
Artificialisation des Berges	CHIUFish_betahaul_q_5	0.020	Prop_Tro_HB	0.159	-0.998
	CHIUFish_betahaul_q_3	0.021	Prop_Tro_HB	0.163	-0.993
	CHIUFish_betahaul_q_5	0.027	Prop_Cla_Syngnathidae	0.156	-0.991
	CHIUFish_betahaul_q_3	0.039	CHIUcrust_betaveg_q_1.5	0.146	-0.990
	CHIUFish_betahaul_q_3	0.030	Prop_Cla_Syngnathidae	0.164	-0.990
Marinisation	HILL_betahaul_q_0	0.111	Prop_Cla_Carcinidae	0.990	-0.988
	HILL_betahaul_q_0.1	0.126	Prop_Cla_Carcinidae	0.990	-0.972
	HILL_betahaul_q_1.5	0.100	HILL_betahaul_q_5	0.104	-0.972
	CHIUFish_betaveg_q_0.75	0.149	CHIUcrust_betaveg_q_0.5	0.100	-0.968
	HILL_betahaul_q_1.01	0.111	HILL_betahaul_q_5	0.101	-0.966

La multitude de combinaisons de métriques de diversité qu’elles soient calculées sur la communautés benthodémersales ou uniquement sur le peuplement de poissons s’expliquent principalement par la résolution des métriques de pression disponible (1 valeur par lagune, Tableaux 5.1, 5.2 et 5.3). En effet, les calculs de corrélations entre MMI et pression ne peuvent être basés ici que sur 7 points (7 niveau de pressions). Dès lors, la recherche d’une métrique MMI telle que décrite par Schoolmaster *et al.* (2013), et appliquée généralement dans le contexte d’évaluation de la qualité des masses d’eau (Facca *et al.*, 2014, Zucchetto *et al.*, 2020) devient simpliste. A titre d’illustration, les figures 6.2 (« Contaminant chimique »), 6.3 (« Rejets urbains et agricoles »), 6.4 (« Rejets industriels »), 6.5 (« Artificialisation des berges ») et 6.6 (« Marinisation et profondeur ») illustrent les relations métrique - pression, ainsi que le MMI résultant, pour les cas où la corrélation est la plus forte.

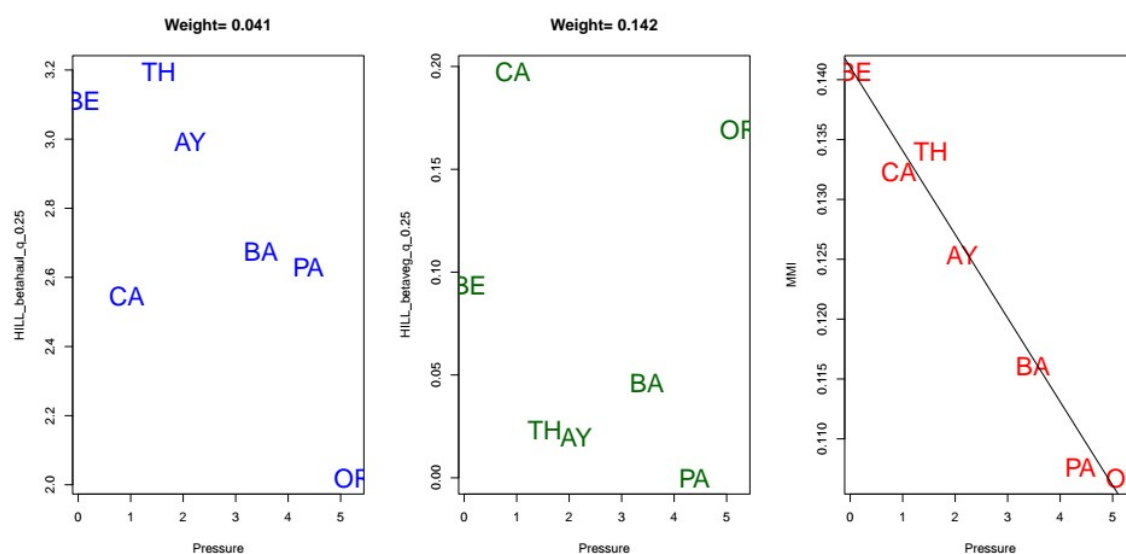


Figure 6.2 : Relation entre (gauche) la métrique « Hill_betahaul_q_0.25 », (milieu) la métrique « Hill_betaveg_q_0.25 », (droite) le MMI construit à partir de ces deux métriques et la pression « Contaminant chimique ».

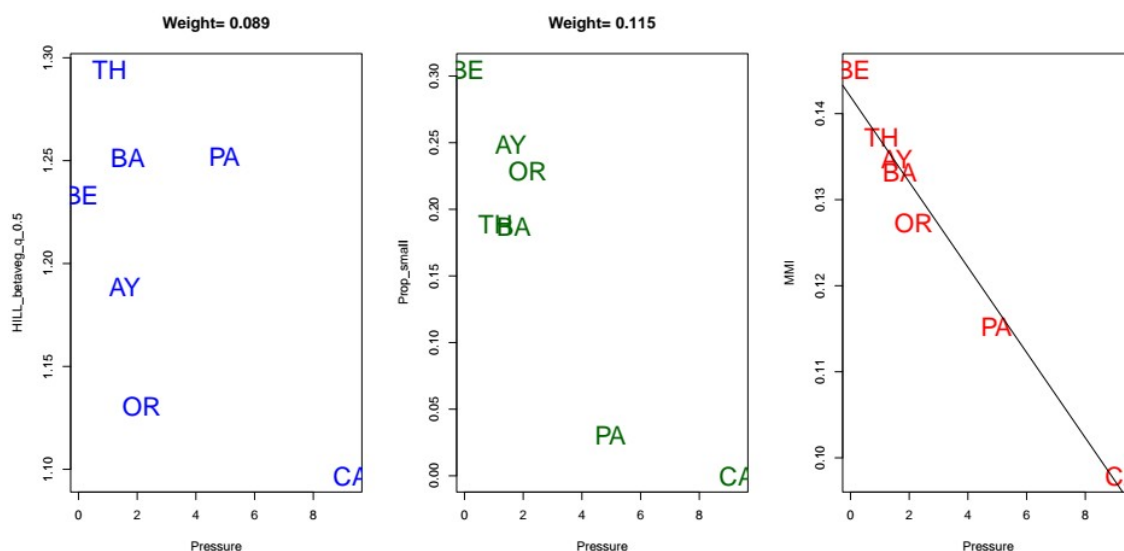


Figure 6.3 : Relation entre (gauche) la métrique « Hill_betaveg_q_0.5 », (milieu) la métrique « Prop_small », (droite) le MMI construit à partir de ces deux métriques et la pression « Rejets urbains et agricoles »

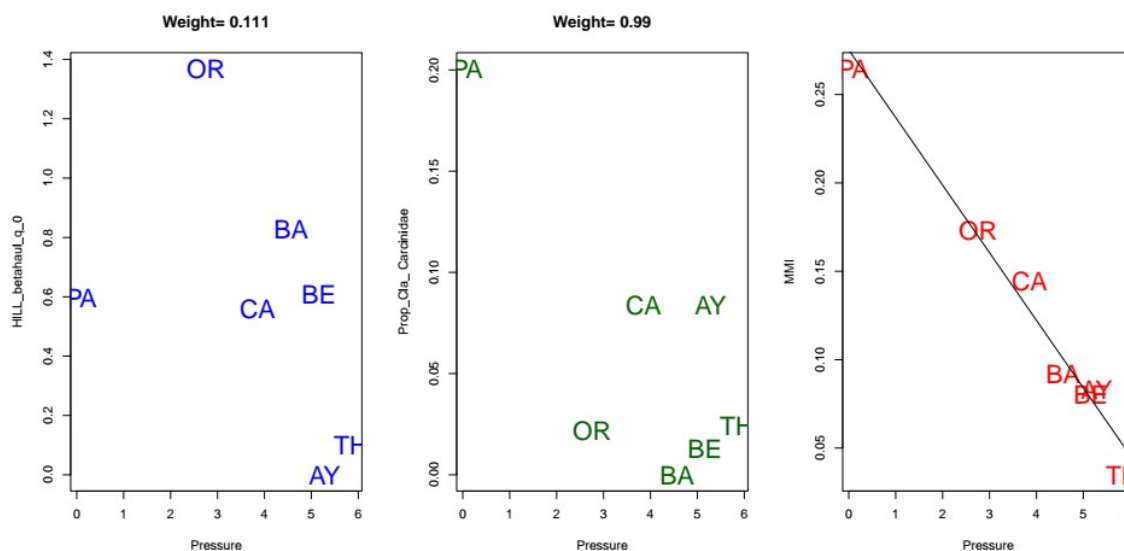


Figure 6.4 : Relation entre (gauche) la métrique « Hill_betahaul_q_0 », (milieu) la métrique « Prop_Cla_Carcinidae », (droite) le MMI construit à partir de ces deux métriques et la pression « Rejets industriels »

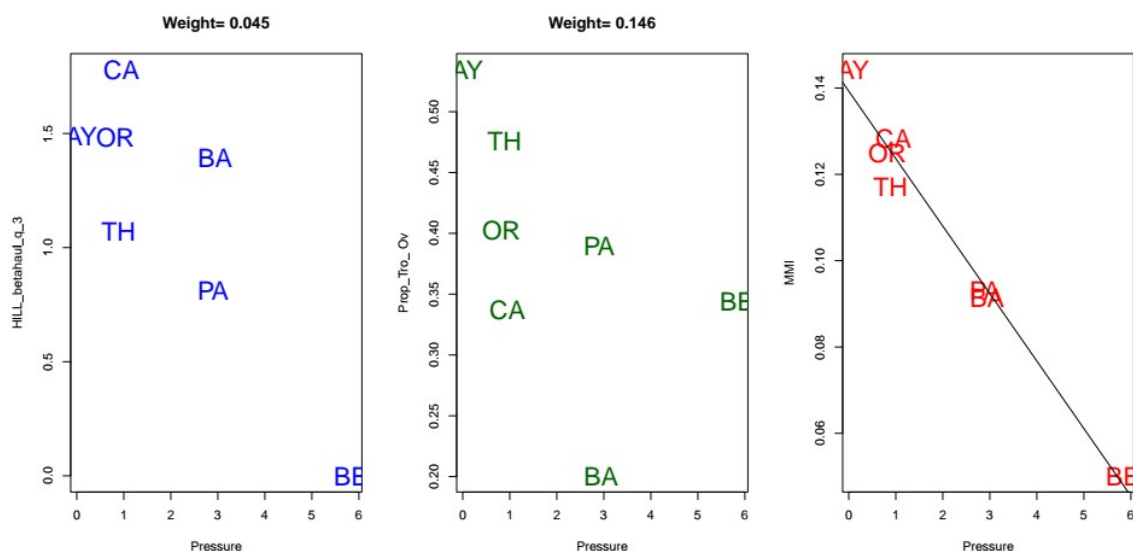


Figure 6.5 : Relation entre (gauche) la métrique « Hill_betahaul_q_3 », (milieu) la métrique « Prop_Tro_Ov », (droite) le MMI construit à partir de ces deux métriques et la pression « Artificialisation des berges »

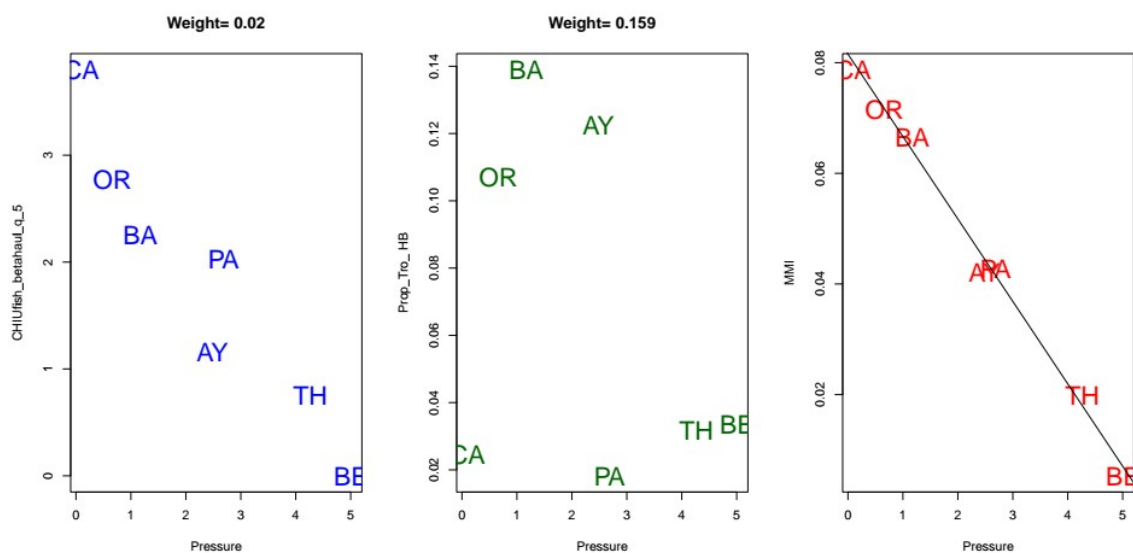


Figure 6.6 : Relation entre (gauche) la métrique « CHIUFish_betahaul_q_5 », (milieu) la métrique « Prop_Tro_HB », (droite) le MMI construit à partir de ces deux métriques et la pression « Marinisation et profondeur »

7 Synthèses et perspectives

Le travail mené dans le cadre du projet INPOLAG (2018-2023) s'appuie (1) sur les travaux menés dans les autres lagunes européennes, (2) sur l'acquisition de données au cours de trois campagnes et (3) sur l'analyse des données des communautés benthodémersales, incluant les peuplements de poissons et de crustacés, en lien avec les conditions environnementales et les pressions. Ce travail impliquant à la fois l'ensemble des acteurs de la recherche scientifique impliqués sur ce sujet ainsi que certains acteurs locaux clés (Comité régional des pêches et pêcheurs) a permis de progresser sur quatre axes majeurs indispensables à la création d'un indicateur de qualité du compartiment « poissons » dans les lagunes méditerranéennes françaises :

- La **définition d'un protocole de collecte fiable et reproductible** à l'échelle de la façade méditerranéenne. Ce protocole, inspiré des travaux italiens et grecs, est aujourd'hui décliné au niveau national et applicable à large échelle. La senne de plage est considérée comme une technique très efficace pour l'échantillonnage dans les eaux peu profondes, en particulier dans les écosystèmes lagunaires (Ríha *et al.* 2008). Celle utilisée dans ce protocole est de petite dimension et facilement déployable. Elle permettra ainsi de collecter, dans le futur, des données qui pourront alimenter l'évaluation du compartiment « poissons » et contribuer au développement d'un indice.
- La **description des peuplements de poissons et de crustacés en lien avec les conditions environnementales** au sein des lagunes méditerranéennes. Les données collectées au cours de trois campagnes mettent en évidence les variabilités spatiale entre habitats et saisonnière de la densité et de la composition des peuplements qu'il faut gérer pour évaluer ce compartiment. L'analyse spatio-temporelle des communautés benthodémersales a montré une assez faible influence de la saison dans nos données (2% de l'effet temporelle pour 18% de l'effet spatial de la lagune), mais il faut rappeler ici que l'échantillonnage a été réalisé sur une très courte période (3 campagnes en tout) et qu'il n'a pas été équilibré (avec une seule campagne au printemps pour deux campagnes à l'automne). Nos données ont néanmoins montré lors de cette campagne de printemps l'arrivée d'espèces marines migrantes telles que *Sparus aurata*, *Liza ramada* et *Solea solea*. Et donc que la période de l'année est un facteur important à prendre à compte, qui influence fortement l'occurrence et la diversité des poissons dans les habitats lagunaires en raison de la saisonnalité du recrutement, de la dynamique des populations et des schémas de migration comme cela a pu être démontré dans des études antérieures (Gordo and Cabral, 2001 ; Mainardi *et al.*, 2004 ; Franco *et al.*, 2006).
- L'analyse des pressions anthropiques et naturelles aboutissant à la **définition de cinq composantes de pressions** indispensables au travail de définition d'un indicateur. Ces composantes, variables

synthétiques tirées de l'analyse de plus de 33 pressions anthropiques ou naturelles sont les suivantes : Artificialisation des berges, Rejets urbains et agricoles, Rejets industriels, Contaminants et enfin Profondeur et marinisation.

- La recherche des métriques de diversité sensibles aux pressions anthropiques. Les indices de diversité, qu'ils soient structurels ou fonctionnels, à l'échelle des communautés benthodémersales ou des peuplements, sont corrélés pour nombres d'entre eux aux pressions avec, dans certains cas, des différences en fonction des peuplements ciblés. La production exhaustive d'indice a permis de créer des **indices multi-métriques (MMI) fortement corrélés aux composantes de pression**. Ce résultat n'est malheureusement pas satisfaisant (au sens de sa fiabilité) au vu du faible nombre de données de pressions disponibles (nombre de campagne et/ou résolution des données de pressions).

Malgré ces résultats intéressants, **ce travail ne permet pas aujourd'hui d'aboutir à un indicateur pertinent et intercalibré** pour évaluer la qualité du compartiment « poissons » ou plus largement du compartiment benthodémersal (incluant les crustacés en plus des poissons) dans le cadre réglementaire de la Directive Cadre sur l'Eau. En effet, de très nombreuses combinaisons linéaires de métriques permettent d'aboutir à des MMI offrant des corrélations presque parfaites avec la variable de pression considérée, sans que l'on soit capable de savoir si ces combinaisons sont dues au hasard ou non. Dans ce contexte, il apparaît impossible de définir un indicateur répondant aux pressions basé sur les communautés benthodémersales ou les peuplements (poissons ou crustacés) décrits ici. La notion d'état de référence n'est donc pas abordée dans ce travail mais cette référence pourrait être fixée dans le futur soit en définissant une lagune de référence comme cela est fait pour d'autres indicateurs utilisés en lagune soit en inférant les relations entre les métriques biotiques et les pressions. Cette dernière méthode permettrait d'aboutir à un état de référence propre à chaque lagune.

L'ensemble de ce travail mené sur la période 2019-2023 oriente sur les actions à mener dans le futur pour atteindre l'objectif de définition d'un indicateur « poissons » ou plus largement un indicateur « benthodémersal » à court terme adapté au contexte français :

- le protocole est aujourd'hui opérationnel et compatible avec les actions menées sur d'autres masses d'eau de transition en Méditerranée. Dans le futur, il doit être **appliqué à la fois à large échelle spatiale et sur plusieurs années** afin de capter l'ensemble de la variabilité de la composition des peuplements de poissons (et de crustacés). L'implication des acteurs locaux dans la construction de cet indicateur est aujourd'hui un plus pour l'acquisition de données à ces échelles de temps et d'espace.
- Pour augmenter la significativité de l'approche développée ici, il est indispensable de mieux définir les pressions localement et ainsi mathématiquement de **multiplier le nombre de couples de données « métriques-pressions »** afin de rendre les corrélations

pertinentes. Pour cela, il faut à la fois augmenter (1) le nombre de lagunes échantillonnées et (2) la résolution spatiale à laquelle les pressions anthropiques sont aujourd'hui décrites au sein de chaque lagune. Celle-ci n'est effectivement pas adaptée aux compartiments « benthodémersal » et « poissons » tel qu'il est abordé ici (organismes peu mobiles : sédentaire ou juvéniles). Des pistes de travail sont présentées dans la partie 5.2.3.

8 Références bibliographiques

- AERMC (2018). Révision des états des lieux de Rhône Méditerranée et de Corse. EAUX DE TRANSITION (LAGUNES LITTORALES). Evaluation des impacts des pressions. Risque de non atteinte des objectifs environnementaux en 2027. Les outils, méthodes et démarches utilisés. 17 pp.
<https://www.rhone-mediterranee.eaufrance.fr/gestion/sdage2022/etapes-delaboration-du-sdage-2022-2027>
- Aliaume C., Do Chi, T., Viaroli, P., Zaldivar, J.M. (2007) Coastal lagoons of Southern Europe: Recent changes and future scenarios. *Transitional Waters Monographs* 1, 1-12.
- Aliaume C., Darnaude A., Certain G., Derolez V., Ouisse V. (2019) Synthèse bibliographique sur les bio-indicateurs « poissons » des eaux de transition dans le contexte DCE. *Projet INPOLAG*. 39p
- Amanieu M, Lasserre G. (1982) Organisation et évolution des peuplements lagunaires. *Oceanologica Acta*, Special issue Open Access version :
<https://archimer.ifremer.fr/doc/00246/35752/>
- Aquascop (2014) Descripteurs hydromorphologiques des lagunes littorales des bassins Rhône Méditerranée et Corse. Rapport final.
- Billen G., Silvestre M., Grizzetti B., Leip A., Garnier J., Voss M., Howarth R., Bouraoui F., Lepisto A., Kortelainen P., Johnes P., Curtis C., Humborg C., Smedburg E., Kaste O., Ganeshram R., Beusen A., Lancelot C. (2011) Nitrogen flows from European watersheds to coastal marine waters. In: Sutton, M. A. (ed.) *The European Nitrogen Assessment*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 271-297.
- Bouchoucha M., Aliaume C., Baldi Y., Lebel I., Abdallah Y., Thieulle L., Sofianos A., Courrat A., Lepage M. (2012) Suivi des peuplements ichtyologiques dans les eaux de transition du bassin Rhône-Méditerranée et Corse. Convention Agence de l'Eau RM&C / Ifremer n° 2010 0584 . RST.ODE/LER-PAC/12-11 100pp
- Bouchoucha M., Derolez V., Munaron D., Gonzalez J.-L., Cimiterra N., Tomasino C. (2019) Directive Cadre sur l'Eau. Bassin Rhône Méditerranée Corse - Année 2018. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00620/73224/>
- Breine, J., Thuyne, G.V., Bruyn, L.D. (2015) Development of a fish-based index combining data from different types of fishing gear. A case study of reservoirs in Flanders (Belgium). *Belgian Journal of Zoology* 145, 17-39. DOI:10.26496/bjz.2015.55
- Cabral H.N., Fonseca V.F., Gamito R., Goncalves C.I., Costa J.L., Erzini K., Goncalves 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., 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.
- Castaings J., Dezileau L., Fiandrino A., Verney R. (2011) Evolution morphologique récente d'un complexe lagunaire méditerranéen: le système des étangs Palavasiens (France). *Revue Paralia*, 412 , 1-7. doi:10.5150/revue-paralia.2011.00
- Catalano, B., Penna, M., Riccato, F., Fiorin, R., Franceschini, G., Antonini, C., Zucchetta, M., Cicero, A.M., Franzoi, P. (2017). Manuale per la classificazione dell'Elemento di Qualità Biologica "Fauna Ittica" nelle lagune costiere italiane. Applicazione dell'indice nazionale HFBI (Habitat Fish Bio-Indicator) ai sensi del D.Lgs 152/2006.
- Cataudella S., Crosetti D., Massa F. (2015) Mediterranean coastal lagoons: sustainable management and interactions among aquaculture, capture fisheries and the environ-

- ment. Studies and Reviews. General Fisheries Commission for the Mediterranean. No 95. Rome, FAO. 2015. 278 pp.
- Certain G., Planque B. (2015) Biodiversity Baseline for Large Marine Ecosystems: An Example from the Barents Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 72(n°6), 1756-68. doi:<https://doi.org/10.1093/icesjms/fsv040>.
- Chiu C-H, Jost L, Chao A. (2014) Phylogenetic beta diversity, similarity, and differentiation measures based on Hill numbers. *Ecological Monographs* 84:21-44
- Coates S., Waugh A., Anwar A., Robson M. (2007) Efficacy of a multimetric fish index as an analysis tool for the transitional fish component of the Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 55: 225-240.
- Córdova Tapia, F., Zambrano, L. (2016) Fish functional groups in a tropical wetland of the Yucatan Peninsula, Mexico. *Neotropical Ichthyology*. 14(02). doi:10.1590/1982-0224-0150162
- Derolez V., Leurion A., Fiandrino A. (2012) Directive Cadre Eau. Estimation du degré d'échange avec la mer pour les lagunes du bassin Rhône Méditerranée & Corse. 36 p. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00094/20558/>
- Derolez V., Fiandrino A., Munaron D. (2014) Bilan sur les principales pressions pesant sur les lagunes méditerranéennes et leurs liens avec l'état DCE. RST-LER/LR 14-20. 46p
- Derolez V., Malet N., Fiandrino A., Lagarde F., Richard M., Ouisse V., Bec B., Aliaume C. (2020) Fifty years of ecological changes: Regime shifts and drivers in a coastal Mediterranean lagoon during oligotrophication. *Science Of The Total Environment*, 732, 139292 (17p.) . Publisher's official version : <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139292> , Open Access version : <https://archimer.ifremer.fr/doc/00629/74068/>
- Desmit X., Thieu V., Billen G., Campuzano F., Duliere V., Garnier J., Lassaletta L., Mennesguen A., Neves R., Pinto L., Silvestre M., Sobrinho J. L., Lacroix G. (2018) Reducing marine eutrophication may require a paradigmatic change. *Science of the Total Environment*, 635 : 1444-1466
- Dray S., Choler P., Dolédec S., Peres-Neto P. R., Thuiller W., Pavoine S., Braak C. J. (2014) Combining the Fourth-Corner and the RLQ Methods for Assessing Trait Responses to Environmental Variation. *Ecology*, 95(n°1), 14-21. doi:<https://doi.org/10.1890/13-0196.1>.
- Facca, C., Bernardi Aubry, F., Socal, G., Ponis, E., Aciri, F., Bianchi, F., Giovanardi, F., Sfriso, A., 2014. Description of a Multimetric Phytoplankton Index (MPI) for the assessment of transitional waters. *Marine Pollution Bulletin* 79, 145-154. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.12.025>
- Fiandrino A., Giraud A., Robin S., Pinatel C. (2012) Validation d'une méthode d'estimation des volumes d'eau échangés entre la mer et les lagunes et définition d'indicateurs hydrodynamiques associés. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00274/38544/>
- Fonseca V.F., Vasconcelos R.P., Gamito R., Pasquaud S., Gonçalves C.I., Costa J.L., Costa M.J., Cabral H.N. (2013) Fish community-based measures of estuarine ecological quality and pressure-impact relationships. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 134, 128-137
- Franco A., Franzoi P., Malavasi S., Riccato F., Torricelli P., Mainardi D. (2006) Use of shallow water habitats by fish assemblages in a Mediterranean coastal lagoon. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 66: 67-83.
- Franco A., Elliott M., Franzoi P., Torricelli P. (2008) Life strategies of fishes in European estuaries: the functional guild approach. *Marine Ecology-Progress Series*, 354, 219-228

- Franco A., Torricelli P., Franzoi P. (2009) A habitat- specific fish-based approach to assess the ecological status of Mediterranean coastal lagoons. *Marine Pollution Bulletin* 58: 1704- 1717
- Franzoi P., Scapin L., Redolfi Bristol S, Zucchetta M. (2019) Implementation of the habitat fish bio-indicator in two water bodies of the Venice lagoon : the rôle of seasonal and environmental variability in the assessment of ecological status of fish faune. *Italian Journal of freshwater Ichthyology*, 5, pp. 221-227
- Giraud A., Stroffek S. (2016) Connaissance des lagunes : quel bilan, quelle stratégie dans le cadre de la mise en œuvre du SDAGE ? Agence de l'Eau RMC. *Eau & Connaissance* 31p.
- Gordo, L., and H. Cabral. 2001. The fish assemblage structure of a hydrologically altered coastal lagoon: The Óbidos lagoon (Portugal). *Hydrobiologia* 459: 125-133. <https://doi.org/10.1023/A:1012510608231>.
- Hesse C., Krysanova V., Stefanova A., Bielecka M., Domnin D.A. (2015) Assessment of climate change impacts on water quantity and quality of the multi-river Vistula Lagoon catchment, *Hydrological Sciences Journal*, 60 (5) : 890-911
- Hill, M. (1973) Diversity and Evenness: A Unifying Notation and Its Consequences. *Ecology*, 54(2),427 32. doi:<https://doi.org/10.2307/1934352>
- Ifremer (2013). Bilan méthodologique de l'outil de diagnostic de l'eutrophisation du RSL. Quatorze années de résultats en Région Languedoc-Roussillon . RST/LER/LR/13.08 . <https://archimer.ifremer.fr/doc/00165/27662/>
- Iotti M., Darnaude A. M., Bouriat A., Ouisse V. (2023) Spatio-temporal Variation of Shallow Microhabitats and Associated Juvenile Fish Assemblages in a Mediterranean Lagoon . *Estuaries And Coasts* , 46(1), 198-226 . Publisher's official version : <https://doi.org/10.1007/s12237-022-01102-9> , Open Access version : <https://archimer.ifremer.fr/doc/00789/90130/>
- Jones A.G., Schaal G., Boyé A., Creemers M., Derolez V., Desroy N., Fiandrino A., Mouton T.L., Simier M., Smith N., Ouisse V. (2023) Disentangling the effects of eutrophication and natural variability on macrobenthic communities across French coastal lagoons. *PCI in Ecology*
- Karr J.R. (1981) Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*. 6 :21-27
- Lenfant P., Gudefin A., Fonbonne S., Lecaillon G., Aronson J., Blin E., Lourie S. M., Boisseroy P., Loeuillard J-L., Palmaro A., Herrouin G., Person J. (2015) Restauration écologique des nurseries des petits fonds côtiers de Méditerranée - orientations et principes.
- Lepage M., Aliaume C., Crivelli A., Lebel I., Abdallah Y., Bouchoucha M., Orsoni V. (2008) Etat des lieux des peuplements piscicoles dans les eaux de transition du bassin Rhône Méditerranée et Corse. *Rapp. Cemagref étude* 125. 180 p + Annexes
- Lloret J., Marin A., Marin-Guirao L. (2008) Is coastal lagoon eutrophication likely to be aggravated by global climate change? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 78 : 403-412
- MEDDE, 2005. Circulaire DCE n° 2005-11 du 29/04/05 relative à la typologie nationale des eaux de surface (cours d'eau, plans d'eau, eau de transition et eaux côtières) en application de la directive 2000/60/DCE du 23 octobre 2000 du Parlement et du Conseil établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau.
- Meinesz C., Derolez V., Bouchoucha M. (2013) Base de données "pressions sur les lagunes méditerranéennes" - Analyse des liens état - pression . RST.ODE/LER-PAC/13-11 . <https://archimer.ifremer.fr/doc/00154/26496/>
- Menu M., Vaz S., Bajjouk T., Derolez V., Fiandrino A., Giraud A., Grillas P., Ouisse V. (2019) Rapport final du projet CHAMILA (Cartographie des habitats en milieu lagunaire méditerranéen) . R.ODE/UL/LER/LR/19.34 . <https://doi.org/10.13155/70545>

- Millot, J. (2021) Bilan sur les pressions anthropiques en lagunes méditerranéennes et lien avec la diversité des communautés de poissons. 14 p. Rapport de stage de Master 1. Université Sorbonne.
- Mainardi, D., Fiorin, R., Franco, A., Franzoi, P., Granzotto, A., Malavasi, S., Pranovi, F., Riccato, F., Zucchetta, M., Torricelli, P., 2004. Seasonal distribution of fish fauna in the Venice Lagoon shallow waters: preliminary results. In: Campostrini, P. (Ed.), Scientific Research and Safeguarding of Venice, Corila Research: Program 2002 Results. Multigraf, Venezia, pp. 437-447.
- Morant D., Perennou C., Camacho A. (2021) Assessment of the Pressure Level over Lentic Waterbodies through the Estimation of Land Uses in the Catchment and Hydro-Morphological Alterations: The LUPLES Method. Applied Sciences 11(4), 1633 <https://doi.org/10.3390/app11041633>
- Motte M., Certain G., Vaz S., Amilhat E., Bellamy E., Bourdeix J-H., Cheret I., Cimiterra N., Contournet P., Darnaude A., Derolez V., Faliex E., Gianaroli C., Iotti M., Jadaud A., Orozco L., Metral L., Nicolas D., Simon G., Schull Q., Villeneuve R., Violette H., Ouisse V. (2022) Fish catches from French Mediterranean lagoons INPOLAG surveys (2019-2021). SEANOE. <https://doi.org/10.17882/91950>
- Munaron D., Mérigot B., Derolez V., Tapie N., Budzinski H., Fiandrino A. (2023) Evaluating pesticide mixture risks in French Mediterranean coastal lagoons waters. *Science of The Total Environment*, 867, 161303 (15p.) . <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.161303>
- Newton A., Icelly J., Cristina S., Brito A., Cardoso A.C., Colijn F., Dalla Riva S., Gertz F., Würgler Hanseni G., Holmerj M., Ivanova K., Leppäkoski E., Melaku Canuv D., Mocenim C., Mudge S., Murraye N., Pejrup M., Razinkovas A., Reizopoulou S., Pérez-Ruzafa A., Schernewski G., Schubert H., Carr L., Solidorov C., Viaroli P., Zaldívar J.M. (2014) An overview of ecological status, vulnerability and future perspectives of European large shallow, semi-enclosed coastal systems, lagoons and transitional waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 140, 95-122.
- Nixon S.W. (2009) Eutrophication and the macroscope. *Hydrobiologia*, 629: 5-19
- Ouisse V., Aliaume C., Amilhat E., Bouchoucha M., Bourjea J., Darnaude A., Derolez V., Faliex B., Giraud A., Grillas P., Kirchhofer D., Lenfant P., Miard T., Nicolas D., Pastor J., Rivoalan D., Simon G., Vaz S. (2016) Expertise collective « Habitats- Poissons » en lagune. 20p
- Ouisse, V., Fiandrino, A., Giraud, A. (2020) EXpertise sur les stocks SEDimentaires en milieu lagunaire. Projet EXSEDE. <https://doi.org/10.13155/75435>
- Pasquaud S., Courrat A., Fonseca V.F., Gamito R., Gonçalves C.I., Lobry J., Lepage M., Costa M.J., Cabral H. (2013) Strength and time lag of relationships between human pressures and fish-based metrics used to assess ecological quality of estuarine systems. *Estuar. Estuarine Coastal and Shelf Science* 134 : 119-127
- Pelaprat, C., Donnay, A., Frejefond, C., Chevreau, M., Lejeune, P. (2016) Mise en oeuvre du contrôle de surveillance au titre de la directive cadre eau pour l'indicateur benthos de substrat meuble pour les eaux de transition Année 2015 - Convention STARESO/ Agence de l'eau.
- Pérez-Ruzafa A., Marcos C., Pérez-Ruzafa I.M., Pérez-Marcos M. (2011) Coastal lagoons: "transitional ecosystems" between transitional and coastal waters. *Journal of Coastal Conservation* 15:369-392.
- Pérez-Ruzafa A., Pérez-Ruzafa I.M., Newton A., Concepción Marcos C. (2019) Coastal Lagoons: Environmental Variability, Ecosystem Complexity, and Goods and Services Uniformity. *Coasts and Estuaries*, Chap 15 : 253-275
- Perry H.J., Goodridge Gaines L.A., Borland H.P., Henderson C.J., Olds A.D., Mosman J.D., Gilby B.L. (2023) Identifying optimal values of coastal habitat condition for management and restoration. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 282, 108250. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2023.108250>

- Provost, C., Gevrey, M., Argillier, C. (2012) La macrofaune benthique indicatrice de l'état des lagunes oligohalines méditerranéennes ? Irstea. doi:<https://hal.inrae.fr/hal-02597249>
- Říha, M., J. Kubečka, T. Mrkvička, M. Prchalová, M. Čech, V. Drašík, J. Frouzová, et al. (2008) Dependence of beach seine net efficiency on net length and diel period. *Aquatic Living Resources* 21: 411-418. <https://doi.org/10.1051/alr:2008061>.
- Riera R., Tuset V.M., Betancour-R R., Lombarte A., Marcos C., Perez-Ruzafa A. (2018) Modelling alpha-diversities of coastal lagoon fish assemblages from the Mediterranean Sea. *Progress in Oceanography* 165 : 100-109.
- Rivoallan D., Blanc M., Lambremon J. (2021) Potentialités de colonisation des lagunes par les poissons. 101 p. [migrateursrhonemediterranee.org/wp-content/uploads/2021/06/2020_15_15__Lagune.pdf](https://www.migrateursrhonemediterranee.org/wp-content/uploads/2021/06/2020_15_15__Lagune.pdf)
- Sapounidis, A.S. & Koutrakis, E.T. 2021. Development of a Fish-Based Multimetric Index for the Assessment of Lagoons' Ecological Quality in Northern Greece. *Water* 2021, 13, 3008.
- Scapin L., Zucchetto, M., Facca, C., Sfriso, A., Franzoi, P. (2016) Using fish assemblage to identify success criteria for seagrass habitat restoration, *Web Ecology*, 16, 33-36. <https://doi.org/10.5194/we-16-33-2016>, 2016.
- Schoolmaster D.R., Grace J.B., Schweiger E.W., Guntenspergen G.R., Mitchell B.R., Miller K.M., Little A.M. (2013) An algorithmic and information-theoretic approach to multi-metric index construction. *Ecological Indicators*. 26, 14-23
- Simas T., Nunes J.P., Ferreira J.G. (2001) Effects of global climate change on coastal salt marshes. *Ecological Modelling*, 139 : 1-15
- Solimini A.G., Cardoso A.C., Heiskanen A.S. (2006) Indicators and Methods for the Ecological Status Assessment Under the Water Framework Directive. *Linkages Between Chemical and Biological Quality of Surface Waters* Institute for Environment and Sustainability, Joint Research Center, European Communities. 262 pp.
- Souza G.B.G., Vianna M., (2020) Fish-based indices for assessing ecological quality and biotic integrity in transitional waters: A systematic review. *Ecological Indicators* 109, 105665. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105665>
- Stefanova A., Krysanova V., Hesse C., Lillebø A.I. (2015) Climate change impact assessment on water inflow to a coastal lagoon: the Ria de Aveiro watershed, Portugal. *Hydrological Sciences Journal*, 60 (5) : 929-948
- Tableau A., Drouineau H., Delpech C., Pierre M., Lobry J., Le Pape O., Breine J., Lepage M. (2013) A fish-based index of estuarine ecological quality incorporating information from both scientific fish survey and experts knowledge. *Ecological Indicators* 32, 147-156. DOI:10.1016/j.ecolind.2013.03.030
- Ter Braak C. (1986) Canonical correspondence analysis : a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* , 69-77.
- Tuomisto H. (2010) A Diversity of Beta Diversities: Straightening up a Concept Gone Awry. Part 1. Defining Beta Diversity as a Function of Alpha and Gamma Diversity. *Ecography* , 33, 2-22. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.05880.x>
- Villéger S., Brosse S., Mouchet M., Mouillot, D., Vanni M. J. (2017) Functional Ecology of Fish: Current Approaches and Future Challenges. *Aquatic Sciences* 79(4). DOI :10.1007/s00027-017-0546-z
- Zucchetto M., Scapin L., Cavarro F., Pranovi F., Franco A., Franzoi P. (2016) Can the Effects of Anthropogenic Pressures and Environmental Variability on Nekton Fauna Be Detected in Fishery Data? Insights from the Monitoring of the Artisanal Fishery Within the Venice Lagoon. *Estuaries and Coasts*, 39 (4) :1164-1182
- Zucchetto M., Scapin L., Franco A., Franzoi P. (2020) Uncertainty in Developing Fish Based Multi-Metric Indices. *Ecological Indicators*. doi:<https://10.1016/j.ecolind.2019.105768>.

9 Annexe 1 : Rapport de stage L. Orozco



Facteurs structurants des communautés lagunaires méditerranéennes



Lagune de Thau, Hérault. Crédit: Marie de Mèze (34)

Formation ingénieur AgroSup Dijon - Formation initiale – Agronomie
Promotion 2019-2022

Stage de fin d'études
Réalisé du 27/03/2022 au 20/08/2022

Lucie Orozco

Enseignant chercheur référent : Blouin Manuel
Tuteurs de stage : Certain Grégoire et Vincent Ouisse
Co-tutrices : Simier Monique et Aliaume Catherine

Année de soutenance : 2022

RÉSUMÉ

Les lagunes méditerranéennes sont des lieux essentiels au bon déroulement du cycle de vie de nombreuses espèces de poissons et de crustacés, qui peuvent être utilisés comme indicateurs d'état écologique des lagunes. La combinaison de pressions aux échelles globales et locales pesant sur les lagunes méditerranéennes compromettent leur biodiversité. Ce travail vise à établir un état des lieux du cortège faunistique de poissons et crustacés en lagune méditerranéenne afin, à terme, de développer des outils de suivi et de conservation de la biodiversité. L'étude de ces cortèges tente de quantifier la part de l'environnement dans la structuration des communautés lagunaires et des traits fonctionnels associés à certaines contraintes environnementales. A partir d'analyses multivariées sur des données d'échantillonnage de 8 lagunes méditerranéennes entre 2019 et 2021 et de traits écologiques documentés dans la littérature, le rôle des paramètres environnementaux abiotiques dans la structuration des communautés est étudié. De plus, une analyse multi-tableaux permet de tester le rôle des traits fonctionnels et voir s'ils sont associés à certaines contraintes environnementales. Ensuite, les niveaux de biodiversité et de structuration de la diversité à l'échelle de chaque lagune sont étudiés par comparaison d'indices de diversité taxonomique et fonctionnelle. Sur les lagunes étudiées lors des trois campagnes, la diversité de poissons et de crustacés est globalement homogène. Ceci concerne à la fois la diversité taxonomique, mais également la diversité fonctionnelle. Les lagunes étudiées semblent donc avoir des patterns écologiques communs. Les cortèges faunistiques étudiés sont explicables en partie par des caractéristiques environnementales. Ici, les facteurs écologiques qui prennent part à la création et au maintien des cortèges lagunaires de poissons et crustacés sont majoritairement la couverture végétale et une combinaison de facteurs lagunaires non identifiés clairement *via* ce travail. L'étude du lien entre dissimilarité spécifique et environnementale révèle que certaines lagunes, à savoir Thau, Berre et le complexe Palavasien, ont d'ailleurs une structuration taxonomique dans l'espace, bien que les facteurs régissant cela n'ont pas pu être établis. Concernant les traits écologiques documentés, il semble que ceux-ci n'interviennent pas ou très peu dans la structuration des cortèges étudiés. Il serait intéressant d'aller vers des mesures *in situ* des traits pour percevoir la variabilité intra spécifique.

Mots clefs : Lagune méditerranéenne, diversité, habitat, trait fonctionnel, cortège faunistique

ABSTRACT

Mediterranean lagoons are essential places in the life cycle of many fishes and crustaceans, which can be used to assess their ecological state. The combination of global and local pressure jeopardizes lagoons' biodiversity. This work aims at establishing an overview of the faunistic communities to help in the future development of indicators. The study tries to quantify the part of explanation environmental parameters and ecological traits bring in the communities' structuration. Using multivariate analysis on sampling data from 8 lagoons between 2019 and 2021, the environment role is studied. Functional traits gathered from literature are used for a multi table analysis to test their role and to determine their link to abiotic environmental conditions. Then, biodiversity levels, taxonomic and functional ones, and structuration of communities in space were analysed for every studied lagoon and compared at an inter-lagoon scale. For the studied lagoons, taxonomic and functional diversity of fishes and crustacean are globally homogenous. These lagoons seem to have common ecological patterns. Environmental characteristics explain a part of the studied fauna. The main environmental factors having a significant effect on the fauna's structuration are the vegetation cover and a combination of factors which could not be identified. Some lagoons, Thau, Berre and the Palavasien, are structured in space as the study of the link between environmental and specific dissimilarity has shown. The factors regulating this structuration remain unknown. About the documented functional traits, it seems that they do not take action in the studied fauna's structuration. It could then be interesting to go further with the study of *in situ* traits measures to observe intra specific variability.

Key words : Mediterranean lagoons, habitat, diversity, functional trait, faunal composition

INTRODUCTION

L'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN) définit la biodiversité comme la « variabilité de tous les organismes vivants, incluant la variabilité entre et au sein même des espèces, la diversité de leurs formes de vie, de leurs interactions et des complexes écologiques dans lesquels ils évoluent et/ou interviennent ». Le terme de sixième crise d'extinction biologique massive planétaire est d'ailleurs aujourd'hui couramment utilisé (Villéger, 2008; Vallecillo, 2021, Carmona et al., 2021). Dans ce contexte, les principaux organismes de recherche mondiaux placent la qualification et la quantification de la biodiversité comme une priorité.

Parmi les écosystèmes marins, les zones côtières pâtiraient le plus durement des impacts anthropiques (GIEC 2022). Depuis 2020, les littoraux méditerranéens français sont classés par l'UICN parmi les écosystèmes en danger (Schatz and Goffre, 2021). Conséquence de leur situation de réceptacle du bassin versant et leur confinement dans des zones fortement anthropisées, les lagunes subissent de nombreuses pressions anthropiques impactant la colonne d'eau et le vivant (Meinesz et al., 2013 ; Guillemot et al., 2021). De fait, la combinaison de pressions aux échelles globales telles que le changement climatique et locales telles que l'artificialisation des sols altère la composition spécifique des communautés ichthyologiques (Solidoro et al. 2010, Mouillot et al., 2013).

Or ces lagunes sont essentielles au bon déroulement du cycle de vie de nombreuses espèces, zones de nurseries, elles apportent refuge et nourriture aux juvéniles de divers poissons (Lenfant et al., 2015 ; Regimbart et al., 2018) . Outre les juvéniles de poissons, les lagunes sont le lieu de vie d'une macrofaune benthique composée notamment de crustacés et de mollusques (Chaouti and Bayed., 2011). Juvéniles de poissons et crustacés peuvent être utilisés comme indicateurs de l'état des lagunes (Provost et al., 2012) .

Dans ce contexte, ce stage propose d'établir un état des lieux du cortège faunistique lagunaire en Méditerranée afin, à terme, de développer des outils de suivi, de conservation et de rétablissement de la biodiversité. Nous chercherons donc à étudier les relations entre le cortège lagunaire, les spécificités écologiques des espèces et les caractéristiques environnementales du milieu afin d'améliorer la compréhension du fonctionnement des milieux lagunaires.

ÉTAT DE L'ART

Les lagunes méditerranéennes : d'une mosaïque d'habitats à des communautés biologiques

Définition des lagunes méditerranéennes

A l'échelle mondiale, les lagunes côtières occupent près de 13 % du linéaire côtier et sont présentes sur tous les continents, excepté en Antarctique. En Europe, elles occupent environ 5 % des côtes et sont particulièrement importantes le long des côtes méditerranéennes (Cromwell, 1971; Barnes, 1980). Sur la façade méditerranéenne française plus d'une trentaine de lagunes sont répertoriées. Définies comme des masses d'eau de transition entre les écosystèmes terrestres et marins, elles appartiennent au domaine paralytique. Elles sont permanentes ou temporaires, séparées de la mer par un cordon littoral appelé lido (Figure 1) et en relation plus ou moins étroite et régulière avec la mer via un ou plusieurs graus (Kara and Quignard, 2018). Naturellement, les lagunes sont la conséquence d'une transgression marine ou d'une élévation du niveau de la mer durant une période interglaciaire suivie d'un isolement par formation d'une barrière sédimentaire formée par les dépôts fluviaux, d'un événement tectonique ou d'une combinaison des deux. Leur origine peut aussi être anthropique, conséquence d'aménagement de marais (Leruste 2016). Toutes ont vocation à disparaître naturellement par colmatage ou submersion sur le long terme (Kara and Quignard, 2018).



Figure 1 : Schéma d'une lagune. Source: Réseau de Suivi Lagunaire.

Interfaces dynamiques, ces étendues d'eau sont en général peu profondes même si elles peuvent atteindre une dizaine de mètres dans le cas de la lagune de Thau, de Berre ou en Corse (Urbino et Diana). Elles forment ainsi un écotone entre mer et bassin versant hautement productifs notamment grâce aux apports d'eau douce contenant de la matière organique et des minéraux (Villegier, 2008). Au sein même de chacune de ces lagunes, il existe de forts gradients spatio-temporels (Menu et al., 2019 ; Villéger 2008). De ce fait, ces milieux sont dits « naturellement stressés » (Elliott and Quintino, 2007 ; Pérez-Ruzafa 2006).

Services écosystémiques et menaces

Grâce à ces caractéristiques, les lagunes fournissent aux populations de nombreux biens et services et sont au centre de nombreux intérêts socio-économiques. Elles représentent un patrimoine écologique, un levier économique et sont porteuses de nombreuses fonctions de régulation. Zones d'intérêt halieutique, elles constituent ainsi le support direct d'activités économiques locales importantes telles que la pêche artisanale et la conchyliculture (Pérez-Ruzafa et al., 2011; De Wit et al., 2017; Lagarde et al., 2017) et participent ainsi au bien-être des populations (Costanza et al., 1997; Barbier et al., 2011). D'un point de vue patrimonial et récréatif, les lagunes méditerranéennes représentent un patrimoine paysager culturel structurant de la vie locale. Leur fonction récréative est un levier économique touristique local (GIEC , 2022).

Les lagunes méditerranéennes ont aussi des fonctions trophiques de frayère, nourricerie, de nurserie, et de couloir migratoire pour de nombreuses espèces de poissons et de crustacés (Peguín et al., 2016). Pour certaines espèces migratrices à forte valeur économique, elles constituent des zones de frayères, de nourricerie, de nurserie. Par exemple, elles servent de nurserie pour la dorade (*Sparus aurata*), le loup (*Dicentrarchus labrax*) et le mullet (*Mugil cephalus*) ou de couloir migratoire pour l'anguille (*Anguilla anguilla*) (Regimbart et al., 2018; Kara and Quignard, 2018).

L'anthropisation des lagunes, i.e les modifications des lagunes par l'Homme, conduit à de lourdes pertes de biodiversité affectant les services écosystémiques rendus (Teichert et al., 2018). Parmi les nombreuses menaces anthropiques qui pèsent sur les lagunes sont comptées le comblement, le stockage de polluants, l'artificialisation des berges, mais aussi la conchyliculture, l'aquariophilie et les transports maritimes, vecteurs de colonisation des lagunes par des espèces invasives (Peguín et al., 2016). En outre, le phénomène de désoxygénation appelé localement « malaïgue »

est la principale menace pesant sur cet écosystème (Pinay et al., 2017 ; Peguin et al., 2016 ; Le Fur , 2018). La malaïgue intervient naturellement régulièrement dans les lagunes côtières par leur configuration fermée, mais est aggravée par les intrants d'origine agricole et les rejets d'eaux usées (Peguïn et al., 2016). Ces apports d'azote et de phosphore induisent la prolifération du phytoplancton et des algues, ce qui entraîne un manque d'O₂, rendant à terme le milieu anoxique . D'un point de vue global, les changements à l'échelle de la planète sont maintenant combinés à ces facteurs de stress locaux (Simas et al., 2001, Lloret et al., 2008, Hesse et al., 2014, Stefanova et al., 2015). Les prévisions climatiques impliquent la dégradation de la biodiversité via l'association de l'assèchement de ces zones humides et de contraintes sur l'habitat (Guillemot et al., 2021). A moyen terme, cela compromet grandement la pérennité de ces écosystèmes indispensable dans le cycle de vie de nombreuses espèces (Guillemot et al., 2021).

Le bon fonctionnement de ces écosystèmes repose sur l'état de l'environnement biotique et abiotique qui les compose, particulièrement l'existence, la disponibilité et l'accessibilité d'habitats clefs liés à des étapes de cycle de vie des espèces (Elliott and Quintino, 2007). Les perturbations environnementales peuvent modifier la structure et le fonctionnement des écosystèmes par effets directs (pression affectant directement les organismes : pression de pêche, eutrophisation, pollution) et indirects (via la détérioration d'habitats ou de la chaîne alimentaire) en cascade (Solidoro et al., 2010). Tandis que les pressions directes altèrent les capacités physiologiques des organismes, les pressions indirectes affectent les organismes via la destruction d'habitats naturels et compromettent donc leurs fonctions associées (Perez-Ruzafa et al. 2006 ; M Lamine Camara, 2016). Les écosystèmes lagunaires sont vulnérables aux effets cumulatifs des pressions anthropiques (GIEC 2022, Peguin et al., 2016) et souffrent des modifications des habitats en leur sein. La diversité des habitats est donc fortement liée à la diversité du vivant et des fonctions écologiques associées (Camara, 2016). L'UICN alertait dès 2016 sur la perte de surface d'herbiers et la perte de biodiversité au sein de la macrofaune dans les lagunes méditerranéennes françaises.

Des dissimilarités biotiques et abiotiques inter et intra lagunaires : d'une mosaïque d'habitats à des communautés biologiques?

Bien que les lagunes méditerranéennes soient définies comme un habitat unique (Habitat 1150-2 « Lagune méditerranéenne ») dans la directive Habitat Faune Flore (DHFF), des différences inter-lagunaires existent (Menu et al., 2019). Chaque lagune est un écosystème unique avec des caractéristiques biotiques et abiotiques spécifiques (Le Fur et al., 2018) et peut être considérée comme une entité à part entière (Menu et al., 2019). Sur la façade méditerranéenne française, la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) utilise d'ailleurs des indicateurs différents pour évaluer la qualité de ces masses d'eau en fonction de la salinité, facteur influant sur la structure et le fonctionnement de ces milieux en lien avec le degré de confinement vis-à-vis de la mer. Kara et Quignard (2018) proposent eux de différencier les lagunes selon qu'elles résultent d'apports sédimentaires par les rivières, d'un événement tectonique ou d'un mélange des deux. De nombreuses autres classifications selon leur propriétés physico-chimiques, niveau de connectivité à la mer, leur teneur en nutriments ou encore leur position géographique existent, illustrant ainsi la diversité de ces milieux.

A cette hétérogénéité inter-lagunaire se superpose une variabilité intra-lagunaire, que ce soit des composantes abiotiques (paramètres physico-chimiques) ou biotique (couverture végétale). Chaque lagune abrite en effet une mosaïque d'habitats homogènes susceptibles d'influencer la distribution des organismes (Le Fur, 2018). A fine échelle, ces habitats peuvent présenter une forte dynamique temporelle en fonction par exemple de l'évolution du couvert végétal du fond. Les travaux de Menu et al. (2019) proposent une cartographie des habitats de plusieurs lagunes méditerranéennes permettant d'avoir une idée des échelles spatiales pertinentes pour caractériser ces habitats. L'habitat est un « environnement particulier qui peut être

distingué par ses caractéristiques abiotiques et ses assemblages biologiques associés, fonctionnant à des échelles spatiales et temporelles spécifiques mais dynamiques, dans un secteur géographique reconnaissable » (Menu et al. , 2019). La lagune doit ainsi être considérée comme un « super habitat » composé d'une mosaïque d'habitats assurant des fonctions propres pour l'écosystème. La biodiversité abritée dans une lagune serait la résultante de la présence de niches distinctes créées par la complexité des habitats rencontrés aussi bien au niveau de la structure 3D (protection/refuge) qu'au niveau des besoins trophiques. Ces caractéristiques propres à chaque habitat sont déterminantes dans la répartition des espèces dans l'espace (Hillebrand and Blenckner, 2002). La myriade d'habitats permet l'occupation de ces espaces par des espèces distinctes.

Les facteurs biotiques et abiotiques qui créent cette mosaïque d'habitats permettent l'établissement d'assemblages faunistiques inégalement répartis dans l'espace et le temps (Kara et Quignard, 2018). Des fluctuations environnementales sur le plan temporel, inter-saisonniers et interannuelles s'ajoutent à la grande variabilité intra et inter lagunaire (Le Fur, 2018).

L'origine de l'ajout de nouveaux individus aux communautés lagunaires est double : d'une part le recrutement en provenance de larves pénétrant dans la lagune avec le flux marin, d'autre part, le recrutement en provenance des populations sédentaires (Amanieu and Lasserre, 1982 ; Kara and Quignard, 2018). Le recrutement par apport marin est hétérogène car aléatoire et dépendant de l'état des voies de communication avec la mer. Ces apports dits « en vrac » ne constituent pas de véritable communauté structurée. L'écosystème lagunaire, souvent classé dans les milieux « extrêmes » , exerce sur les apports « en vrac » tout un ensemble de contraintes modelant progressivement des communautés lagunaires.

Ce phénomène de distribution spatiale hétérogène existe en partie par un processus de filtrage sélectionnant ainsi les individus (Attril and Rundle, 2002 ; Whitfiel et al., 2012 ; Camara et al., 2021). Ce filtrage est d'origine biotique (interactions entre les individus) et abiotique (gradients environnementaux) (Villéger, 2008 ; McLean et al., 2021 ; Gross et al., 2022; Sinha et al., 2022). Différents filtres sélectifs agissent en contraignant les pools spécifiques régionaux et les traits spécifiques permettent aux espèces de passer ou non ces différents niveaux sélectifs. Se développent alors des stratégies d'occupation de l'espace expliquant certains regroupements de type communautaire (Amanieu and Lasserre, 1982 ; Villéger et al. 2008). L'écologie des communautés s'intéresse aux assemblages et au maintien de la diversité à travers le temps et l'espace. L'hypothèse principale est donc que les assemblages locaux ne sont pas régis par un processus de distribution aléatoire mais sont le fruit d'une combinaison d'apports au hasard filtrés par des habitats qui sélectionnent les espèces présentes à l'échelle de la zone (Gross et al., 2022).

Concepts et outils nécessaires à l'étude de la biodiversité

Mesures de la biodiversité

La biodiversité s'observe et se mesure de l'échelle génétique à celle des paysages. De nombreux indices calculés à partir d'occurrence, d'abondance ou de biomasse par unité de surface, de volume, ou par site, existent pour la quantifier. Chaque indice a ses propres avantages et inconvénients, l'essentiel est de choisir l'indicateur qui répond le mieux à la problématique biologique (Bison, 2015). Parmi les plus utilisés, l'indice de Shannon prend en compte la richesse spécifique (nombre d'espèces dénombrées dans un site) et l'abondance relative des espèces; l'équitabilité de Pielou qui renseigne sur le degré d'équitabilité de l'organisation du peuplement, *i.e.* le degré de diversité atteint par rapport au maximum théorique (Pielou, 1969).

L'équitabilité est comprise entre 0 et 1, tendant vers 0 lorsque la quasi-totalité des individus appartiennent à une seule espèce. L'indice de Simpson qui renseigne sur la probabilité qu'un individu tiré au hasard appartienne à une espèce donnée, ou la probabilité que deux individus tirés au hasard soient d'espèces différentes.

La diversité de Hill (Hill, 1973) est une généralisation mathématique des indices de diversité, qui regroupe au sein du même cadre les indices classiques (Shannon, Simpson, équitabilité). Avec q un nombre réel positif (Chao et al., 2014) qui définit la sensibilité de l'indice aux espèces rares, l'indice de Hill calcule la moyenne globale des fréquences spécifiques (Figure 2). Quand q est nul, la même importance est donnée à chaque espèce et l'indice de Hill correspond à la richesse spécifique. L'importance accordée aux espèces dominantes augmente avec q . Lorsque q tend vers 1, D renvoie à l'exponentielle de l'indice de Shannon. Quand $q=2$, D vaut $1/\text{indice de Simpson}$. Le calcul de l'indice de Hill pour différentes valeurs de q sur une aire donnée est appelé « profil de Hill ». La plus grande part de variabilité du profil s'observe entre q nul et $q=2$ (Chao et al., 2010, Certain et Planque, 2015). La pente de la courbe quand $0 < q < 2$ est fortement corrélée à l'équitabilité de Pielou (Chao et al., 2014).

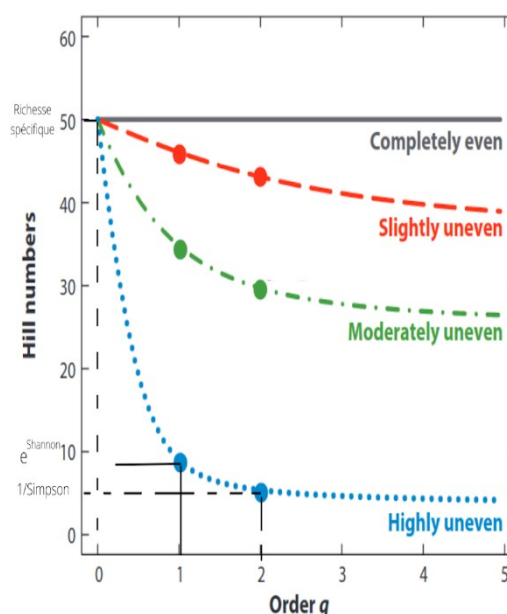


Figure 2 : Profil de Hill théorique, annoté à partir de Chao et al., 2014

Décomposer les indices de biodiversité à différentes échelles permet de mieux comprendre les processus d'assemblage (Jost 2007). A partir du niveau communautaire, il est bon de considérer différentes échelles de mesure de la biodiversité (Elliott and Dewailly, 1995) :

- Alpha: diversité moyenne en un point d'échantillonnage, en nombre effectif d'espèces
- Gamma: diversité totale sur l'aire étudiée
- Bêta: dissimilarité moyenne entre les échantillons, en nombre effectif de sites

La décomposition multiplicative de la diversité alpha permet de calculer la diversité bêta à différentes échelles spatio-temporelles (Figure 3, Tuomisto, 2010a) :

$$\text{Équation 1: } {}_q D_\beta = {}_q D_\gamma / {}_q D_\alpha$$

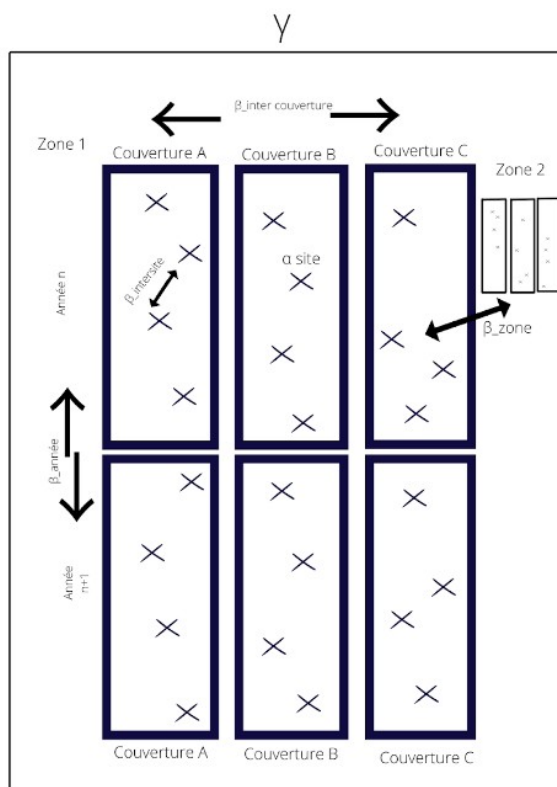


Figure 3 : Schématisation de la décomposition de l'indice de Hill, retravaillé du schéma de Socolar et al., 2016

Ecologie fonctionnelle : complémentarité des approches taxonomiques et fonctionnelles

La diversité fonctionnelle quantifie la diversité des traits écologiques dans une communauté biologique. Un trait fonctionnel ou écologique désigne une caractéristique biologique individuelle (Villéger, 2008). Sous l'hypothèse que certains habitats ou contraintes environnementales favorisent l'existence de certains traits, il doit être possible de caractériser ces liens par l'examen joint des relations espèce-environnement et espèce-trait (Dray et al., 2014). Il existe de nombreuses méthodes de mesure de traits chez les poissons allant de la fonction de préhension, de reproduction, de mobilité à la défense face à la prédation (Villéger et al., 2017). Les individus de communautés lagunaires peuvent être catégorisés selon différents critères ou « traits biologiques » (Amanieu and Lasserre, 1982) : utilisation des lagunes (migrants, résidents, opportunistes), position dans la colonne d'eau (benthique, démersal, pélagique), type trophique, mode de reproduction. La diversité fonctionnelle augmente avec la différence entre les traits des espèces présentes. La redondance fonctionnelle est le phénomène de compensation de la perte de biodiversité par d'autres espèces (Marage and Bertrand, 2012). Des fonctions biologiques distinctes au sein d'un écosystème entraînent potentiellement une meilleure stabilité (Certain and Planque, 2015 ; Chun Huo Chiu, 2015). L'équitabilité fonctionnelle correspond à la régularité de la répartition des traits et de leurs abondances. La divergence fonctionnelle renseigne sur la différence entre les abondances de traits par rapport à la valeur moyenne des traits (Villéger, 2008).

De nombreux auteurs soulignent la pertinence de l'approche fonctionnelle des communautés et la nécessité de prendre en compte les caractéristiques biologiques des espèces, approche complémentaire à l'approche taxonomique classique (Villéger, 2017 ; Carmona et al. 2021, Sinha et al. 2022). Il est préconisé d'aller plus loin que la simple approche taxonomique en la couplant à l'approche fonctionnelle afin de fournir un supplément d'informations sur les processus de création et de maintien de

la diversité. (Webb et al. 2002 ; Franco et al, 2008 ; Villeger, Zucchetta et al. ; Sihna et al., 2022 ; Su et al., 2022).

Retracer les liens entre les mesures de biodiversité, les habitats et les traits fonctionnels : l'outil statistique

Différentes notions permettent de définir et de rendre compte de l'état d'un écosystème : description physico-chimique et identification des habitats fonctionnels, mesures de biodiversité taxonomique et de traits fonctionnels. Ces aspects sont étroitement liés mais il reste difficile de définir ces liens précisément. C'est là qu'interviennent les outils statistiques d'analyses multivariés ou multi-tableaux, qui nous permettent d'établir les liens entre variables environnementales, mesures de biodiversité et traits écologiques. Nous pouvons ainsi définir les groupes d'individus qui se ressemblent par les critères fonctionnels. Mieux encore, il est alors possible d'identifier quelles espèces cohabitent dans quels types d'habitats et quels descripteurs environnementaux semblent intervenir dans la répartition des espèces.

Les analyses multivariées permettent d'identifier les groupes écologiques, de discriminer les ensembles, des continuums écologiques, ou de distinguer des gradients environnementaux (Bonin and Taroni, 1990). Ces outils de visualisation mettent en relation les caractéristiques abiotiques et les variables-réponses biologiques afin de décrire les écosystèmes et d'en prédire les évolutions (Barbu et al., 2019). Les méthodes de couplage multi-tableaux permettent de distinguer différentes zones fonctionnelles abritant des espèces clef. Les analyses multivariées permettent en somme de synthétiser l'information contenue dans des jeux de données complexes, d'identifier des structures homogènes et de tester si la répartition spécifique dépend de traits écologiques et de paramètres environnementaux.

Ces outils statistiques sont indispensables dans les politiques de gestion et la conservation car ils permettent aux gestionnaires d'identifier des zones et espèces nécessitant le plus d'attention en matière de conservation et de gestion (Vallecillo, 2021; Kara et Quignard, 2018). De même, les suivis de la faune sauvage peuvent intervenir dans la connaissance et la gestion des espèces exploitées. Ainsi, sont identifiées les zones à protéger, les espèces rares et/ou emblématiques, les espèces qui rendent des services écosystémiques. Il est donc essentiel d'améliorer l'état des connaissances sur les liens entre habitats et distribution spatiale des communautés.

Les stratégies et leviers d'action pour la protection de la biodiversité méditerranéenne

Directives d'encadrement des masses d'eau méditerranéennes et place des lagunes méditerranéennes au sein de ces dernières

Il s'agit de garantir les services qui découlent des milieux marins et lagunaires, particulièrement la sécurité alimentaire via la pêche et l'aquaculture. Concilier usage et préservation de la biodiversité nécessite de suivre et évaluer la qualité des eaux, afin d'en maintenir ou améliorer la qualité (Guillemot et al., 2021). Au-delà d'améliorer la résilience des lagunes, cela vise également à éviter la mal adaptation (investissement sur des constructions vouées à devenir obsolètes rapidement ou être détruites). Réglementer l'exploitation de ces masses d'eau permet de renforcer les efforts de préservation. A ce titre, les décrets ministériels tels que le Schéma National des Données sur l'Eau (SNDE) organise de nombreux réseaux de surveillance inter-imbriqués dont les données sont utilisées à différentes échelles de gestion (Guillemot et al., 2021).

À l'échelle européenne, c'est le rôle de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE, 2000/60/CE) qui établit un cadre de protection et de gestion des masses d'eau, faisant de ce suivi une obligation réglementaire (annexe V de la DCE, 1.1.3. Eaux de transition). La DCE définit la qualité des masses d'eau par la combinaison de l'état physico-chimique et de l'état écologique. L'état écologique est défini par la mesure de différents indicateurs de qualité, comme l'indicateur phytoplancton (Belin et Da-

niel, 2013) ou macrophyte (Andral and Derolez, 2007). L'état observé est alors comparé à un état de référence subissant peu de pressions anthropiques. L'état chimique est établi selon le respect de normes relatives à 45 substances toxiques. L'atteinte du bon état permet le maintien des communautés aquatiques, le respect des objectifs de conservation du réseau Natura 2000 et est compatible avec un certain niveau d'activité humaine. La bonne qualité des eaux permet la conchyliculture, la pêche, la baignade, les loisirs (Guillemot et al., 2021).

Au titre de la DCE, la façade méditerranéenne française compte une trentaine de lagunes classées en masses d'eau de transition. Confrontées à des enjeux stratégiques, ces zones particulières font l'objet d'un encadrement spécifique en termes de protection de l'environnement (et aménagement du territoire) à diverses échelles (Ghiotti, 2019). Au-delà de la DCE, ces zones sont aussi régies par la directive habitats, faune, flore (Directive 92/43/CEE) et la directive mer (DCSMM, 2008). De même, ces lagunes sont catégorisées "zones humides" par la convention de Ramsar (1971, ratifiée par la France en 1986) et fréquemment labellisées Natura 2000. Cette panoplie de classifications nationales et internationales inscrivent ces complexes lagunaires dans des collaborations internationales en termes d'acquisition de savoirs, d'observation, de suivi et de gestion (Ghiotti, 2019). Ces réseaux contribuent à maintenir la surveillance de ces systèmes fragiles riches de biodiversité et vitaux pour de nombreuses espèces et activités économiques locales.

Le pôle relais lagunes méditerranéennes (2008) compte 11 lagunes en Occitanie, ce qui représente 50 % des complexes lagunaires méditerranéens français (Ghiotti, 2019). Parmi ceux-ci, Berre, Thau, Salses-Leucate, Bages-Sigean et Or sont les 5 plus vastes en termes de surface.

Projet INPOLAG (Développement d'un INDicateur POisson LAGune)

A ce jour 86 % des lagunes méditerranéennes françaises n'ont pas atteint les objectifs de « bon état » fixés par la DCE (Giraud & Stroffek, 2016) et les délais ont parfois été repoussés jusqu'en 2027 (Ghiotti, 2019). La mise en place de stratégies de conservation efficaces implique une connaissance préalable des mécanismes écosystémiques qui régissent les zones concernées (Singh, 2002 ; Meynard et al. 2011). Des éléments de qualité pour classer l'état écologique des lagunes existent déjà : indicateurs phytoplancton, macrophytes, faune benthique et même ichtyofaune (Franco et al., 2009; Coates et al., 2007; Scapin et al., 2016). En particulier, la macrofaune, notamment le macrozoobenthos, joue un rôle prépondérant dans le fonctionnement des écosystèmes côtiers. C'est donc un outil pertinent pour créer des indicateurs d'état écologique (Chaouti & Bayed, 2011 ; Provost et al., 2012)

La pluralité des indicateurs permet d'identifier différentes pressions. Chacun des indicateurs répond à certaines pressions et apportent une information complémentaire aux autres, ils répondent et mettent en valeur des pressions distinctes. Les indicateurs poissons existants à ce jour pour les lagunes méditerranéennes visent à faire le lien avec la destruction des habitats lagunaires. Plusieurs indices reposant sur le compartiment écologique « poissons » existent à ce jour: Transitional Fish Classification Index (TFCI Coates et al., 2007), Habitat Fish Bioindicator Index (HFBI Franco et al., 2009 ; Scapin et al., 2016). Toutefois, la sensibilité de ces indices est variable selon les régions et moins sensible au niveau des lagunes méditerranéennes (Logez, 2010). Ces indicateurs ne sont ni adaptés ni bien calibrés pour le sud de la France. De plus, révéler la pression de détérioration des habitats lagunaires et leur relation avec la structure des communautés reste complexe.

C'est donc dans le cadre de la DCE que s'inscrit le projet INPOLAG (Développement d'un INDicateur POisson Lagune), en partenariat avec le CRPMEM-O (Comité Régional des Pêches Maritimes et des Elevages Marins en Occitanie), la fondation Tour du Valat, l'UMR Centre de Formation et de Recherche sur les Environnements Méditerranéens (CEFREM) et les syndicats mixtes des lagunes. Il est co-financé par l'Ifremer et l'Office Français de la Biodiversité. L'équipe INPOLAG œuvre depuis 2019 à la création d'un indicateur « poisson » adapté aux lagunes méditerranéennes et aux exigences de la DCE. Ce projet contribue également au développement d'une banque de données sur les abondances de la faune au sein de ces lagunes. La définition choi-

sie pour déterminer les sujets d'étude est celle de la typologie nationale T10 « lagunes méditerranéennes » (Menu et al., 2019). Précisément, il s'intéresse aux lagunes de Canet, Thau, Berre, Or, Bages, Arnel, Ayrolle, et au complexe palavasien qui inclut Prevost et Arnel.

Son premier axe consistait à réaliser une revue bibliographique sur les indicateurs poissons et à établir un plan d'échantillonnage applicable et adapté au contexte lagunaire méditerranéen. Le second axe a permis un échantillonnage massif des peuplements lagunaires couvrant 8 lagunes. INPOLAG rend alors possible l'évaluation des structures et de la biodiversité des peuplements de poissons et crustacés à différentes échelles.

PROBLEMATIQUE ET HYPOTHESES

Problématique

La variation environnementale induite par l'hétérogénéité des lagunes permet-elle d'identifier des communautés distinctes sur la base de la composition spécifique ou des traits fonctionnels ? En d'autres termes, en lagune méditerranéenne, quels facteurs écologiques structurent la diversité de poissons et de crustacés? Quelle est la part de l'environnement dans la structuration des communautés lagunaires? Peut-on identifier des traits fonctionnels associés à certaines contraintes environnementales?

Hypothèses

i. L'environnement joue un rôle prépondérant dans la structuration des communautés. (GIEC, 2022 ; Hillebrand and Blenckner, 2002 ; Attril and Rundle, 2002 ; Whitfiel et al, 2012)

ii. La sélection des cortèges d'espèces associés à certains environnements se fait via les traits fonctionnels de ces espèces.

iii. Compte-tenu de la grande diversité des habitats composants la mosaïque lagunaire, on s'attend à une forte corrélation entre dissimilarité environnem

Axes de recherche

(i) A l'échelle intra-lagunaire : Identifier au sein des lagunes des unités écologiques homogènes, caractériser leurs liens avec les habitats et rechercher les relations habitat-fonction. Dans quelle mesure existe-t-il des communautés faunistiques en système lagunaire méditerranéen ? Quels traits écologiques et gradients environnementaux sont déterminants dans la création de ces communautés ?

(ii) Echelle inter-lagunaire : Quantifier les niveaux de biodiversité de chaque lagune par comparaison d'indices de diversité taxonomique et fonctionnelle et par l'étude du lien entre la diversité bêta et la dissimilarité environnementale entre sites.

MATÉRIELS ET METHODES

Site d'étude et période d'échantillonnage

Le choix des lagunes échantillonnées s'est fait selon leur répartition le long de deux gradients, (i) de connectivité à la mer, dont la salinité peut être considérée comme un proxy, (ii) d'eutrophisation (Aliaume et al., 2019). L'échantillonnage a été effectué au sein de 8 lagunes (Canet, Ayrolle, Bages Sigean, Thau, Arnel, Prévost, Or, Berre) couvrant de Latitude 42,6°, Longitude 2.9° à Latitude 43,6 Longitude 5.2 ° (Figure 4). Au vu de leur communication en termes biotiques et abiotiques, les lagunes d'Arnel et de Prévost ont été considérées comme le complexe « Palavasiens » durant les analyses (Amanieu et al., 1982 ; Castaing et al., 2011).

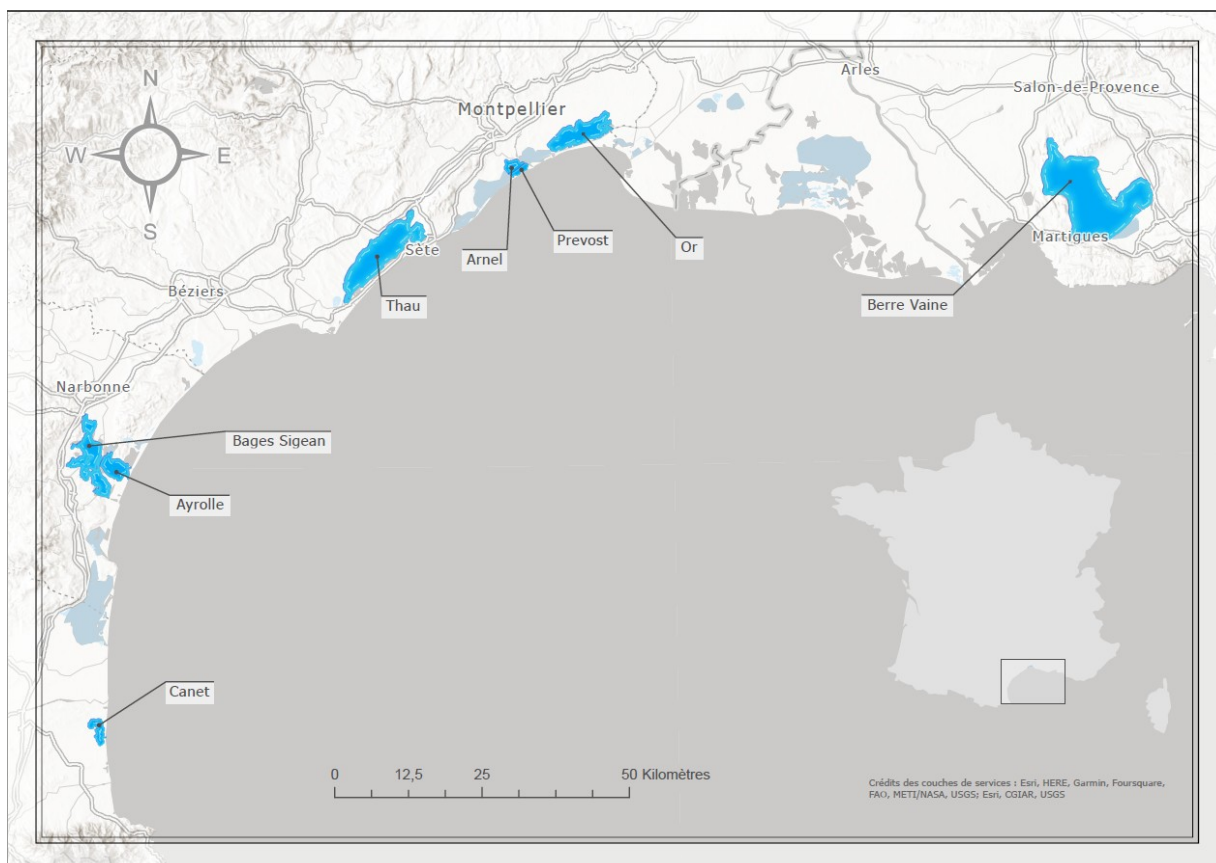


Figure 4 : Localisation du Golfe du Lion, France et localisation des 8 lagunes d'étude (réalisée sur Qgis pro)

Le suivi s'est déroulé sur 122 stations fixes. Le détail du nombre de stations et d'opérations de pêche par lagune est disponible dans le Tableau 1. Les échantillonnages se répartissent en 3 campagnes, Automne 2019, Automne 2020 et Printemps 2021, avec un total de 365 observations. Le choix des périodes d'échantillonnage au printemps et à l'automne avait pour but de cibler les périodes les plus favorables au recrutement d'une majorité d'espèces (Provost et al., 2012 ; Lenfant et al., 2015).

Tableau 1 : Détail de l'échantillonnage, nombre de stations par lagunes et nombre total d'échantillonnages par lagune

Lagune	Nombre de stations	Nombre total d'échantillonnages sur les trois campagnes
Thau	22	71
Ayrolle	18	59
Berre	17	60
Bage	18	55
Palavasiens	19	56
Canet	10	28
Or	18	36
Total nombre de stations sur les trois campagnes	122	365

Caractérisation des habitats

L'échantillonnage INPOLAG est structuré par habitat, chaque habitat étant décrit par croisement entre le type de faciès sédimentaire (sableux, sablo-vaseux, vaseux, vaseux) et la couverture végétale du fond (phanérogames, algues, sédiment nu). Selon les variations de couvert végétal, les positions des stations peuvent légèrement différer d'une campagne à l'autre. En outre, les paramètres environnementaux (taux d'O₂ saturé, salinité, température, profondeur) ont été mesurés in situ à chaque station (Tableau 2).

Tableau 2 : Table des paramètres environnementaux et écologiques utilisés lors de l'étude

Type de descripteur	Variable	Définition	Nature de variable	Unité si quantitative, modalités si qualitatives	Min-max si quantitative										
Structurel	Granulo	Proportion relatives moyennes de vase ie moyenne du pourcentage de vase par station, discrétisée en se basant sur la classification granulométrique de Folk (1954) appliquée sur la dimension "sable"/"vase".	Qualitative	<table border="1"> <thead> <tr> <th>% de vase</th> <th>Libellé de la modalité</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>[0;10[</td> <td>Sableux (S)</td> </tr> <tr> <td>[10;50[</td> <td>Vaso-sableux (VS)</td> </tr> <tr> <td>[50;90[</td> <td>Sablo-vaseux (SV)</td> </tr> <tr> <td>≥ 90</td> <td>Vaseux (V)</td> </tr> </tbody> </table>	% de vase	Libellé de la modalité	[0;10[Sableux (S)	[10;50[Vaso-sableux (VS)	[50;90[Sablo-vaseux (SV)	≥ 90	Vaseux (V)	
	% de vase	Libellé de la modalité													
	[0;10[Sableux (S)													
	[10;50[Vaso-sableux (VS)													
[50;90[Sablo-vaseux (SV)														
≥ 90	Vaseux (V)														
Couv_Pha	Pourcentage de recouvrement de la zone par des phanérogames	Quantitative	%	0-100											
Couv_Sed	Pourcentage de sol nu sur la zone	Quantitative	%	0-100											
Couv_A	Pourcentage de recouvrement algal (vertes et rouges) sur la zone	Quantitative	%	0-100											
	O2_sat	Quantité d'oxygène présente dans l'eau rapportée à la quantité potentielle contenue par l'eau	Quantitative	%	8,78 - 200										

Physico - chimiques		à une température donnée.			
	Prof	Profondeur	Quantitative	Mètre	0,225 - 1,35
	Sali	Salinité	Quantitative	Sans unité	2,4 - 40,3
	Temp	Température	Quantitative	Degré Celsius	7,1 - 20,1
Temporel	Date	Date d'échantillonnage	Quantitative	Jour-mois-année-heure	26/11/2019 13:45:00 - 16/04/2021 12:34:00
Localisation	LatDeb	Latitude selon l'enregistrement GPS avant chaque coup de senne	Quantitative	Degrés décimaux (DD)	42,6 - 43,6
	LongDeb	Longitude selon l'enregistrement GPS avant chaque coup de senne	Quantitative	Degrés décimaux (DD)	2,96 - 5,23
	Lagune	Nom de la lagune	Qualitative	Palavasiens (PA), Berre (BE), Bages (BA), Thau (TH), Or (OR), Ayrolles (AY), Canet (CA)	

Collecte et identification des individus (poissons et crustacés)

En général, le plan d'échantillonnage prévoit 3 stations par habitat présent dans une lagune. Chaque station est échantillonnée via une senne à maille fine (4mm de maille, 2 m de hauteur, 10m de large). La senne est tirée à pieds sur 25 m, sur une profondeur allant de 0,5 à 1,4m. Cet engin de pêche permet de cibler les espèces benthodémersales à faible capacité natatoire et est adapté à la capture d'individus

de faible taille (Scapin et al., 2016 ; Aliaume et al., 2019). Dans un souci de réduction du bruit lié à la sélectivité de l’engin, seule la senne a été utilisée.

Chaque individu prélevé est ensuite identifié à l’espèce à la loupe binoculaire, pesé et mesuré. En fonction des contraintes de personnel et de météo, cette étape a pu se faire in situ, afin de relâcher un maximum d’individus vivants, mais aussi en laboratoire après congélation. Les travaux d’échantillonnage, d’identification et de bancarisation des données INPOLAG ont été réalisés préalablement à ce stage par Marie Motte, recrutée en tant que chargée de projet INPOLAG sur la période 2019-2021.

Collecte des données de traits écologiques

Le choix des traits a été établi selon les travaux précédents portant sur l’identification de groupes d’espèces partageant les mêmes caractéristiques fonctionnelles ie guildes fonctionnelles (Franco et al., 2008 ; Riera et al., 2018). Ces travaux s’appuient en particulier sur la stratégie reproductrice, le statut d’utilisation de la lagune (migrant/sédentaire), le mode d’alimentation et la position dans la colonne d’eau (démersal/pélagique/benthique) (Villéger et al., 2017 ; Córdova Tapia & Zambrano, 2016). Ce premier choix global a ensuite été adapté à la disponibilité des données dans la littérature, et les classes ont été retravaillées pour que le nombre d’individus par modalité soit plus équitablement réparti. Finalement, sont retenues le mode d’utilisation de la lagune (temporaire, résident), la position dans la colonne d’eau (benthique ou pélagique/démersale), le mode de reproduction (nidificateurs, soins parentaux sans nidification , pas de soin parental), le régime trophique (benthivore, benthivore-piscivore, hyperbenthivore-planktivore, omnivore), la classification large (crabes, crevettes, poissons) et la longévité (courte, moyenne, longue). Le détail des traits utilisés se trouve dans la tableau 3 ci-dessous.

Tableau 3 : Table des traits fonctionnels utilisés lors de l’étude, 16 modalités actives

Trait fonctionnel	Modalités	Code	Définition	Source
Position	Colonne d’eau	CE	Espèce pélagique ou démersale	Kara and Quignard, 2018
	Benthique	B	Espèce vivant dans ou sur le fond de façon permanente	
Utilisation	Temporaire	Temporaire	Espèce migratrice ou occupante erratique	Kara and Quignard, 2018
	Résident	Résident	Espèce réalisant la totalité ou la majorité de son cycle de vie dans les lagunes	
Reproduction	Ovipare ponte externe sans soin parental	O	Ovipare avec œufs pélagiques, benthiques ou adhésifs. Pas de soin pa-	Kara and Quignard, 2018

			rentaux	
	Nidificateur	N	Soins des œufs externes par un parent (nettoyage, ventilation, protection) dans un nid, jusqu'à leur éclosion en larve	
	Soins parentaux autres	Oi	Soins des œufs internes par un parent en les abritant dans une partie de leur corps, jusqu'à ce qu'ils deviennent des post-larves ou des juvéniles	
Trophique	Benthivore	B	Se nourrit essentiellement d'invertébrés endo, épi et hyper benthiques	Kara and Quignard, 2018
	Benthivore-Piscivore	BP	Se nourrit essentiellement d'invertébrés endo, épi et hyper-benthiques et de poissons	
	Hyperbenthivore-Planktivore	HB_PI	Se nourrit essentiellement d'invertébrés hyper benthiques (se déplaçant juste au-dessus du sédiment) et/ou de zoo ou phytoplancton	
	Omnivore	Ov	Peut se nourrir de toutes les ressources à sa disposition : invertébrés endo, épi et hyper-benthiques, poissons, plancton, macrophytes, détritus	

Longévité	Long	L	>6 (ans)	Kara and Quignard, 2018 ; J Quignard et al., 1984 ; DORIS ; FISHBASE
	Médian	M]3_6[(ans)	
	Court	S]0;3] (ans)	

Analyses

Trois jeux de données sont donc mis à disposition : le jeu de données Sites*Variables environnementales contenant les paramètres environnementaux mesurés en parallèle de l'échantillonnage ; les données d'abondance contenues dans un tableau Site*Espèce, et les données qualitatives de traits fonctionnelles contenues dans un tableau Espèce*Trait.

Concernant les quelques valeurs manquantes dans les données environnementales, elles ont été remplacées par la valeur moyenne de la variable sur la lagune. Toutes les analyses ont été effectuées sur R 4.2.0 à l'aide de l'interface Rstudio (Rstudio Team, 2020). Tous les tests statistiques comparatifs de l'étude sont effectués à l'aide des packages *Agricolae* (Mendiburu and Felipe, 2021) et *Stat* (K. Bolar, 2019), avec un seuil de significativité de 0,05. Le package *ade4* (Dray et al., 2022) a été utilisé pour les analyses multivariées, accompagné du package *FactoMineR* (Husson et al., 2020) pour certaines représentations graphiques. Les données environnementales, de traits écologiques et d'abondance ont d'abord été étudiées séparément afin d'établir des regroupements en termes environnementaux, de peuplement et de traits.

Exploitation des données environnementales

L'exploration des données environnementales est un travail préliminaire qui permet une première différenciation des lagunes. Les liens entre différentes variables environnementales quantitatives sont estimés par calcul des coefficients de corrélation de Spearman ("corr.test"). L'étude portant sur une échelle relativement petite (côte méditerranéenne française), la longitude et la latitude sont écartés. Les variables environnementales testées sont les suivantes : couverture algale, couverture sol nu, couverture phanérogame, O₂ saturé, profondeur, salinité, température.

Les données environnementales incluent à la fois des variables quantitatives et qualitatives (granulométrie). Pour ne pas perdre en information, elles sont donc ensuite analysées sous analyse mixte à l'aide d'une Analyse Factorielle des Données Mixtes (AFDM) (fonction "dudi.hillsmith"). Pour limiter l'étude à une analyse spatiale et non temporelle par manque de données au printemps, la date d'échantillonnage est également omise.

Les effets de facteurs (comme par exemple le facteur « lagune ») sur les résultats de l'analyse AFDM, sont quantifiés par analyse interclasses (fonction « bca »), puis validés par test Monte Carlo post-hoc. L'analyse interclasses met en évidence les dissimilarités selon les modalités d'un facteur choisi. C'est un cas particulier de l'analyse multivariée dans lequel un seul facteur est utilisé en variable explicative. La projection de l'analyse multivariée interclasses se fait en deux temps : (1) projection sur un sous-espace, (2) projection sur les axes factoriels de l'analyse d'origine (les dimensions de l'espace initial sont réduites). A propos du facteur « couverture », il est créé à partir des pourcentages respectifs de couverture « sol nu », « algues », « phanérogame ». Si l'une des modalités représente plus de 50%, elle est considérée comme majoritaire et le site se voit attribuer cette modalité. Le cas où aucune modalité n'est majoritaire est pris en compte et renvoie à la modalité « Mixte » mais ne s'est pas présenté dans nos données.

Exploitation des données d'abondance

Les données d'abondance contiennent de nombreux zéros, ainsi elles sont transformées sous forme $\log(\text{abondance}+1)$, ce qui permet également de lisser la capture de potentiels bancs. Elles sont ensuite analysées par Analyse Factorielle des Correspondances (AFC), qui est une méthode adaptée aux comptages permettant également de déterminer les principaux facteurs environnementaux associés aux communautés en ajoutant des variables supplémentaires (Verlaque et al., 1995).

Croisement des données environnementales et des données d'abondance

Pour vérifier si l'environnement joue un rôle dans la structuration des communautés lagunaires (hypothèse **i**), une Analyse Canonique des Correspondances (CCA) (Ter_Braak, 1986) est effectuée. La CCA quantifie la relation entre les variables explicatives (table environnementale) et la table d'abondances (45 espèces*365sites). La CCA est une méthode qui construit des axes par combinaisons linéaires des variables explicatives (Lebreton et al., 1991). Dans cette représentation, les espèces se trouvent au centroïde de leur niche, i.e au centroïde des sites dans lesquels elles ont été observées. La significativité de l'analyse est testée par Monte Carlo post hoc (999 permutations).

Exploration des traits

Dans la perspective de tester l'hypothèse selon laquelle la sélection des corrélogènes spécifiques se fait selon les traits (hypothèse **ii**), la table de trait est analysée d'abord séparément. Les données de traits étant contenues dans une table croisant des individus (espèces) et des variables qualitatives (traits écologiques), une analyse en correspondances multiples (ACM) est effectuée.

Croisement des trois tables : analyse RLQ

Par la suite, une combinaison d'analyse RLQ et d'une analyse Fourth corner est utilisée pour mettre en lien les paramètres environnementaux, les traits écologiques et la distribution spécifique (Dray et al., 2014). La table L est celle des abondances transformées, R la table de paramètres environnementaux et Q la table de traits. Les lignes de la table L correspondent à celles de la table R, ici ce sont les sites. Les colonnes de la table L correspondent aux colonnes de la table Q (espèces). Le calcul des coefficients RV de co inertie entre les couples de table analysées (AFDM(R)-AFC(L) ; ACM(Q)-AFC(L)) permet d'avoir une première approche de la force de co-structure entre les tables. Pour une paire de tables, le coefficient RV correspond à ce qu'est le coefficient de corrélation de Pearson pour un couple de variables. Ils donnent donc une première idée de la similarité des structures de tableaux. L'analyse RLQ ensuite effectue une double analyse d'inertie de deux tables, R et Q. L'analyse Fourth corner teste ici deux modèles :

- le **premier modèle**: Permute les n échantillons (lignes de R ou L) pour tester **l'hypothèse nulle** selon laquelle, pour des traits fixes, la **distribution spatiale des espèces ne dépend pas des conditions environnementales**. L'hypothèse nulle testée suppose qu'il n'existe pas de relation entre R et L en fixant la relation entre L et Q. L'hypothèse alternative suppose donc que les conditions environnementales influencent la répartition des espèces pour des traits fixes.

-le **second modèle**: Permute les p espèces (lignes de Q ou colonnes de L) pour tester **l'hypothèse nulle** selon laquelle la **composition spécifique des sites avec des conditions environnementales fixées n'est pas influencée par les traits spécifiques** . L'hypothèse nulle testée suppose qu'il n'existe pas de relation entre R et L en fixant la relation entre L et Q en fixant la relation R-L. L'hypothèse alternative suppose donc que les caractéristiques écologiques des espèces n'impactent pas la composition spécifique des assemblages échantillonnés selon telle ou telle condition environnementales.

Les liens entre paires de variables mesurés par l'analyse Fourth corner sont calculés à partir des coefficients de corrélation de Pearson lorsque les variables sont quantitatives, coefficient de Chi2 pour deux variables qualitatives ($Chi2/somme(L)$) et par un test de pseudo-F et Pearson r pour les croisements de variables quantitatives et qualitatives (coefficient de corrélation).

Concernant les analyses multivariées, le nombre d'axes pris en compte pour l'interprétation est déterminé par la méthode du « coude », *i. e.* par visualisation du graphique des valeurs propres, en s'arrêtant à l'axe au-delà duquel les valeurs propres restantes sont toutes relativement égales et petites. Le but des analyses multivariées étant de visualiser s'il y existe des unités écologiques homogènes, certaines sont étayées d'un clustering. Pour que les clusters obtenus soient au plus indépendants des résultats de l'analyse multivariée, ils sont réalisés par k-means sur deux à trois axes selon leur part d'explication de la variance. Le pourcentage d'explication des regroupements sur la variabilité globale est ensuite testée par analyse interclasses puis Monte Carlo post-hoc.

Indices taxonomiques et fonctionnels

Cette phase du travail consiste à décrire les cortèges faunistiques à partir de leur structure propre et non pas en se référant à des paramètres extérieurs en partant du principe que la biodiversité étudiée est « contrôlée » (Amanieu et al., 1977). Les calculs d'indices de diversité et les comparaisons de ces résultats permettent d'une part d'effectuer un état des lieux des structures de communautés lagunaires et d'autre part de tester l'hypothèse selon laquelle la diversité bêta augmente avec la dissimilarité environnementale (hypothèse **iii**).

L'indice de Hill est calculé pour diverses valeurs de q . Ces indices de diversité sont calculés sur la base des données brutes d'abondance et permettent de tracer les profils de Hill des différentes lagunes.

L'hypothèse de corrélation entre dissimilarité environnementale et dissimilarité spécifique est testée (hypothèse **iii**). Les distances environnementales sont calculées en termes de distance entre paires de sites. Ces mesures sont basées sur les coordonnées des sites sur des analyses mixtes effectuées sur les données environnementales de chaque lagune. Avec x_1, x_2 les coordonnées sur l'axe 1 des sites 1 et 2 sur l'analyse, et y_1, y_2 les coordonnées sur l'axe 2 :

$$\text{Équation 2 : Distance environnementale} = \sqrt{(x_1 - x_2)^2 + (y_1 - y_2)^2}$$

La distance géographique peut être considérée comme un proxy de la différence entre deux milieux (Hinch, 2011). Ainsi, de la même manière ont été calculées les distances géographiques inter_sites pour chaque lagune pour vérifier que cette hypothèse s'appliquait à nos données. Les corrélations entre distances environnementales et géographiques pour chaque lagune sont disponibles en Annexe 40. L'étude portant sur la force d'association entre les espèces et leur habitat, et les distances environnementales étant une mesure plus explicite de l'hétérogénéité environnementale entre deux sites, ces dernières ont été préférées aux distances géographiques pour cette étude.

La diversité bêta entre paires de sites est calculée à partir de la diversité alpha de Hill et de la diversité gamma selon les équations de Tuomisto (2010a). La diversité alpha de Hill considère p_{ij} l'abondance relative de l'espèce i dans l'échantillon j , w_j est l'abondance relative de l'échantillon j relativement à l'abondance totale, dans l'entièreté des échantillons. A l'échelle locale, avec S le nombre d'espèces présentes, N le nombre d'échantillons et pour un q fixé, la diversité alpha de Hill (${}^qD_{\alpha_q}$) se calcule, tel que présenté par Certain and Planque (2015) comme suit :

$$\text{Équation 3: } {}^qD_{\alpha} = \frac{1}{\sum_{ij} p_{ij}^q} \quad \text{avec} \quad \sum_{ij} p_{ij} = \sqrt[q-1]{-\sum_{j=1}^N w_j \sum_{i=1}^S p_{ij}^q}$$

La diversité totale, diversité gamma de Hill (${}^qD_{\gamma}$) se calcule comme suit :

$$\text{Équation 4: } {}^qD_{\gamma} = \frac{1}{\sum_{pi} p_i^q} \quad \text{avec} \quad \sum_{pi} p_i = \sqrt[q-1]{\sum_{i=1}^S p_i^q}$$

Ici, p_i est l'abondance relative de l'espèce i dans l'entièreté du jeu de données. La diversité bêta (${}^qD_{\beta}$) est donc obtenue par :

$$\text{Équation 5: } {}^qD_{\beta} = \frac{{}^qD_{\gamma}}{{}^qD_{\alpha}}$$

Les diversités bêta entre paires de sites sont donc le résultat de l'équation 6 pour q fixé à 0,99, ce qui fait tendre le résultat vers l'exponentielle de l'indice de Shannon. Pour tester enfin s'il y a une structuration des communautés spécifiques à l'échelle des lagunes, un second test de Mantel est effectué pour tester la corrélation entre dissimilarité environnementale et dissimilarité spécifique.

Afin de tester s'il existe une structuration fonctionnelle des communautés, les indices de diversité fonctionnelle sont calculés à l'aide de la librairie mFD (Magneville, et al., 2022), qui utilise la projection des espèces dans un hyper-volume selon leurs traits fonctionnels. Cette librairie calcule les indices fonctionnels à partir des distances entre le centre de gravité du nuage d'individus et les individus. Les tests de Kruskal-Wallis et Dunn permettent ensuite respectivement de vérifier s'il y a une différence significative entre lagunes et si oui, desquelles il s'agit.

Des anovas de la variable réponse « richesse fonctionnelle » (FRic) selon les facteurs « lagune » et « couverture » (aov(FRic~Lagune)) sont effectuées. De même, le lien de la richesse fonctionnelle et les variables environnementales quantitatives de salinité, température et taux en O2 saturé est exploré par modèles linéaires simples (fonction « lm »).

RESULTATS

Identification de potentiels unités écologiques et de leurs facteurs structu-rants

Identification et description des unités environnementales

Les couvertures de sédiment nu et de végétation (phanérogames et algues) sont corrélées négativement (-0,5 entre algue et sédiment, et -0,7 entre phanérogame et sédiment, Figure 4). Il y a une corrélation négative entre présence d'algues et de phanérogames (-0,3). La couverture algale et le taux en O2 saturé sont corrélés positivement (0,2). La température est positivement corrélée au taux d'O2 saturé. La profondeur est corrélée négativement à la salinité (-0,3).

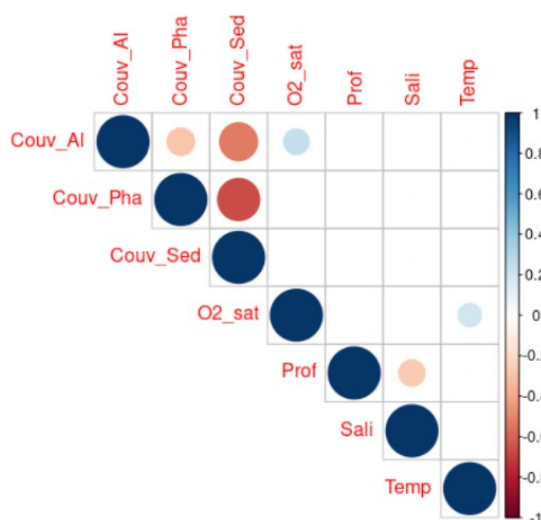


Figure 5 : Matrice des corrélations de Spearman significatives (p -value < 0.05) entre variables environnementales quantitatives

L'analyse (AFDM) réalisée sur les variables environnementales (365 stations x 7 variables quantitatives et une variable qualitative à 4 modalités) produit deux premiers axes expliquant 35,2% de l'inertie totale. Les pourcentages de couvertures sont les trois variables qui contribuent le plus à la création des deux premiers axes (Tableau 4). Seul le facteur granulométrique "vase" contribue également à leur formation au niveau de l'axe 2.

Tableau 4 : Contributions par variable aux trois premières dimensions de la FAMD. En gras les contributions supérieures à la contribution moyenne (9,09)

Variable	Contribution absolue à la dimension 1 (18,9%)	Contribution absolue à la dimension 2 (16,3%)	Contribution absolue à la dimension 3 (13,6%)
Couverture algale	22,97	19,63	5,47
Couverture phanérogame	10,29	42,95	0,10
Couverture sédimentaire	43,17	5,30	2,43
O2 saturé	7,74	0,52	4,92
Profondeur	4,75	5,92	40,53
Salinité	0,04	0,10	25,30
Température	2,22	2,15	0,41
Granulométrie Sableux	2,55	3,92	5,33
Granulométrie Sablo-vaseux	0,35	5,03	1,17

Granulométrie Vaseux	1,35	10,50	10,44
Granulométrie Vaso-sableux	4,83	3,97	3,89

Les axes 1 et 2 de l'AFDM permettent de distinguer trois modalités selon leur type de couverture: sol nu, couverture algale et couverture de phanérogame (Figures 6 et 7). La couverture algale est légèrement corrélée positivement à l'O2 saturé comme nous l'avons vu Figure 5. Corrélié positivement à l'axe 2 le pôle vaseux est la seule modalité granulométrique qui contribue à la création des axes 2 et 3. L'axe 3 apporte une information supplémentaire avec les variables profondeur et salinité qui contribuent à sa création. Ce dernier axe est donc un axe profondeur-salinité.

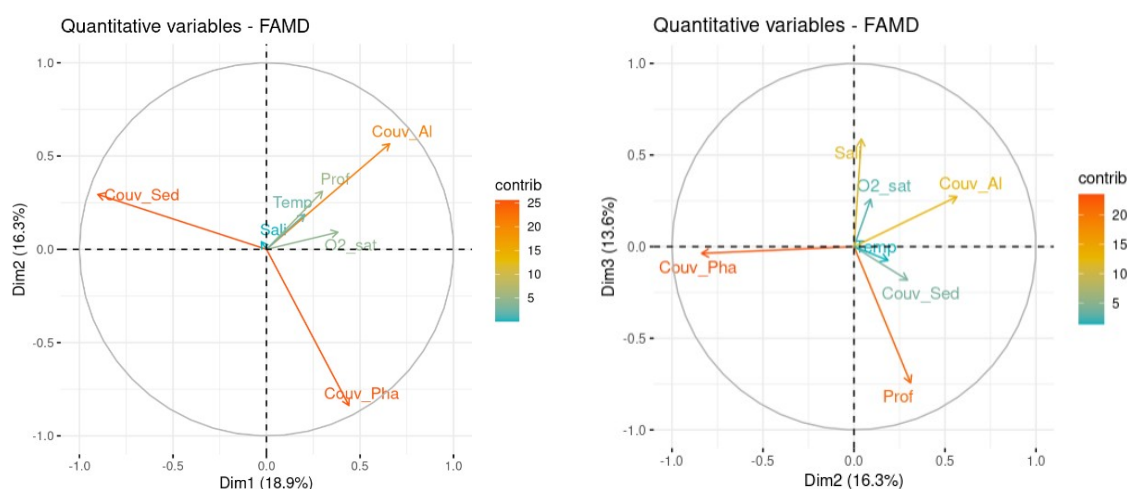


Figure 6 : Projection des variables quantitatives selon les axes 1 et 2 (a) et les axes 2 et 3 (b) de l'AFDM

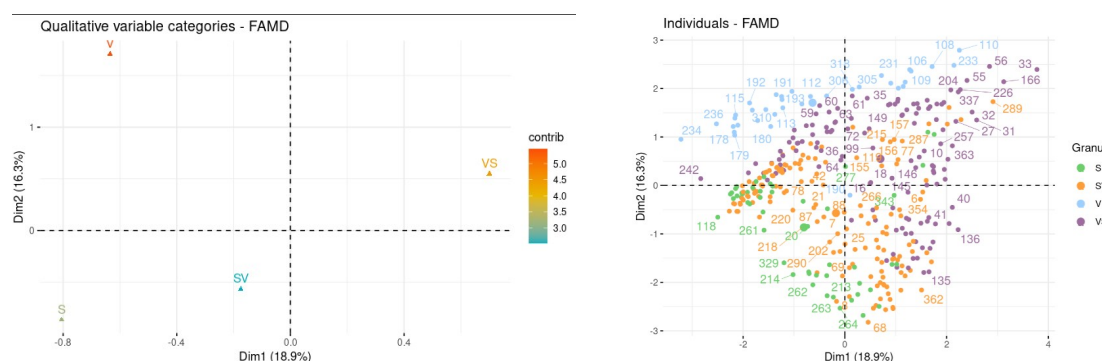


Figure 7 : Projection de la variable qualitative de granulométrie (4 modalités) (a) et projection des points stations (b) selon les axes 1 et 2 de l'AFDM

L'effet du facteur "lagune" évalué par analyse interclasses s'élève à 18% de variance expliquée, ie 18% de l'inertie totale est attribuée à l'AFDM interclasses « lagune » (Figure 8). Le test post hoc de Monte Carlos atteste de la significativité de ce résultat (p-value <<0,05). L'effet campagne (Année) ne représente que 4% de la variance expliquée (p value <0,001) et l'effet saison à 2% (p value < 0,001).

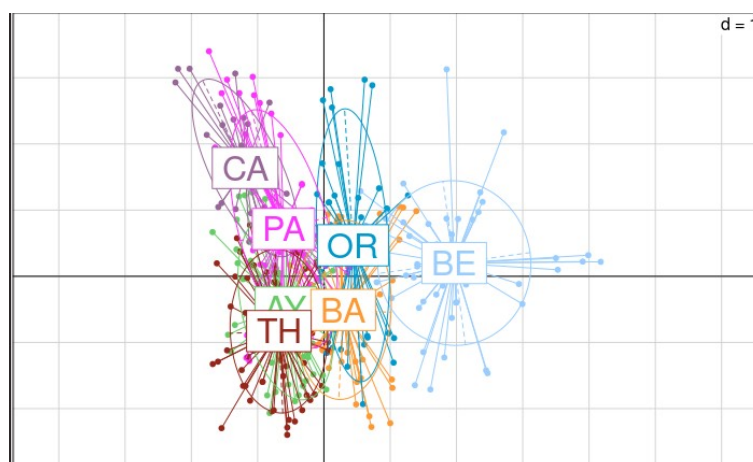


Figure 8 : Projection de l'analyse interclasses selon le facteur "Lagune" sur le premier plan factoriel de l'AFDM

Seule Berre se détache clairement des autres lagunes par sa couverture algale plus fournie et sa profondeur supérieure (Figure 9). Canet est représenté au niveau du pôle vaseux et sol nu. Concernant Thau et Ayrolle, leurs conditions environnementales semblent les réunir. Un partitionnement en trois groupes par k-means sur les coordonnées des 3 premiers axes de l'AFDM permet de distinguer trois pôles, qui se démarquent par leur couverture. Le premier groupe inclut 32,9% des sites (120) et intègre ceux qui ont une couverture à tendance algale. Le second représente 44,1% des sites (161), il inclut les sites à couverture phanérogame fournie. Le dernier regroupe 23% des sites (84) et intègre ceux qui ont un sol nu.

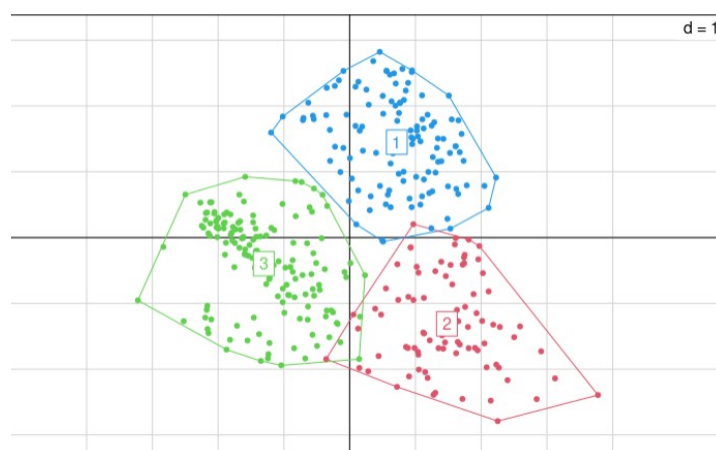


Figure 9 : Projection des clusters obtenus par k-means sur 3 groupes, qui expliquent 27% de la variance (bca puis Monte Carlo post hoc p value <0,05)

De l'habitat à l'échelle inter lagunaire: similarités et spécificités de cortège spécifique

45 espèces de poissons et crustacés au total ont été observées. Les espèces les plus abondantes (en effectif) sont les athérines (*Atherina boyeri*) qui représentent plus de 15% du total (abondance relative), les *Pomatoschistus marmoratus* 13%, *Pomatoschistus microps* 13%, les *Crangon crangon* 12% et les *Palaemon elegans* 10%.

Similarités et spécificités des cortèges faunistiques

L'analyse (AFC) réalisée sur la table d'abondances (365 stations x 45 espèces) produit deux premiers axes expliquant 13,4% de la variance totale (Figure 10). Les espèces les plus contributives à la création de l'**axe 1** sont les *Pomatoschistus microps* (« POMOMIC »), les *Crangon crangon* (« CRAGCRA »), *Palaemon elegans* (« PALOELE »), et *Zosterisessor ophiocephalus* (« ZOSTOPH »). Sur cet axe s'opposent les populations de *Pomatoschistus microps* et de *Crangon crangon* avec les communautés de *Palaemon elegans* et de *Zosterisessor ophiocephalus*. L'**axe 2** est déterminé par une opposition entre les communautés de *Sparus aurata* (« SPARAUR ») et de *Pomatoschistus marmoratus* (« POMOMAR »), avec celles composées de *Palaemon serratus* (« PALOSER »), de *Pomatoschistus sp.* (« POMO »), et de *Pomatoschistus microps*.

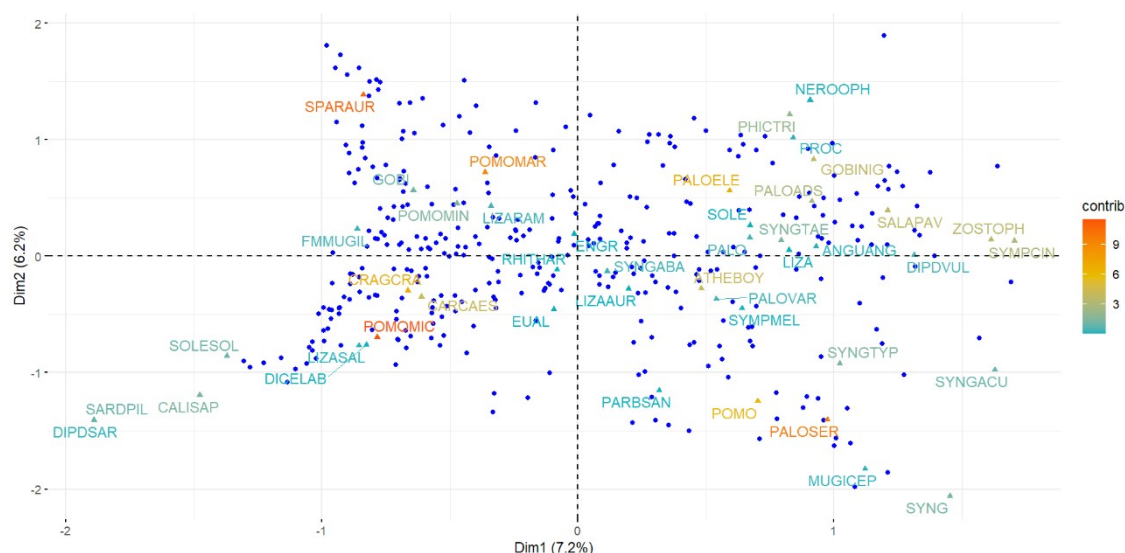


Figure 10 : Biplot de l'AFC espèces sites

Les crustacés type "crevette" sont plus représentés en positif de l'axe 1, avec des *Palaemon* regroupés (PALO, PALOVAR, PALOADS, PALOELE et PALOSER). De la même manière, en positif de l'axe 1 et 2, les syngnathidés sont rassemblés (SYNG, SYNGTYP, SYNGACU, SYNGTAE, NEROOPH). En outre, ce côté de l'axe note la présence de *Zosterisessor ophiocephalus* (ZOSTOPH).

Les crabes eux sont rassemblés à l'opposé en diagonale, en négatif des deux axes, avec une cohabitation du crabe bleu invasif *Callinectes sapidus* (« CALISAP ») et du crabe indigène *Carcinus aestuarii* (« CARCAES »). Là encore un seul type de crevette est représenté: *Crangon crangon*. On a une forte représentation des espèces temporaires type sardine, *Diplodus sargus* (« DIPSAR »), la sole commune ou les mullets du genre *Liza*. Les préférences écologiques de *D. sargus* seraient similaires à celles de *D. Vulgaris*, avec qui elle s'oppose sur l'axe 1.

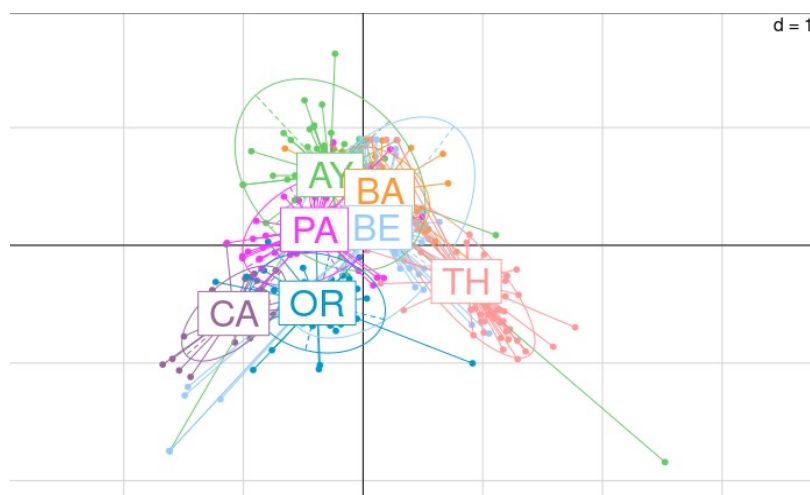


Figure 11 : Projection de l'analyse interclasses selon le facteur "Lagune" sur le premier plan factoriel de l'AFC

13% de l'inertie totale est attribuée à l'AFC interclasses « lagune » (Figure 11). Le test post hoc de Monte Carlos atteste de la significativité de ce résultat (p -value $\ll 0,05$). Berre qui se détachait bien sur le plan environnemental semble pourtant abriter des espèces communes à de nombreuses lagunes (cf Fig.8). Thau se distingue par sa composition spécifique plus riche en *Palaemon serratus*, et *Syngnathidae*. Elle se détachait également par sa salinité élevée et sa profondeur peu élevée.

Canet qui se distinguait par son sol vaseux et nu, ressort ici par une composition spécifique riche en *P. Microps*. De plus, on y trouve la sole commune (« SOLE-SOL »). *Liza saliens* est associée aux milieux vaseux de Canet. Enfin, Or et Canet se rejoignent par leur composition spécifique.

Selon l'analyse interclasse, l'effet "granulométrie" explique 4% de la variance (p -value du test de Monte Carlos $\ll 0,05$). L'effet "couverture végétale" n'explique que 2% de la variance (p -value $\ll 0,05$). La distribution des espèces étudiées sur la période d'échantillonnage semble donc légèrement influencée par certains facteurs environnementaux et plus globalement par la lagune à laquelle les espèces sont associées.

Pour creuser le lien entre environnement et abondance, une CCA est réalisée sur la table d'abondances et la table de variables environnementales (Figures 12, 13 et 14). Le test de permutations post hoc valide sa significativité et justifie son utilisation (p value 0,01). Les deux premiers axes expliquent 52% de la variance totale de la CCA. La part d'inertie de l'AFC espèce-site expliquée par la table environnementale est de 10,5%.

L'axe 1 est négativement corrélé à la couverture sédimentaire nue et au type de granulométrie "vaseux". L'axe 1 est positivement corrélé à la couverture de phanérogames, à la température et à la salinité. Dans une moindre mesure à la profondeur et à l'O₂ saturé (Tableau 5). Le premier axe est également expliqué à 3% par la crevette *Eualus* et le poisson *Symphodus cinereus* à 2,6%.

L'axe 2 est également négativement corrélé au type de granulométrie "vaseux", mais aussi à la couverture algale (Tableau 5). Cet axe est corrélé positivement à la température et au sédiment nu. Le syngnathe *Nerophis ophidion* explique 6% de la partie positive de cet axe, et *Philocheras trispinosus* 4%.

Tableau 5 : Corrélations des variables environnementales aux deux premiers axes de la CCA

	Axe 1	Axe 2
Couverture algale	0,20	-0,36
Couverture phanérogame	0,63	-0,06
Couverture sédiment nu	-0,76	0,36
O2 saturé	0,20	-0,07
Profondeur	0,32	-0,02
Salinité	0,24	-0,24
Température	0,19	0,25
Granulométrie sablo vaseux	0,10	0,05
Granulométrie vaseux	-0,51	-0,40
Granulométrie vaso sableux	0,11	-0,29

Cette analyse conjointe confirme les interprétations/associations entre variables des analyses séparées : deux lagunes se démarquent par leur communauté spécifique et leurs conditions environnementales. Canet est associé à un milieu vaseux avec une faible couverture végétale et à la présence *Solea solea*. Thau associé à des milieux végétalisés et avec une forte abondance de *Syngnathidae*.

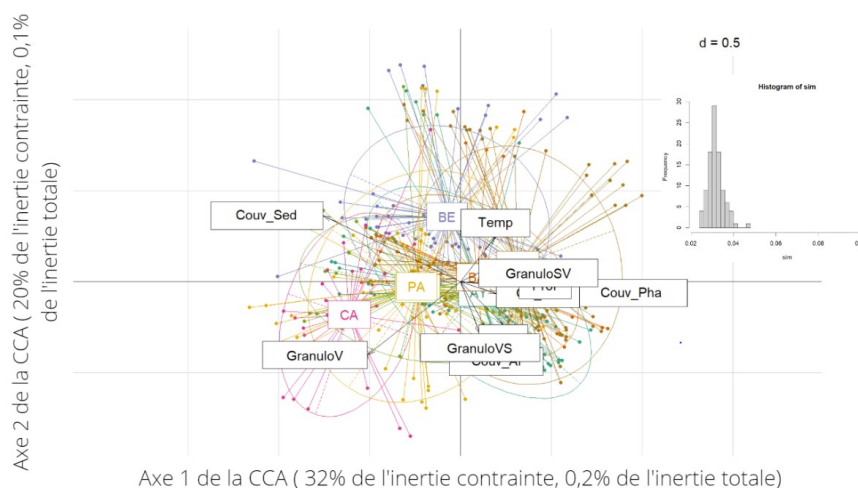


Figure 12 : Projection simultanée sur les axes 1 et 2 de la CCA des lagunes et des variables environnementales. La valeur d dans le coin droit de la figure donne l'échelle de la grille de fond. En haut à droite : histogramme du test de permutations (Monte Carlo) sur la CCA.

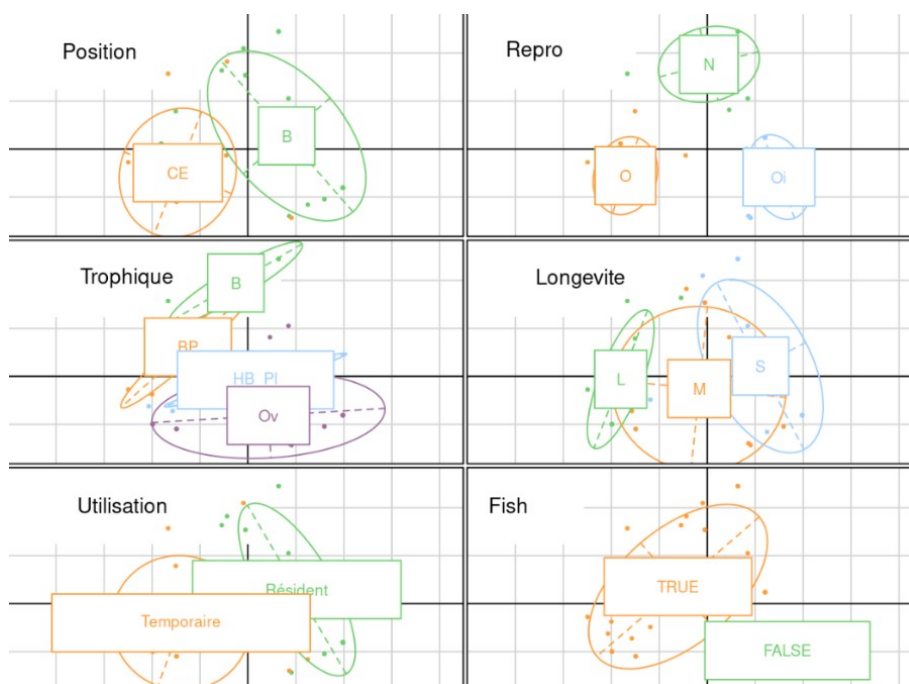


Figure 15 : ACM sur les traits écologiques des espèces étudiées. Position - CE : Pélagique ou démersal, B : Benthique, Repro - N : Nidificateur, O : Ovipare, Oi : Soins parentaux sans nidification, Trophique - B : Benthivore, BP : Benthipiscivore, HB_PI : Hyper benthivore/Planktonivore, Ov : Omnivore, Longévité - L : >6 ans, M :]3,6[ans, S : <3 ans, Utilisation - Temporaire, Résident, Fish - True : Poisson, False : Crustacé.

Trois catégories distinctes sont obtenues par k-means. Le principal facteur de distinction des classes est le mode de reproduction. La catégorie 1 regroupe 35,6 % des espèces observées (16), la seconde 24,4% des espèces observées (11), et enfin la troisième 40% soit 18 espèces observées. Le premier et le second clusters rassemblent les espèces catégorisées comme "Poisson", et se distinguent d'un bloc 3 "Crustacés". Le cluster 1 correspond à des espèces temporaires mobiles dans la colonne d'eau, de longévité "élevée". Le second cluster réunit les espèces majoritairement benthiques résidentes à longévité courte voire moyenne. Ce cluster regroupe les espèces qui apportent des soins parentaux par nidification. Enfin, le cluster 3 regroupe les espèces de crustacés, dont les traits écologiques sont très homogènes parmi les caractéristiques choisies pour cette étude, et les syngnathes.

Relations entre la structure spatiale des communautés, leurs traits écologiques et les habitats

Les calculs des RV coefficients entre l'AFC sur la table d'abondance et les deux autres analyses des tables d'environnement et de traits donnent une première idée des liens entre les données d'abondance et les facteurs étudiés, à savoir traits et paramètres environnementaux. De fait, concernant la co-structure entre la table de distribution et la table de traits, le test de Monte Carlo a posteriori effectué révèle que les liens ne sont pas significatifs (p -value 0.70 > 0,05 ; RV coefficient 0.34).

L'analyse de co-inertie entre les paramètres environnementaux et la distribution spécifique révèle un léger lien entre les deux (indice de co-structure RV : 0.29). Il est toutefois impossible de vérifier la significativité de ce lien car la fonction de co-inertie de la librairie ade4 ne prend pas les analyses mixtes en paramètre. Pour information, en omettant la granulométrie et en effectuant une Analyse en Composantes

Principales (ACP) sur la table des variables environnementales qualitatives, le coefficient RV avec l'AFC sur la table d'abondance est de 0,17 (p value : 0,001).

Dans la continuité de ces résultats, il s'avère que le premier modèle n'est pas significatif dans le cadre de notre étude (p-value 0,51). Les **traits fonctionnels que nous avons pu documenter dans notre étude n'interviennent pas ou que peu dans la distribution spatiale des espèces lagunaires observées**. Le lien entre les variables environnementales et la répartition est, lui, significatif (p-value=0,001), **la répartition des communautés est donc bien dépendante des paramètres environnementaux** (Erreur : source de la référence non trouvée). Parmi toutes les paires de variables testées par le Fourth Corner, aucun lien significatif entre variables ne ressort.

Comparaisons inter lagunaires des niveaux de structuration des communautés

Comparaisons inter facteurs d'indices taxonomiques

Pour toutes les lagunes, peu de différences au niveau taxonomique entre types de couvertures, la différence est plus grande entre deux échantillonnages au sein d'une même strate de végétation (courbe Bêta inter-site systématiquement au-dessus de celle de Bêta-couverture). Globalement deux types de profils sont obtenus (Figure 16).

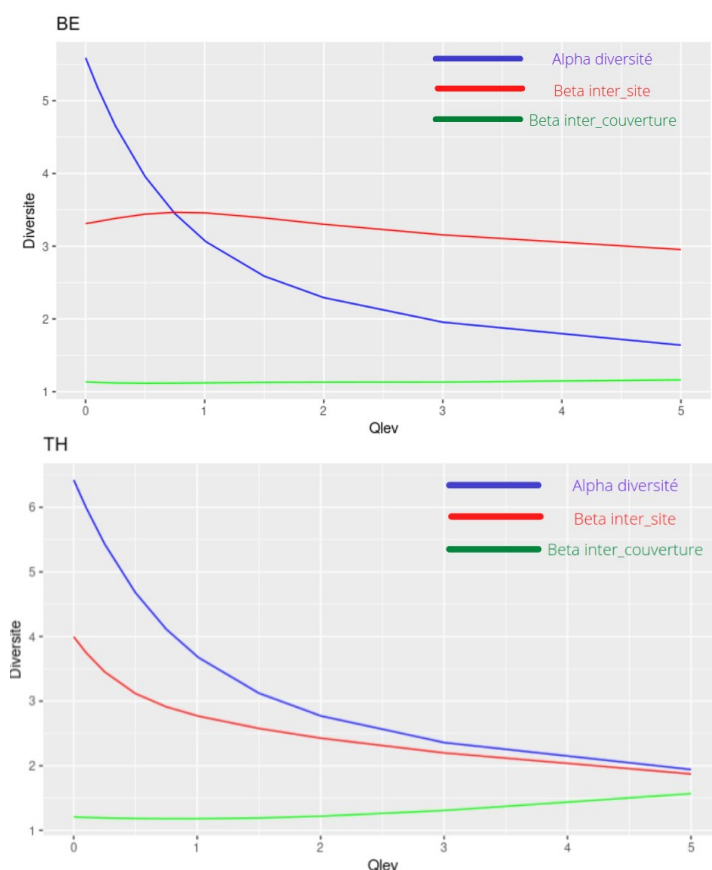


Figure 16 : Profil de Hill de (a) Berre (b) Thau, selon l'ensemble des échantillonnages de 2019 à 2021. Alpha diversité en nombre effectif d'espèces. Bêta diversité inter_sites/couverture en nombre effectif d'espèces par site/couverture.

Le plus courant parmi les lagunes étudiées est celui du type Thau, qui confirme les conclusions des analyses multivariées, avec peu de structure et une équitabilité peu élevée. La bêta diversité inter-site diminue à mesure qu'on donne

de l'importance aux espèces dominantes : quel que soit l'endroit, ce sont les mêmes espèces qui dominent les communautés.

L'autre profil observé pour Berre et le complexe Palavasien montre une variabilité inter site qui reste élevée même pour les espèces dominantes : ces dernières changent donc à mesure que l'on change d'habitat.

Globalement, la diversité bêta augmente dans un premier temps avec la distance environnementale puis atteint un palier (Figure 17). Plus la diversité augmente fortement avec la dissimilarité environnementale, plus la différence taxonomique due à l'effet de diversité dans l'espace est forte.

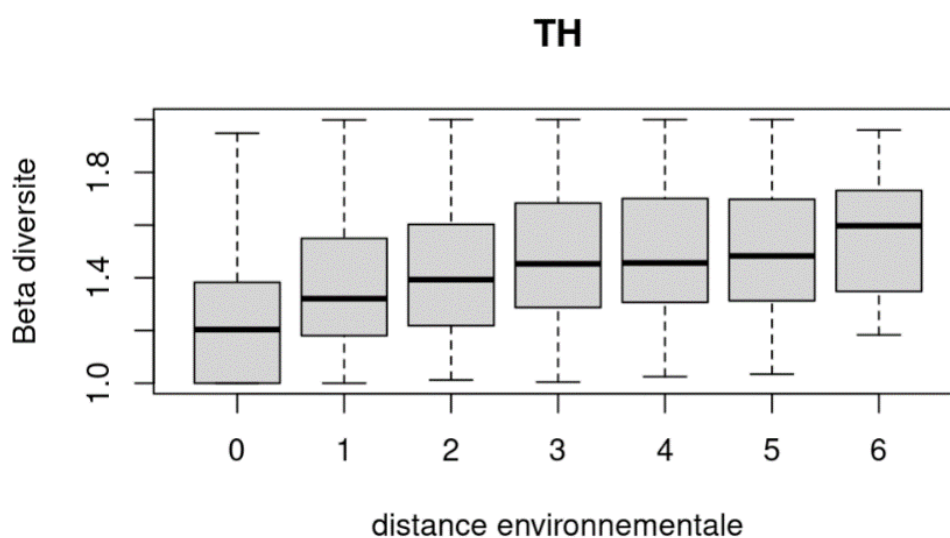


Figure 17 : Dissimilarité spécifique en fonction de la dissimilarité environnementale pour la lagune de Thau, toutes campagnes confondues

Le test de Mantel effectué pour chaque lagune entre les matrices de dissimilarité environnementale et spécifique n'est significatif que pour Thau, Berre et le complexe Palavasien (Tableau 6). Pour ces lagunes, les corrélations positives valident l'hypothèse selon laquelle la dissimilarité environnementale induit, ou du moins est corrélée positivement, à la dissimilarité taxonomique. Il existe donc pour ces lagunes une structuration environnementale des cortèges faunistiques.

Tableau 6 : Résultats du test de Mantel entre les matrices de dissimilarité environnementale et spécifiques pour chaque lagune toutes campagnes confondues, en gras les résultats significatifs.

Lagune	Corrélation dissimilarité environnementale et spécifique	P value
Thau	0.22	0.001
Ayrolle	0.0008	0.469
Bages	0.03337	0.267
Berre	0.1994	0.001
Or	0.7333	0.088
Palavasiens	0.1614	0.003
Canet	-0,02632	0.596

Comparaisons d'indices de diversité fonctionnelle

Aucune différence significative n'est relevée entre les richesses fonctionnelles ni selon la lagune, ni selon le type de couverture végétale ou la granulométrie (Figure 18). Concernant les anovas entre richesse fonctionnelle et lagune puis type de couverture effectuées, aucune différence significative n'est constatée, avec respectivement pour l'effet « lagune » $p \text{ value} = 0,052$ et « couverture » $p \text{ value} = 0,29$.

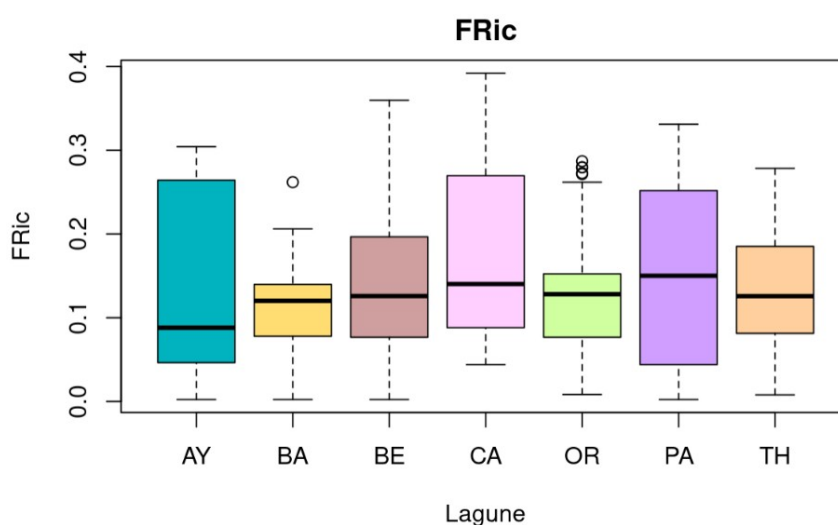


Figure 18 : Boxplot de la richesse fonctionnelle en fonction de la lagune

Aucune des modèles linéaires entre un indice fonctionnel et une variable environnementale quantitatives ne remplit les exigences des test post-hoc.

DISCUSSION

Sur les lagunes étudiées lors des trois campagnes, **la diversité de poissons et de crustacé est globalement homogène**, d'un point de vu taxonomique et fonctionnel. Les lagunes étudiées semblent partager des patterns écologiques communs. Les **cortèges faunistiques étudiés** sont **explicables en partie** par des **caractéristiques environnementales** (i). Ceux-ci semblent influencés par le type de **couverture végétale dominante** mais surtout par des **paramètres environnementaux croisés** que l'étude n'a pas permis de préciser (via le facteur « Lagune »). Concernant les **traits écologiques** documentés, il semble que ceux-ci **n'interviennent pas ou très peu dans la structuration des cortèges étudiés** (ii). L'étude du lien entre dissimilarité spécifique et environnementale révèle que certaines lagunes, à savoir Thau, Berre et le complexe Palavasien, ont une structuration taxonomique qui répond aux distances environnementales (iii). Toutefois, les facteurs à l'origine de cette structuration n'ont pas pu être identifiés.

L'analyse de la table des traits par ACM (Figure 15) met en relief l'homogénéité des crustacés (crabes et crevettes) au niveau des traits fonctionnels choisis pour l'étude. L'analyse distingue également deux classes de poissons par leur mode de reproduction. Les poissons n'apportant pas de soins parentaux à leur progéniture ont tendance à être des migrants, utilisateurs temporaires des lagunes. A contrario, le trait reproducteur de nidification est plutôt associé aux espèces résidentes.

La CCA prouve que **les caractéristiques environnementales expliquent en partie la variabilité des abondances faunistiques**. Sa significativité justifie que l'on interprète les abondances en fonction des paramètres environnementaux. Les analyses inter classes sur l'AFC espèce site (Figure 11) et la CCA (Figure 13) montrent que **la lagune et la couverture végétales sont les principaux facteurs déterminants** au sein des caractéristiques environnementales étudiées.

Tableau 7 : Table récapitulative des principaux résultats par lagune

Lagune	Espèce associée	Référence	Caractéristique environnementale	Référence	Force de structure environnementale	Référence
Ayrolle	<i>Mugilidae</i>	Figure 10; Figure 11; Figure 13	Sablo-vaseux ; Phanérogame	Figure 12 ; Figure 6	Quel que soit l'endroit, ce sont les mêmes espèces qui dominent les communautés. Cortèges lagunaires assez homogènes	Table 6 ; Figure 18 ; Annexe 36
Bage	<i>Syngnathus typhle</i>	Figure 10; Figure 11; Figure 13	Sablo-vaseux ; Phanérogame	Figure 12 ; Figure 6	Quel que soit l'endroit, ce sont les mêmes espèces qui dominent les communautés. Cortèges lagunaires assez homogènes	Table 6 ; Figure 18 ; Annexe 36
Canet	<i>Callinectes sapidus</i> , <i>Solea solea</i> , <i>Liza saliens</i> , <i>Sardina pilchardus</i> <i>Diplodus sargus</i>	Figure 10; Figure 11; Figure 13	Vaseux ; Nu	Figure 12 ; Figure 6	Quel que soit l'endroit, ce sont les mêmes espèces qui dominent les communautés. Cortèges lagunaires assez homogènes	Table 6 ; Figure 18 ; Annexe 36

Or	<i>Rhitropanopeus harrissi</i> <i>Pomatoschistus microps</i>	Figure 10; Figure 11; Figure 13	Granulométrie et couverture hétérogènes, de phanérogame à algale	Figure 12 ; Figure 6	Des espèces dominent les communautés, toutefois le lien entre dissimilarité spécifique et environnementale presque significatif et fort.	Table 6 ; Figure 18 ; Annexe 36
Thau	<i>Salaria pavo</i> , <i>Symphodus cinereus</i> , <i>Zosterisessor ophiocephalus</i> <i>Syngnathidae</i>	Figure 10; Figure 11; Figure 13	Sablo-vaseux ; Phanérogame	Figure 12 ; Figure 6	Forte variabilité inter site qui reste élevée même pour les espèces dominantes : ces dernières changent donc à mesure que l'on change d'habitat. La dissimilarité spécifique augmente avec la distance .	Table 6 ; Figure 18 ; Annexe 36
Berre	<i>Mugil cephalus</i> <i>Pomatoschistus marmoratus</i>	Figure 10; Figure 11; Figure 13	Vaso-sableux ; Algal ; Température légèrement plus élevée	Figure 12 ; Figure 6	Forte variabilité inter site qui reste élevée même pour les espèces dominantes : ces dernières changent donc à mesure que l'on change d'habitat. La dissimilarité spécifique augmente avec la distance .	Table 6 ; Figure 18 ; Annexe 36
Palavasie ns	<i>Rhitropanopeus harrissi</i>		Granulométrie plutôt à tendance vaseux et couverture hétérogène, de phanérogame à algale	Figure 12 ; Figure 6	Forte variabilité inter site qui reste élevée même pour les espèces dominantes : ces dernières changent donc à mesure que l'on change d'habitat. La dissimilarité spécifique augmente avec la distance .	Table 6 ; Figure 18 ; Annexe 36
Toutes	<i>Atherina boyeri</i>	Annexe 9 ; Figure 10 ; Figure 13				

La Figure 5 et l'annexe 17 montrent que les couvertures de sédiment nu et de végétation (phanérogames et algues) sont corrélées négativement ce qui est cohérent. La légère corrélation négative entre présence d'algues et de phanérogames montre qu'elles semblent s'exclure mutuellement par compétition interspécifiques, toutefois les deux types de couverts végétaux sont trouvés au sein des mêmes lagunes parfois très hétérogènes à ce niveau. C'est le cas pour le complexe Palavasien

et Or (Tableau 7). La corrélation positive entre la présence d'une couverture algale et le taux en O₂ Saturé est cohérente avec la photosynthèse qui génère de l'O₂.

A l'échelle lagunaire, Thau, milieu sablo-vaseux relativement végétalisé se distingue par sa composition spécifique plus riche en *Salaria pavo*, *Symphodus cinereus*, *Zosterisessor ophiocephalus*, mais surtout en *Syngnathidae* (Tableau 7). Les *syngnathidés* ont tendance à cohabiter au niveau de lagunes à végétation dense (Thau notamment). C'est cohérent car les *syngnathidés* sont plus abondants lorsque la végétation est dense notamment au niveau d'herbiers, où ils trouvent refuge et nourriture (Kara et Quignard, 2018). Leur apparence se confond souvent avec celle de leur habitat. Cela implique souvent une profondeur inférieure à 20m, ce qui est le cas des sites étudiés (Kara et Quignard, 2018).

Canet se distingue par son sol vaseux (Tableau 7), et par une composition spécifique riche en sole commune (« SOLESOL »), qui occupe en effet les fonds meubles sablo-vaseux (Kara et Quignard, 2018). *Liza saliens* (« LIZASAL ») est également associée aux milieux vaseux de Canet, ce qui fait sens sachant que la vase en tant que sédiments fins intervient directement dans son régime alimentaire (Mariani et al., 1987).

Canet, Ayrolles et Bage se rejoignent par leur composition faunistique assez peu spécialisée et leur peu de structure dans l'espace (Tableau 7). Ces milieux étaient également similaires au niveau de leurs caractéristiques environnementales (Figure 8). C'est également ce qui est relevé par Provost et al. (2012) qui notent une certaine « homogénéité géographique et climatique » entre leurs sites d'étude, qui sont des lagunes méditerranéennes. Ces lagunes ont donc une base de cortège faunistique globalement similaire.

La comparaison par lagune des indices taxonomiques et fonctionnels montre que les lagunes étudiées ont dans l'ensemble des caractéristiques de structuration des communautés similaires. Les lagunes étudiées sont globalement peu structurées, avec quelques espèces qui dominent les communautés en abondances. Les milieux lagunes sont en effet connus pour avoir de faibles richesses spécifiques et des espèces qui dominent les communautés (Draredja, 2005). Il est tout de même possible de noter que certaines espèces ne sont présentes qu'à certaines époques de l'année en lagune (*Sparus aurata*, la dorade royale, au printemps par exemple), venant enrichir temporairement une communauté de base.

L'hypothèse selon laquelle l'environnement est déterminant dans la structuration des communautés lagunaires (i) semble vérifiée pour nos données. Les **facteurs environnementaux** semblent **jouer un rôle dans la structuration des communautés lagunaires étudiées** mais celui-ci reste à approfondir. De fait, l'effet le plus important était toujours le facteur « lagune », ce qui regroupe une multitude de facteurs inexplorés possibles. Différents paramètres environnementaux peuvent être inter corrélés et quantifier les effets individuels sur les communautés est une opération délicate. C'est d'ailleurs ce que montre l'étude des dissimilarités environnementales et faunistiques, où certaines lagunes semblent structurées dans l'espace sans que l'on ne connaisse les facteurs précis de cette structuration (Figure 17, Tableau 6). La plupart des études montrent que la proximité avec une communication avec la mer joue un rôle prépondérant dans la structuration des cortèges (Poizat et al., 2003). C'est pourquoi l'étude contient les données de salinité en tant que proxy de cette force communication. Or, aucun lien fort entre salinité et un indice taxonomique ou fonctionnel n'a pu être prouvé dans le cas de notre étude.

L'étude cherchait également à savoir s'il y avait dans la variation des traits biologiques des espèces des correspondances avec la variation des caractéristiques de l'environnement (ii). Il semble que **les traits ayant pu être documentés n'interviennent que pas ou peu dans la structuration des communautés lagunaires étudiées**.

L'hypothèse selon laquelle la dissimilarité environnementale induit la dissimilarité spécifique (iii) reste en discussion. Selon nos résultats, **la dissimilarité environnementale va de pair avec la dissimilarité spécifique pour Berre, les**

étangs Palavasiens et Thau. Au sein de ces lagunes, un gradient environnemental structure les communautés.

L'apparente homogénéité des peuplements et le peu de structure des lagunes d'étude rejoint les conclusions d'Amanieu et al. (1977) qui note une monotonie des cortèges au sein de leurs sites d'étude. Cette conclusion est vraie dans le cadre de notre étude d'un point de vue taxonomique (Annexe 36) et fonctionnel (Figure 18). C'est à des échelles temporelles plus restreintes qu'ils constatent que, bien que le peuplement soit peu diversifié, il a de bonnes capacités de reconstruction après période de crise. De même, à des échelles spatiales plus restreintes, il est possible de constater une différence de peuplement entre les stations proches des communications avec la mer et celles qui en sont éloignées (Amanieu et al., 1977 ; Chaouti & Bayed, 2011).

Les raisons de ce constat peuvent être doubles. D'un point de vue écologique, les lagunes méditerranéennes sont des milieux à forte stochasticité, *i.e.* dont les paramètres varient aléatoirement dans le temps et l'espace (Amanieu et al., 1997 ; Lepareur et al., 2013). De fait, les cortèges faunistiques lagunaires méditerranéens comportent une grande stochasticité démographique (Lepareur et al., 2013). Ces communautés sont fortement influencées par les processus de dispersion, migration, naissance, mortalité, avec des apports d'individus constants et aléatoires (Amanieu et al., 1997 ; Lepareur et al., 2013). De plus, il y a une dynamique des habitats au sein des lagunes également fortement aléatoire (Lepareur et al., 2013). En effet, la présence de couverture végétale connaît une grande variabilité interannuelle causés par des variables environnementales telles que le vent, l'ensoleillement et des événements climatiques ponctuels d'intempéries. Ainsi, cette forte stochasticité environnementale, des points de vue de la dispersion et de la mortalité des organismes et de la forte dynamique des habitats, limite très probablement notre capacité à détecter les liens communautés-environnement en lagune méditerranéenne.

Limites méthodologiques

Les limites de ce travail qui portait sur les relations entre caractéristiques environnementales, abondances spécifiques et traits fonctionnels concernent d'abord les traits : choix des traits, documentation, nombre de traits, nombre de modalités par traits et attribution des traits. Il est possible qu'une documentation plus approfondie des traits aurait pu faire apparaître des résultats plus marqués. Malheureusement, la plupart des espèces identifiées dans nos échantillonnages ne sont que peu documentées, rendant une documentation plus fine des traits qui les caractérisent dépendante de nouvelles études naturalistes sur le terrain inexistantes à ce jour. En effet, certains auteurs préconisent de s'intéresser aux modes de défenses face à la prédation, au mode et à la capacité natatoire ou encore au rôle des organismes dans les cycles de l'azote et du carbone (Villéger et al., 2017). Concernant les moyens de défense, une approche simple consisterait à classer les espèces selon leur détectabilité, *i.e.* leur couleur dominante : forte (coloré), moyenne et faible (camouflage). Qualifier le degré de grégarité des espèces reflète également l'utilisation de stratégies défensives.

D'autre part, la disponibilité des informations dans la littérature ne permet que de traiter certains traits. A savoir que la disponibilité des informations ne permettait pas toujours de documenter les traits tels que préconisé. C'est le cas pour le mode de reproduction, que Villéger et al., (2017) conseillent de quantifier par la biomasse allouée aux organes reproducteurs ou aux gamètes. Il est aussi possible de se pencher sur l'âge à la première période de reproduction (Villéger et al., 2017).

En outre, sachant que le contexte environnemental peut parfois modifier les traits de vies des individus en réponse à des contraintes extérieures (Archambault et al., 2010 ; Nock et al., 2016), les caractéristiques fonctionnelles documentées ici peuvent ne pas être pertinentes. De même, les exigences des analyses menées ont contraint d'agréger les classes fonctionnelles afin d'obtenir plus d'individus par mo-

dalité. Enfin, ce type de données ne permet pas d'intégrer les variations individuelles intra-spécifiques comme l'aurait permis des mesures *in situ*.

Concernant l'échantillonnage, il y a eu des inégalités au cours des trois campagnes. Certaines lagunes n'ont pas pu être échantillonnées en 2019 (Canet), et le nombre de réplicats peut varier selon les stations. Il n'y a pas eu deux échantillonnages de printemps, comme c'est le cas pour l'automne, ce qui réduit la possibilité de comparaison entre saisons qui pourtant semble être source d'une grande variabilité spécifique en lagune (Draredja, 2005). De plus, la senne à pieds ne permet pas de relever toutes les espèces ni d'observer à plus grande profondeur. C'est un protocole adapté à la capture d'individus sédentaires, ce qui ressort à l'étude dans les proportions de captures de sédentaires et temporaires (Annexes 12 et 13). Enfin, le protocole d'identification des individus n'a pas été constant et n'a pas toujours permis d'identifier à l'espèce.

A propos des caractéristiques environnementales, la disponibilité des habitats ciblés (selon la couverture végétale) pouvait varier selon la période, ce qui implique que certains réplicats ne sont pas exactement au même endroit que les précédents. De même, la question du nombre de réplicats par habitat pose soucis car la disponibilité des habitats est proportionnelle à la taille de la lagune.

L'échantillonnage saisonnier ne permet pas non plus de percevoir le rôle de facteurs ponctuels de stress tels que les tempêtes locales, alors que ces événements semblent affecter la composition et la structure de la faune lagunaire (Draredja, 2005). De fait, les communautés observées en un point résultent d'un historique local, qui n'est pas traité dans cette étude. Un échantillonnage temporel plus fin pourrait permettre de connaître ces fluctuations au sein des communautés.

Pour finir, la méthode d'analyse qui consiste à considérer que la couverture est celle de sa modalité majoritaire simplifie grandement la réalité. Si un certain type de couverture est majoritaire au sein des sites, il ne faut pas oublier que dans la plupart des cas cela reste un mélange de deux ou des trois modalités : nu, algues, phanérogames. La création d'un plus grand nombre de classes incluant des mélanges de couvertures à des degrés différents pourrait être envisagée pour gagner en précision.

Enfin, l'étude portant sur huit complexes lagunaires différents, il est difficile de tirer des conclusions précises mais plutôt des tendances générales.

PERSPECTIVES

Afin d'identifier au mieux les facteurs structurant les communautés lagunaires, le choix des variables environnementales pourrait être revu. Les mesures *in situ* pourraient être plus précises, et ce notamment pour les pourcentages de couverture végétale et le type granulométrique des stations. Il serait intéressant **d'ajouter les pressions sites spécifiques** en variables environnementales afin d'étudier les réponses des assemblages lagunaires aux pressions. Cela peut concerner par exemple des gradients de polluants ou d'artificialisation des berges. Des bases de données sont disponibles à ce sujet (Meinesz et al., 2013).

A propos de l'approche fonctionnelle, il serait intéressant d'aller vers des mesures *in situ* des traits pour percevoir **la variabilité intra-spécifique** et être au plus près de la réalité (Villéger et al., 2017). Il serait possible de combiner l'étude des diversités inter et intra spécifiques. La diversité inter spécifique pourrait être étudiée par approches taxonomiques, fonctionnelles et moléculaire (utilisation d'ADN environnemental, qui permet de dresser un inventaire des espèces présentes). Elle peut être appréhendée par les tailles et/ou poids individuels des individus capturés. De plus, cette donnée est déjà disponible pour un grand nombre d'individus. Les données manquantes peuvent être approximées par l'étude des relations taille-poids par espèce. La diversité intra-spécifique pourrait aussi être analysée sur le plan génétique. Cela permettrait d'identifier plus précisément les facteurs qui influent sur la structure

des assemblages de poissons et crustacés au sein des lagunes méditerranéennes françaises. Ainsi, la capacité d'adaptation et de résilience des peuplements lagunaires méditerranéens pourrait être appréhendée.

De même, ces variations de diversité pourraient être observées à différentes échelles spatiales (intra et inter lagunaire) et temporelles (annuel et saisonnier).

Dans le cadre du projet INPOLAG, l'apparente homogénéité entre saisons reste à vérifier car seul un printemps a été étudié. Toutefois, s'il s'avère que cette conclusion demeure après l'ajout d'un échantillonnage printanier, il sera possible de considérer une plus grande flexibilité dans l'échantillonnage. En effet, une seule saison suffira alors en tant qu'image globale d'une année.

CONCLUSIONS

Ce travail a permis de détecter les tendances globales de structure des communautés de poissons et crustacés et de leurs facteurs associés sur l'ensemble des lagunes d'étude. Deux types de facteurs écologiques étaient alors étudiés. D'une part, les caractéristiques environnementales du milieu, d'autre part les traits fonctionnels potentiellement associés.

Sur les lagunes étudiées lors des trois campagnes, **la diversité de poissons et de crustacé est globalement homogène**. Ceci concerne à la fois la diversité taxonomique, mais également la diversité fonctionnelle. Les lagunes étudiées semblent donc avoir des patterns écologiques communs.

Les **cortèges faunistiques étudiés** sont **explicables en partie** par des **caractéristiques environnementales**. Ceux-ci semblent influencés par le type de **couverture végétale dominante** mais surtout par des **paramètres environnementaux croisés** que l'étude n'a pas permis de préciser (via le facteur « Lagune »). L'étude du lien entre dissimilarité spécifique et environnementale révèle que certaines lagunes, à savoir Thau, Berre et le complexe Palavasien, ont d'ailleurs une structuration taxonomique dans l'espace, bien que les facteurs régissant cela n'ont pas pu être établis.

Au sein des lagunes de l'étude, ce travail a permis d'observer que parmi les **facteurs environnementaux et fonctionnels retenus pour les analyses, peu expliquent les structures de la faune étudiée**. Ici, les facteurs écologiques qui prennent donc une part à la création et au maintien des cortèges lagunaires de poissons et crustacés sont majoritairement la couverture végétale et une combinaison de facteurs lagunaires non identifiés clairement via ce travail. Concernant les **traits écologiques** documentés, il semble que ceux-ci **n'interviennent pas ou très peu dans la structuration des cortèges étudiés**. Toutefois, il est probable qu'une étude de ces traits via des données récoltées par mesures *in situ* et non par documentées dans la littérature permette d'obtenir des conclusions différentes. En outre, cette approche permettrait également d'introduire la variabilité intraspécifique dans l'étude.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Alexandre, M. (2021). "Rôle de l'environnement dans la dynamique spatiale des poissons marins à l'interface lagune-mer en Méditerranée française : approches d'écologie spatiale et d'écophysiologie appliquées à trois espèces côtières. Thèse, Université Montpellier. Récupéré sur <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-03615101>

Aliaume, C., Darnaude, A. M., Certain, G., Derolez, V., & Ouisse, V. (2019). Synthèse bibliographique sur les bio-indicateurs "poissons" des eaux de transition dans le contexte DCE.

- Aliaume, C., Monteiro, C., Louis, M., Hoai, T., & G. Lasserre, G. (1993). Organisation spatio-temporelle des peuplements ichtyologiques dans deux lagunes côtières : au Portugal et en Guadeloupe. *Oceanologica Acta*, 16(n°3), 291-301.
- Amanieu, M., & Lasserre, G. (1982). Organisation et evolution des peuplements lagunaires. *Oceanologica Acta*, Special issue. Récupéré sur <https://archimer.ifremer.fr/doc/00246/35752/>.
- Amanieu, M., Guelorget, O., & Michel, P. (1977). RICHESSE ET DIVERSITÉ DE LA MACROFAUNE BENTHIQUE D'UNE LAGUNE LITTORALE MÉDITERRANÉENNE. *Vie et Milieu*, Observatoire Océanologique - Laboratoire Arago, XXVII, 85 - 109. doi:hal-02996289
- Andral, B., & Derolez, V. (2007). Mise en œuvre du Contrôle de surveillance. Résultats de la campagne 2006. District Rhône et côtiers méditerranéens. . Directive Cadre Eau.
- Archaimbault, V., Tison-Rosebery, J., & Morin, S. (2010). Traits biologiques et écologiques, intérêt et perspectives pour la bio-indication des pollutions toxiques. *Sciences Eaux & Terri-toires*, 1, 46-51. doi:<https://doi.org/10.14758/SET-REVUE.2010.1.10>.
- Argillier, C., Logez, M., Maire, A., & Blabolil, P. (2016). Indice ichtyofaune pour l'évaluation de l'état écologique des plans d'eau d'origine anthropique, IIR. doi:<https://doi.org/10.13140/RG.2.1.1582.3125>
- Attrill, M. J., & Rundle, S. (2002). Ecotone or Ecocline: Ecological Boundaries in Estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 55(n°6), 929-36. doi:<https://doi.org/10.1006/ecss.2002.1036>.
- Baptista, J., Martinho, F., Nyitrai, D., Pardal, M. A., & Dolbeth, M. (2015). Long-Term Functional Changes in an Estuarine Fish Assemblage. *Marine Pollution Bulletin*, 97(n°1-2), 125-34. doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.06.025>.
- Baraloto, C., Hardy, O. J., Paine, C. E., G. Dexter, K., Cruaud, C., Dunning, L. T., & Gonzalez, M.-A. (2012). Using Functional Traits and Phylogenetic Trees to Examine the Assembly of Tropical Tree Communities. *Journal of Ecology*, 100(n°3), 690-701. doi:<https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2012.01966.x>.
- Barbu, C., Papaïx, J., Fabre, F., Ernoult, A., Lavigne, C., Alignier, A., . . . Poggi, S. (2019). Chapitre 5. Analyses statistiques des relations entre mosaïque paysagère et processus écologiques. (Éducagri, Éd.) *Paysage, biodiversité fonctionnelle et santé des plantes*, 71-85. doi:<https://doi.org/10.3917/edagri.petit.2019.01.0071>.
- Barnes, R. S. (1981). *Coastal Lagoons: The Natural History of a Neglected Habitat*, Xi, 106 Pp. Cambridge University Press, 1980. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 61, no. 2 (May 1981): 549-549. <https://doi.org/10.1017/S0025315>. (C. U. Press., Éd.) *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 61(n°2), 549-549. doi:<https://doi.org/10.1017/S0025315400047135>.
- Barral, M., Sourribes, V., Bourgeois, E., Gavoty, E., Barre, N., & Tillier, C. (2007). *Vers Une Gestion Intégrée Des Lagunes Méditerranéennes*. Montpellier: Pôle Relais Lagunes Méditerranéennes Arles (FRA) & Conservatoire des Espaces Naturels Languedo Roussillon.
- Belin, C., & Daniel, A. (2013). Méthodes de bioindication en eaux littorales. Indicateur phyto-plancton et physico-chimie Livrable A2 : Synthèse des conclusions du GT phytoplancton - hydrologie. Validation intermédiaire des grilles biomasse dans les MET de Manche Atlantique. Révision de .
- Bison, M. (2015). Taxonomic and Functional Approaches of Trophic Interactions between Large Herbivores and Plant Communities in a Mountain Ecosystem. Thèse, Universitetet i Tromsø. doi: <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-01684266>.
- Bonin, G., & Taton, T. (1990). Réflexions sur l'apport de l'analyse factorielle des correspondances dans l'étude des communautés végétales et de leur environnement . *Ecologia Mediterranea*, 16(n°1), 403-14. doi: <https://doi.org/10.3406/ecmed.1990.1>
- Camara, E. M., Fernandes de Andrade-Tubino, M., Pontes Franco, T., Neves dos Santos, L., Filippo Gonzalez Neves dos Santos, A., & Gerson Araújo, F. (2021). Scale Sensitivity of Envi-

ronmental Effects on the Temporal Beta Diversity of Fishes in Tropical Coastal Lagoons. *Marine Ecology Progress Series*, 658 , 195-217.

- Camara, M. L. (2016). Biodiversité taxonomique et fonctionnelle des assemblages de poissons de Guinée et son évolution sous l'effet de la pêche. *Biologie animale*. Université Montpellier.
- Cardoso, P., Borges, P. A., & Veech, J. A. (2009). Undersampling, Testing the Performance of Beta Diversity Measures Based on Incidence Data: The Robustness to undersampling. *Diversity and Distributions*, 15(6), 1081-90. doi:<https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2009.00607.x>.
- Carmona, Carlos, P., Tamme, R., Partel, M., Brosse, S., Capedevila, P., . . . et al. (2021). Erosion of Global Functional Diversity across the Tree of Life. *SCIENCES ADVANCES*, 7(13). doi:<https://doi.org/DOI: 10.1126/sciadv.abf2675>.
- Castaigns, J., Dezileau, L., Fiandrino, A., & Verney, R. (2011). Evolution morphologique récente d'un complexe lagunaire méditerranéen: le système des étangs Palavasiens (France). *Revue Paralia*, 412 , 1-7. doi:10.5150/revue-paralia.2011.007
- Certain, G., & Planque, B. “. (2015). Biodiversity Baseline for Large Marine Ecosystems: An Example from the Barents Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 72(n°6), 1756-68. doi:<https://doi.org/10.1093/icesjms/fsv040>.
- Certain, G., & Planque, B. (2015, August). Biodiversity Baseline for Large Marine Ecosystems: An Example from the Barents Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 72, no. 6: 1756-68. doi:<https://doi.org/10.1093/icesjms/fsv040>.
- Chao, A. C.-H., & Jost, L. (2014). Unifying Species Diversity, Phylogenetic Diversity, Functional Diversity, and Related Similarity and Differentiation Measures Through Hill Numbers. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 45 , 297-324. doi:<https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-120213-091540>.
- Chaouti, A., & Bayed, A. (2011). Structure et organisation trophique du peuplement macrobenthique de la lagune méditerranéenne de Smir (Maroc) .
- Chiara, P., Colloca, F., & Tsikliras, A. C. (s.d.). The Living Marine Resources in the Mediterranean Sea Large Marine Ecosystem. *Environmental Development, Large Marine Ecosystems of Africa: Assessment, Sustainability, and Management*, 36 . doi:10.1016/j.envdev.2020.100555
- Chun-Huo, C., & Chao, A. (s.d.). Distance-Based Functional Diversity Measures and Their Decomposition: A Framework Based on Hill Numbers. *PLOS ONE*, 9(n°7). doi:<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0100014>.
- Coates, S., Waugh, A., A., A., & Robson, M. (2007). Efficacy of a multimetric fish index as an analysis tool for the transitional fish component of the Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*, 55, 225-240.
- Córdova Tapia, F., & Zambrano, L. (s.d.). Fish functional groups in a tropical wetland of the Yucatan Peninsula, Mexico. *Neotropical Ichthyology*. doi:10.1590/1982-0224-20150162
- Cromwell, J. E. (1971). Barrier coast distribution: a world-wide survey. Second National Coastal Shallow Water research Conference. LA: 50: Baton Rouge.
- Díaz, S., Fargione, J., Chapin, F. I., & Tilman, D. (2006). Biodiversity Loss Threatens Human Well-Being. doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0040277>.
- Díaz: Fargione, J., Chapin, F. I., & Tilman, D. (2006). Biodiversity Loss Threatens Human Well-Being. doi:<https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0040277>
- Draredja, B. (2005). Structure et organisation de la macrofaune benthique de la Lagune Mellah (Algérie, Méditerranée sud occidentale). *Rech. Océanographique*, 24-33. Récupéré sur https://www.researchgate.net/publication/283363659_Structure_et_organisation_de_la_macrofaune_benthique_de_la_Lagune_Mellah_Algerie_Mediterranee_sud_occidentale

- Dray, S., Choler, P., Dolédec, S., Peres-Neto, P. R., Thuiller, W., Pavoine, S., & Braak, C. J. (2014). Combining the Fourth-Corner and the RLQ Methods for Assessing Trait Responses to Environmental Variation. *Ecology*, 95(n°1), 14–21. doi:<https://doi.org/10.1890/13-0196.1>.
- Dray, S., Dufour, A.-B., & Thioulouse, J. (2002). *Ade4: Analysis of Ecological Data: Exploratory and Euclidean Methods in Environmental Sciences (version 1.7-19)*. With contributions from Thibaut Jombart, Sandrine Pavoine, Jean R. Lobry, Sébastien Ollier, Daniel Borcard, Pierre Legendre, and Stéphanie Bougeard and Aurélie Siberchicot Based on earlier work by Daniel Chessel. doi:<https://CRAN.R-project.org/package=ade4>.
- Elliott, M., & Dewailly, F. (1995). The Structure and Components of European Estuarine Fish Assemblages | SpringerLink. *NETHERLANDS JOURNAL OF AQUATIC ECOLOGY*, 29(3-4), 397-417.
- Elliott, M., & Quintino, V. (2007). The Estuarine Quality Paradox, Environmental Homeostasis and the Difficulty of Detecting Anthropogenic Stress in Naturally Stressed Areas. *Marine Pollution Bulletin*, 640–45. doi: 10.1016/j.marpolbul.2007.02.003
- FAO. (2020). *The State of Mediterranean and Black Sea Fisheries*. doi:<https://doi.org/10.4060/cb2429en>.
- FAO, Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture. (2016). *Population (French Edition) 5*. doi: <https://doi.org/10.2307/1523706>.
- Félix, F., Grenyer, R., Rouget, M., Davies, T. J., Cowling, R. M., Faith, D. P., & Balmford, A. (2007, Février). Preserving the Evolutionary Potential of Floras in Biodiversity Hotspots. *Nature*, 445(no. 7129), 757–60. doi:10.1038/nature05587
- Fouet, M. H. (2018). Sélection d'un indicateur DCE « faune benthique invertébrée » adapté aux estuaires. Agence Française pour la Biodiversité _ EPOC Bordeaux.
- Franco, Elliott, Franzoi, & Torricelli. (2008). Life strategies of fishes in European estuaries: the functional guild approach. *Marine Ecology-Progress Series*, 354, 219-228.
- Franco, Torricelli, & Franzoi. (2009). A habitat- specific fish-based approach to assess the ecological status of Mediterranean coastal lagoons. *Marine Pollution Bulletin*, 1704- 1717.
- Ghiotti, S. ".-O. (s.d.). "Les lagunes et les territoires littoraux d'Occitanie entre inondation, pollution, biodiversité et métropolisation. *Revue géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest(n°47)*, 109–28. doi:<https://doi.org/10.4000/soe.5428>.
- Giraud, A., & Stroffek, S. (2016). *Connaissance des lagunes : bilan et stratégie dans le cadre de la mise en œuvre du SDAGE 2016-2021* . Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse. Récupéré sur <https://www.documentation.eauetbiodiversite.fr/notice/0000000015e5bf6c12100a424295c60>
- Gross, C., Duffy, J., Hovel, K., Kardish, M., Reynolds, P., Boström, C., & Boyer, K. (2022). The Biogeography of Community Assembly: Latitude and Predation Drive Variation in Community Trait Distribution in a Guild of Epifaunal Crustaceans. *Proceedings. Biological Sciences*. doi:<https://doi.org/10.1098/rspb.2021.1762>.
- Guillemot, S., Giraud, A., Astier-Cohu, K., Graille, C., Stroffek, S., & Boissery, P. (2021). *Etat des eaux lagunaires de Rhône-Méditerranée et Corse*. Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse.
- Hichem Kara, M., & Quignard, J.-P. (2018). *Les Poissons Des Lagunes et Des Estuaires de Méditerranée 1, Diversité, Bio-Écologie, Exploitation*. ISTE éditions.
- Hill, M. (1973). Diversity and Evenness: A Unifying Notation and Its Consequences. *Ecology*, 54(n°2), 427–32. doi:<https://doi.org/10.2307/1934352>
- Hillebrand, H., & Blenckner, T. (2002). Regional and Local Impact on Species Diversity – from Pattern to Processes. *Oecologia*, 132(n°4), 479–91. doi: <https://doi.org/10.1007/s00442-002-0988-3>.

- Hinch, S., Somers, K., & Collins, N. (2011). Spatial Autocorrelation and Assessment of Habitat-Abundance Relationships in Littoral Zone Fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 70(12). doi:<https://doi.org/10.1139/f94-070>.
- Hubbell, S. P. (2001). *The unified neutral theory of biodiversity and biogeography*. Princeton Univ. Press.
- Husson, F., Josse, J., Le, S., & Mazet, J. (2020). *FactoMineR: Multivariate Exploratory Data Analysis and Data Mining (version 2.4)*. doi: <https://CRAN.R-project.org/package=FactoMineR>.
- Jost, L. (2007). Partitioning Diversity into Independent Alpha and Beta Components. *Ecology*, 88(n°10), 2427–39. doi:<https://doi.org/10.1890/06-1736.1>.
- Le Brun, E. (1985). *La Conchyliculture Dans Le Bassin de Thau: Approche Des Exploitations Conchycoliques*. Centre Régional de la Productivité et des études économiques faculté de droit et des sciences économiques - Université de Montpellier 1.
- Le Fur, I. (2018). *Rôle Des Macrophytes Dans La Restauration Des Milieux Lagunaires : Successions Écologiques*. Thèse, Montpellier. doi:<http://www.theses.fr/2018MONTG006>.
- Lebreton, J., Sabatier, R., Banco, G., Bacou, A., Devillers, J., & Karcher, W. (1991). Principal Component and Correspondence Analyses with Respect to Instrumental Variables : An Overview of Their Role in Studies of Structure - Activity and Species - Environment Relationships. Dans J. D. Karcher (Éd.), *Applied Multivariate Analysis in SAR and Environmental Studies* (p. 85–114). Springer Netherlands: Dordrecht. doi:https://doi.org/10.1007/978-94-011-3198-8_3
- Lenfant, P., Gudefin, A., Fonbonne, S., Lecaillon, G., James, A., Eric, B., & Sven, L. (2015). *Restauration écologique des nurseries des petits fonds côtiers de Méditerranée - orientations et principes*.
- Lepareur, F., Bertrand, S., Papuga, G., & Richeux, M. (2013). *État de conservation de l'habitat 1150 « Lagunes côtières » : Méthode d'évaluation à l'échelle du site Natura 2000 - Guide d'application Version 1*.
- Leruste, A., Malet, N., Munaron, D., Derolez, V., E., H., Collos, Y., . . . B., B. (2016). First Steps of Ecological Restoration in Mediterranean Lagoons: Shifts in Phytoplankton Communities. *Estuarine Coastal And Shelf Science*, 190–203. doi:<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.06.029>
- Magneville, C., Loiseau, N., Albouy, C., Casajus, N., Claverie, T., Escalas, A., . . . Villéger, S. (2022). mFD: an R package to compute and illustrate the multiple facets of functional diversity. *Ecography*. doi:10.1111/ecog.05904
- Marage, D., & Bertrand, R. R. (2012). *Typification et Évaluation de l'état de Conservation Des Habitats Forestiers Français et de Leurs Espèces Végétales Associées*. ENGREF (AgroParisTech).
- Mariani, A., Panella, S., Monaco, G., & Cataudella, S. (1987). Size Analysis of Inorganic Particles in the Alimentary Tracts of Mediterranean Mullet Species Suitable for Aquaculture. *Aquaculture*, 62(n°2), 123–29. doi:[https://doi.org/10.1016/0044-8486\(87\)90316-4](https://doi.org/10.1016/0044-8486(87)90316-4).
- Maxime, L. (2010). *Traits Fonctionnels, Variabilité Environnementale et Bioindication : Les Communautés Piscicoles Des Cours d'eau Européens*.
- May, R. (1972). Will a Large Complex System Be Stable? *Nature*, 238, 413–414. doi: <https://www.nature.com/articles/238413a0>.
- McLean, M., Stuart-Smith, R., Villéger, S., Auber, A., Edgar, G., Macneil, A., . . . David Mouillot, D. (2021). Trait Similarity in Reef Fish Faunas across the World's Oceans. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118. doi:<https://doi.org/10.1073/pnas.2012318118>.
- Meinesz, C., Derolez, V., & Bouchouca, M. (2013). *Base de données pressions sur les lagunes méditerranéennes - Analyse des liens état - pression*. doi:<https://archimer.ifremer.fr/doc/00154/26496/>.

- Mendiburu, F. d. (2021). *Agricolae: Statistical Procedures for Agricultural Research* (version 1.3-5). doi:<https://CRAN.R-project.org/package=agricolae>.
- Menu, M., Vaz, S., Bajjouk, T., Derolez, V., Fiandrino, A., Giraud, A., . . . Ouisse, V. (2019). Rapport final du projet CHAMILA (Cartographie des habitats en milieu lagunaire méditerranéen). doi:<https://archimer.ifremer.fr/doc/00593/70545/>.
- Morlon, H. C., Condit, R., Hubbell, S., Kenfack, D., Thomas, D., Valencia, R., & Green, J. L. (2008). A general framework for the distance-decay of similarity in ecological communities. *Ecology Letters*, 9, 904-17. doi:[10.1111/j.1461-0248.2008.01202.x](https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01202.x)
- Mouillot, D. (s.d.). Niche-Assembly vs. Dispersal-Assembly Rules in Coastal Fish Metacommunities: Implications for Management of Biodiversity in Brackish Lagoons. *Journal of Applied Ecology*, 44, 760-67. doi:<https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01330.x>.
- Mouillot, D., Graham, N. A., Villéger, S., Mason, N. W., & Bellwood, D. R. (2013). A Functional Approach Reveals Community Responses to Disturbances. 28 (no. 3), 167-77.
- Nock, C., Vogt, R., & Beisner, B. (2016). *Functional Traits*. John Wiley & Sons, Ltd. doi:<https://doi.org/10.1002/9780470015902.a0026282>.
- Oksanen, J., Simpson, G. L., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., & O'Hara, R. B. (2022). *Vegan: Community Ecology Package* (version 2.6-2). doi:<https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Peguin, M., Poulin, B., & Carre, A. (2016). LISTE ROUGE DES ECOSYSTEMES de l'UICN Exercice d'application Sur Quelques Écosystèmes de Zones Humides de France Métropolitaine. UICN.
- Pérez-Ruzafa, A., García-Charton, J., Barcala, E., & Marcos, C. (2006). Changes in Benthic Fish Assemblages as a Consequence of Coastal Works in a Coastal Lagoon: The Mar Menor (Spain, Western Mediterranean). *Marine Pollution Bulletin*, 53(no. 1-4), 107-120. doi:[10.1016/j.marpolbul.2005.09.014](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.09.014)
- Pinay, G., Gascuel, C., Menesguen, A., Souchon, Y., Le Moal, M., Levain, A., . . . Souchu, P. (2017). L'eutrophisation : manifestations, causes, conséquences et prédictibilité. Synthèse de l'Expertise scientifique collective CNRS - Ifremer - INRA - Irstea. doi:<https://archimer.ifremer.fr/doc/00408/51903/>.
- Provost, C., Gevrey, M., & Argillier, C. (2012). La macrofaune benthique indicatrice de l'état des lagunes oligohalines méditerranéennes ? Irstea. doi:<https://hal.inrae.fr/hal-02597249>
- Rafael Pereira, L. (2015). FUNCTIONAL STRUCTURE AND CONSERVATION OF STREAM FISH ASSEMBLAGES IN THE BRASILIAN AMAZON. Université Montpellier; Instituto nacional de pesquisas da Amazônia (Brésil). doi:<https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-03222089/document>.
- Regimbart, A., Guitton, J., & Le Pape, O. (2018). Zones fonctionnelles pour les ressources halieutiques dans les eaux sous souveraineté française. Les publications du Pôle halieutique AGROCAMPUS OUEST n°46.
- RStudioTeam. (2020). *RStudio: Integrated Development for R*. RStudio, PBC, Boston, MA URL.
- Scapin, L., Zucchetta, M., Facca, C., Sfriso, A., & Franzoi, P. (2016). Using fish assemblage to identify success criteria for seagrass habitat restoration. *Web Ecol*, 16, 33-36.
- Schatz, B., & Goffre, B. (2021). Biodiversité. Récupéré sur <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-03419783>
- Shigeo, Y., & Loreau, M. (1999, Février). Biodiversity and Ecosystem Productivity in a Fluctuating Environment: The Insurance Hypothesis. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 96, no. 4, 1463-68. doi: <https://doi.org/10.1073/pnas.96.4.1>
- Singh, J. S. (2002). The Biodiversity Crisis: A Multifaceted Review. *Current Science*, 82(n°6), 638-47.

- Sinha, A., Menzies, R., Chatterjee, N., Rao, M., & Naniwadekar, R. (2022). Drivers of Taxonomic, Phylogenetic, and Functional Beta Diversity of Himalayan Riverine Birds. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 10. doi:<https://doi.org/10.3389/fevo.2022.788184>.
- Socolar, J. B., Gilroy, J. J., Kunin, W. E., & David, P. E. (2016). How Should Beta-Diversity Inform Biodiversity Conservation? *Trends in Ecology & Evolution*, 31(n°1), 67-80. doi:<https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.11.005>.
- Soininen, J., McDonald, R., & Hillebrand, H. (2007). The distance decay of similarity in ecological communities. *Ecography*, 30, 3-12. doi:[10.1111/j.0906-7590.2007.04817.x](https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2007.04817.x)
- Solidoro, C., Bandelj, V., Aubry, F. B., Camatti, E., Ciavatta, S., Cossarini, G., . . . al., e. (s.d.). Response of the Venice Lagoon Ecosystem to Natural and Anthropogenic Pressures over the Last 50 Years. Dans *Coastal Lagoons: Critical Habitats of Environmental Change*. doi:[10.1201/EBK1420088304-c19](https://doi.org/10.1201/EBK1420088304-c19)
- Stroffek, S., & Giraud, A. (2016). *Connaissance Des Lagunes : Bilan et Stratégie Dans Le Cadre de La Mise En Œuvre Du SDAGE 2016-2021*. Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse. doi:<https://www.documentation.eauetbiodiversite.fr/notice/0000000015e5bf6c12100a424295c60>.
- Su, G., Tedesco, P., Toussaint, A., Villéger, S., & Brosse, S. (2022). Contemporary Environment and Historical Legacy Explain Functional Diversity of Freshwater Fishes in the World Rivers. *Global Ecology and Biogeography*. doi:<https://doi.org/10.1111/geb.13455>
- Teichert, N., Jérémy, L., & Mario, Lepage. (2018). Comparaisons d'indicateurs de biodiversité, d'état écologique et de fonctionnement trophique dans les écosystèmes estuariens. IRSTEA Agence Française pour la Biodiversité.
- Ter_Braak, C. (1986). Canonical correspondence analysis : a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, 69-77.
- Toussaint, A., Charpin, N., Brosse, S., & Villéger, S. (2016). Global Functional Diversity of Freshwater Fish Is Concentrated in the Neotropics While Functional Vulnerability Is Widespread. *Scientific Reports*. doi:<https://doi.org/10.1038/srep22125>.
- Tuomisto, H. (2010). A Diversity of Beta Diversities: Straightening up a Concept Gone Awry. Part 1. Defining Beta Diversity as a Function of Alpha and Gamma Diversity. *Ecography*, 33, 2-22. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.05880.x>
- Vallecillo, D. (2021). *Modélisation de la répartition spatio-temporelle des oiseaux d'eau en Camargue : un outil pour la gestion*. Thèse, Université de Montpellier. doi: <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-03615361>.
- Vellend, M., Srivastava, D. S., Anderson, K. M., Brown, C. D., Jankowski, J. E., Kleynhans, E. J., Macdonald, A. A.-S. (2014). Assessing the relative importance of neutral stochasticity in ecological communities. *OIKOS Advancing Ecology*, 123(12), 1420-1430. doi:<https://doi.org/10.1111/oik.01493>
- Verlaque, M., & Gerbal, M. (1995). *Macrophytobenthos de substrat meuble de l'étang de Thau (France, Méditerranée) et facteurs environnementaux associés*. doi: <https://archimer.ifremer.fr/doc/00097/20853/>.
- Villéger, S. (2008). *Dynamique de la diversité fonctionnelle des communautés de poissons (lagune de Terminos, Mexique)*. Thèse, Montpellier SupAgro. doi:<https://archimer.ifremer.fr/doc/00000/6178/>
- Villéger, S., Brosse, S., & Mouchet, M. (2017). Functional ecology of fish: current approaches and future challenges. *Aquat Sci*, 79, 783-801. doi:<https://doi.org/10.1007/s00027-017-0546-z>
- Villéger, S., Brosse, S., Mouchet, M., Mouillot, D., & Vanni, M. J. (2017). Functional Ecology of Fish: Current Approaches and Future Challenges. *Aquatic Sciences - Research Across Boundaries*, 79(n°4), 783.

- Webb, C. O., D. Ackerly, D., McPeck, M. A., & Donoghue, M. J. (2002). Phylogenies and Community Ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 33(n°1), 475-505. doi:<https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.33.010802.150448>.
- Whitfield, A., Elliott, M., Basset, A., Blaber, S., & West, R. (2012). Paradigms in Estuarine Ecology - A Review of the Remane Diagram with a Suggested Revised Model for Estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*(97), 78-90. doi:<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2011.11.026>.
- Zinger, L., Boetius, A., & Ramette, A. (2014). Bacterial Taxa-Area and Distance-Decay Relationships in Marine Environments. *Molecular Ecology* , 23(n°4), 954-64. doi:<https://doi.org/10.1111/mec.12640>.
- Zucchetto, M., Scapin, L., Franco, A., & Franzoi, P. (2019). Uncertainty in Developing Fish Based Multi-Metric Indices. *Ecological Indicators*. doi:<https://10.1016/j.ecolind.2019.105768>.

10 Annexe 2 : Rapport de stage J. Millot

INTRODUCTION

Les lagunes méditerranéennes sont des masses d'eau de transition (MET) séparées de l'océan par une barrière de terre, appelée « lido », et connectées à l'océan par un ou plusieurs chenaux, les « graus ». Elles rendent de nombreux services écosystémiques en contribuant à la régulation hydraulique et à l'amélioration de la qualité de l'eau. Très productives, les lagunes sont des systèmes économiquement attractifs pour la pêche et la conchyliculture.

La Directive Cadre sur l'Eau (DCE) requiert l'évaluation de l'état des lagunes méditerranéennes afin de mieux gérer les pressions anthropiques qui s'y exercent. L'état d'une masse d'eau est mesuré selon son état écologique et chimique. L'état écologique est évalué en suivant les éléments de qualité biologique grâce à des indicateurs (« Phytoplancton », « Macrophyte » et « Benthos ») permettant de comparer l'état observé à celui obtenu dans des conditions de référence (faible niveau de pressions anthropiques). Des paramètres physico-chimiques et hydromorphologiques viennent en soutien. L'état chimique est évalué en suivant la concentration de contaminants dans le milieu, lesquelles sont comparées à des Normes de Qualité Environnementale (NQE). Le projet INPOLAG (« INDicateur POisson en LAGune ») piloté par l'Ifremer, est à l'initiative d'un futur indicateur adapté aux lagunes méditerranéennes et aux exigences de la DCE. Il permettra de suivre l'élément de qualité biologique « poisson », et complètera l'évaluation de l'état écologique des MET en Méditerranée.

Le choix des métriques est essentiel pour construire un indicateur sensible aux pressions anthropiques et non aux changements naturels. D'après les travaux de Meinesz *et al.* (2013), et Derolez *et al.* (2014), les indicateurs biologiques DCE répondaient majoritairement aux variables d'eutrophisation parmi les : « pressions polluantes et directes sur le vivant » et les « caractéristiques hydromorphologiques ». Mais les liens entre métriques d'état et de pression ne sont pas immuables.

Une actualisation des données est donc menée dans cette étude, concernant l'état écologique et chimique des lagunes (Campagnes de surveillance (DCE)) et des pressions pesant sur ces écosystèmes (Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse (AERM&C)). Il serait pertinent que les lagunes suivies par le projet INPOLAG soit un sous-échantillonnage représentatif des MET méditerranéennes. Pour valider ce choix, il est nécessaire d'évaluer la répartition des lagunes selon les gradients de pressions polluantes, chimiques et hydromorphologiques. Les pressions exercées doivent ensuite être hiérarchisées pour voir lesquelles sont les plus corrélées aux variables d'état écologique. Les réponses des métriques candidates au futur indicateur « Poisson » seront ainsi comparées à celles des autres indicateurs pour montrer une complémentarité ou une redondance d'information. Cela contribuera à la sélection de métriques potentiellement pertinentes.

MATÉRIELS ET MÉTHODE

Présentation des sites d'études : La base de données des pressions en lagune mise à jour concerne 19 masses d'eau de transition lagunaires (MET) poly-euhalines (salinité > 18) : 15 appartiennent au district « Rhône et côtier méditerranéen » et 4 au district « Corse ». Le projet INPOLAG suit 7 de ces MET : Ayrolle, Canet, Bages-Sigean, Berre, Thau, Or et les étangs Palavasiens-Est (regroupant plusieurs lagunes dont Arnel et Prévost suivies par INPOLAG) (Figure 1).

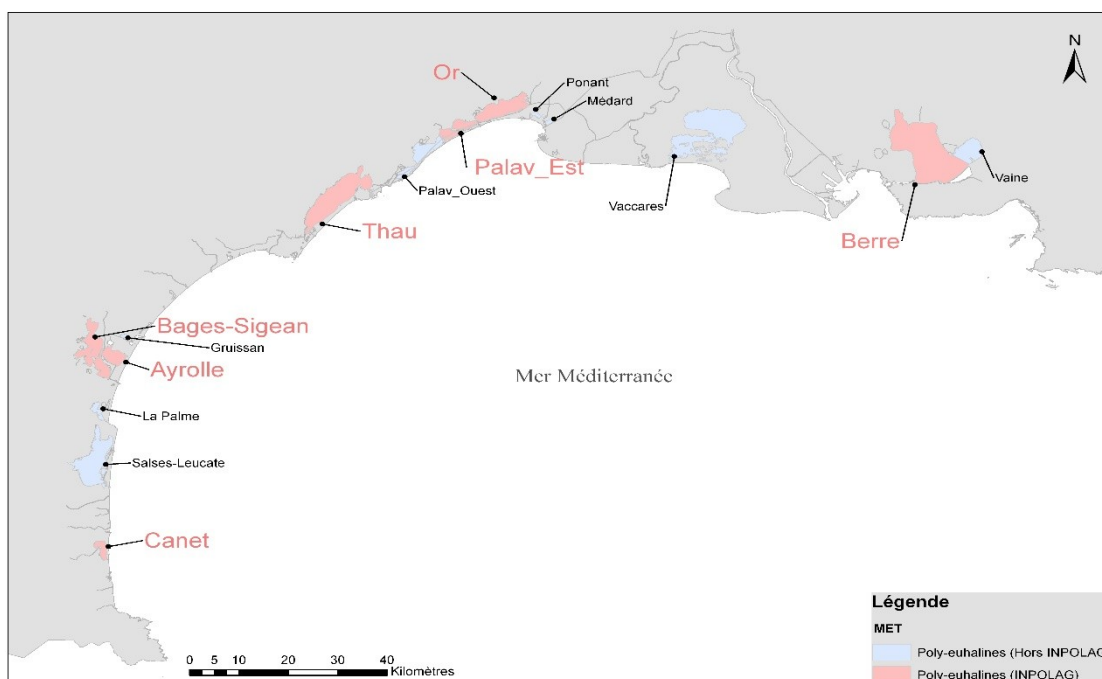


Figure 1 : Carte des 15 MET poly-euhalines étudiées dont les 7 MET du projet INPOLAG (en rose). Les 4 MET corses (Diana, Urbino, Palu et Biguglia) ne sont pas représentées sur la carte.

Présentation des variables : Les variables de pressions dans cette étude ont été étudiées selon 3 catégories : pressions hydromorphologiques, pressions polluantes et directes sur le vivant, pressions chimiques, dont l'état chimique est un proxy (Tableaux I et II). Elles ont été renseignées en s'appuyant sur la méthode décrite dans l'étude de Derolez *et al.* (2014) et mises à jour avec les dernières données disponibles (sauf pour certaines pressions hydromorphologiques et les activités humaines). Les données d'état écologique DCE correspondent : i) aux concentrations en azote et phosphore totaux (NT et PT) dans l'eau, permettant d'évaluer l'état physico-chimique et ii) aux métriques de 3 indicateurs utilisés pour évaluer l'état biologique des lagunes méditerranéennes : « Phytoplancton », « Macrophytes », « Benthos ». Pour le phytoplancton et les macrophytes, les métriques se présentent sous forme de Ratios de Qualité Ecologique (EQR), obtenus en comparant les valeurs des métriques mesurées à leurs valeurs dans les conditions de référence (Bouchouca *et al.*, 2018). Deux métriques candidates pour l'indicateur DCE du compartiment « Poisson » ont été calculées à partir des données de la campagne INPOLAG 2020 : la richesse spécifique (S) et la diversité de Shannon-

Wiener (H'). Alors que la richesse spécifique correspond au nombre d'espèces observées sur le site, l'indice de Shannon prend également en compte l'abondance relative de chaque espèce. Il varie de 0 à un maximum de $\log(S)$ quand toutes les espèces sont régulièrement réparties. Ces deux métriques ont été retenues car elles sont utilisées dans des indicateurs DCE « Poisson » étrangers tel que le HFBI (Habitat Fish Bioindicator Index) en Italie et le Greek FBI (Fish Based Index) (Aliaume *et al.*, 2019).

Tableau 1 : Référencement des variables de pressions polluantes, directes sur le vivant et chimiques. La signification des variables, leur date et leur source sont indiquées. Les données mises à jour dans le cadre de ce stage sont en orangé.

Famille de variable	Signification	Code des Variables	Type de variable	Date et sources			
Pressions polluantes et directes sur le vivant	Rejets d'assainissement	Capacité des STEP	Cap_STEP	2015 (source : AERM&C)			
		Flux de phosphate, matière organique, et matière en suspension	P/MO/MESSTEP		Quantitative		
	Rejets hors bassin versant	Apport de phosphate hors bassin versant	Apport_P_HBV		Semi-qualitative (0 : nul ; 1 : faible ; 2 : moyen ; 3 : fort)		
	Rejets industriels	Flux de phosphate et matière organique par les industries	Pindus		Quantitative		
			MOindus				
	Rejets agricoles	Flux de phosphate par l'agriculture	Pagri			2012 (source : Corine Land Cover)	
	Rejets urbains	Flux de phosphate par le ruissellement	Pruis				
	Sédiment	Stock sédimentaire d'azote, phosphate et matière organique	Stock_sed_N/P/MO			2018 (source : Ouisse <i>et al.</i> , 2020)	
	Activités humaines	Nombre de pêcheurs professionnels	Peche_pro			Qualitative (peu ; moyen ; fort)	2010 (source : Meinesz <i>et al.</i> , 2013)
		Réglementation de pêche appliquée : autorisée ou non	Peche_lois			Semi-qualitative (1 : autorisée ; 0 : non autorisée)	
Production moyenne de coquillages par an		Prod_conch	Qualitative (absence ; moyen ; fort)				
Niveau de pres-		Espinva	Semi-qualita-				

		sion par les espèces invasives		tive (0 à 3)	
Etat chimique	Composés organiques	Sommes de concentrations en 14 pesticides, 3 médicaments, 4 HAP	S_pesticide	Quantitative	2018 (source : Bouchoucha <i>et al.</i> , 2018)
			S_medicament		
			S_HAP		
	Concentration en DDT	DDT_tot			
	Métaux	Concentrations en cadmium dans l'eau et dans le biote	Cd_eau		
			Cd_biote		
Concentrations en plomb, cobalt, fer, argent et nickel		Pb/Co/Fe/Ag/Ni			

Tableau 2 : référencement des variables de caractéristiques hydromorphologiques, et d'état écologique. La signification des variables, leur date et leur source sont indiquées. Les données mises à jour dans le cadre de ce stage sont en orangé et les * indiquent les pressions anthropiques.

Famille de variable	Signification	Code des variables	Type de variable	Date et source	
Pressions hydromorphologiques	Morpho générale	Superficie lagune	Superf_lag	Quantitative	2013 (source : Aquascop 2014)
		Superficie bassin versant	Superf_bv		
		Profondeur moyenne	Prof_moy		
	Dynamique hydrologique	Taux de renouvellement journalier de la masse d'eau	Tx_renouvel	Qualitative (nul ; faible ; moyen ; important)	2012 (source : Fiandri-no <i>et al.</i> , 2012)
		Degrés d'échange avec la mer	Echange_mer		
		Ecart de salinité mer-lagune	Ecarts_sal_moy	Quantitative	2004-2011 (source : Derolez <i>et al.</i> , 2012)
		Nature de la communication avec la mer	Comm_mer	Qualitative (temporaire ; absente ; permanente)	2013 (source : Aquascop 2014)
		Degrés d'artificialisation du lido*	Artif_lido	Qualitative (abs de lido ; lido naturel ; partiellement ; totalement artificialisé)	
		Ecart de salinité spatial	Gradient_sal	Quantitative	
		Type halin	Type_sal	Qualitative (eu-	

				haline ; polyhaline)	
	Morpho de bordure	Sinuosité de la bordure	Sinuosite	Semi-quantitative (0 à 8)	
		Surface des marais, zone humide rapportée à la lagune	Smarais_Slag	Quantitative	2012 (source : Corine Land Cover)
			Szhumide_Slag		
		% de berges naturelles*	Berges_nat		
	% de berges artificialisées*	Berges_artif			
Etat écologique	Qualité eau	Métriques de l'état physico-chimique (Percentile 90 des concentrations en azote et phosphore totaux dans l'eau)	NT	Quantitative	2013-2018 (source : Bouchouca <i>et al.</i> , 2018)
			PT		
	Indicateur "phytoplankton"	Métriques d'abondance et de biomasse	EQRa_phy		
			EQRb_phy		
	Indicateur "macrophyte"	Métriques d'abondance et de composition	EQRa_mac		
			EQRc_mac		
	Indicateur "macro-benthique"	Métrique de richesse spécifique, de Shannon, et AMBI	S_benthos		
			H_benthos		
Indicateur "poisson"	Métrique de richesse spécifique et de Shannon	AMBI			
		S_poisson			
			H_poisson		2015 (source : Pelapat <i>et al.</i> , 2016)
					2020 (source : Motte <i>et al.</i> , 2020)

I-

Transformations des données : Pour les MET suivies sur plusieurs lagunes, les données sont moyennées par masse d'eau. Si les lagunes sont suivies sur plusieurs sites/stations, les données sont d'abord moyennées par lagune puis par MET. Les données de pressions polluantes quantitatives ont été préalablement pondérées par le volume des lagunes afin d'en intégrer l'influence sur les variables (effet de dilution). Certains contaminants chimiques ont été regroupés en sommant leurs concentrations par famille : pesticides, médicaments et hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). Pour les substances individuelles, les concentrations mesurées inférieures à la limite de quantification (LQ) sont remplacées par la LQ divisée par deux, et par 0 dans le cas des familles de substances. Par ailleurs, l'indépendance, l'homoscédasticité et la normalité des résidus ont été étudiées respectivement par des tests de Durbin-Watson, de Bartlett et de Shapiro-Wilk.

Ces trois conditions n'étant pas respectées par toutes les variables, le coefficient non paramétrique de Spearman a été privilégié pour étudier les liens entre l'ensemble des variables.

Analyses selon les objectifs : La répartition des lagunes au sein des pressions polluantes, chimiques et hydromorphologiques est étudiée par des analyses factorielles (sous R-studio) : ACP (Analyse par Composantes Principales) dans le cas de variables quantitatives et AFDM (Analyse Factorielle de Données Mixtes) pour des jeux de données mêlant des variables quantitatives et qualitatives. Les individus, ici les MET, sont ordonnés dans un espace factoriel à deux dimensions. Les variables sont colorées selon leur niveau de qualité de représentation (\cos^2). Les pressions directes sur le vivant de nature qualitative sont traitées comme variables illustratives car elles n'ont pas pu être pondérées par le volume des lagunes. Les coefficients de Spearman entre chaque variable d'état écologique et de pression sont calculés. Puis, les variables de pressions sont triées de la plus importante à la moins importante en fonction de la moyenne des valeurs absolues des coefficients de Spearman.

RESULTATS

Les MET poly-euhalines sont intégrées dans les analyses factorielles des pressions, à l'exception de Canet, trop divergente, et de l'Ayrolle et Médard quand les données n'étaient pas disponibles. Les données d'état écologique sont étudiées que sur les 6 MET INPOLAG pour lesquelles ont été calculées les métriques « Poisson ». Les variables pression de « flux d'azote » ont été supprimées car trop corrélées aux flux de phosphate ($R_s > 0,80$), qui fournissent une information suffisante quant à la pression d'eutrophisation anthropique. Seuls les deux premiers axes des analyses factorielles ont été conservés, d'après le « critère du coude » évalué sur l'éboulis des valeurs propres.

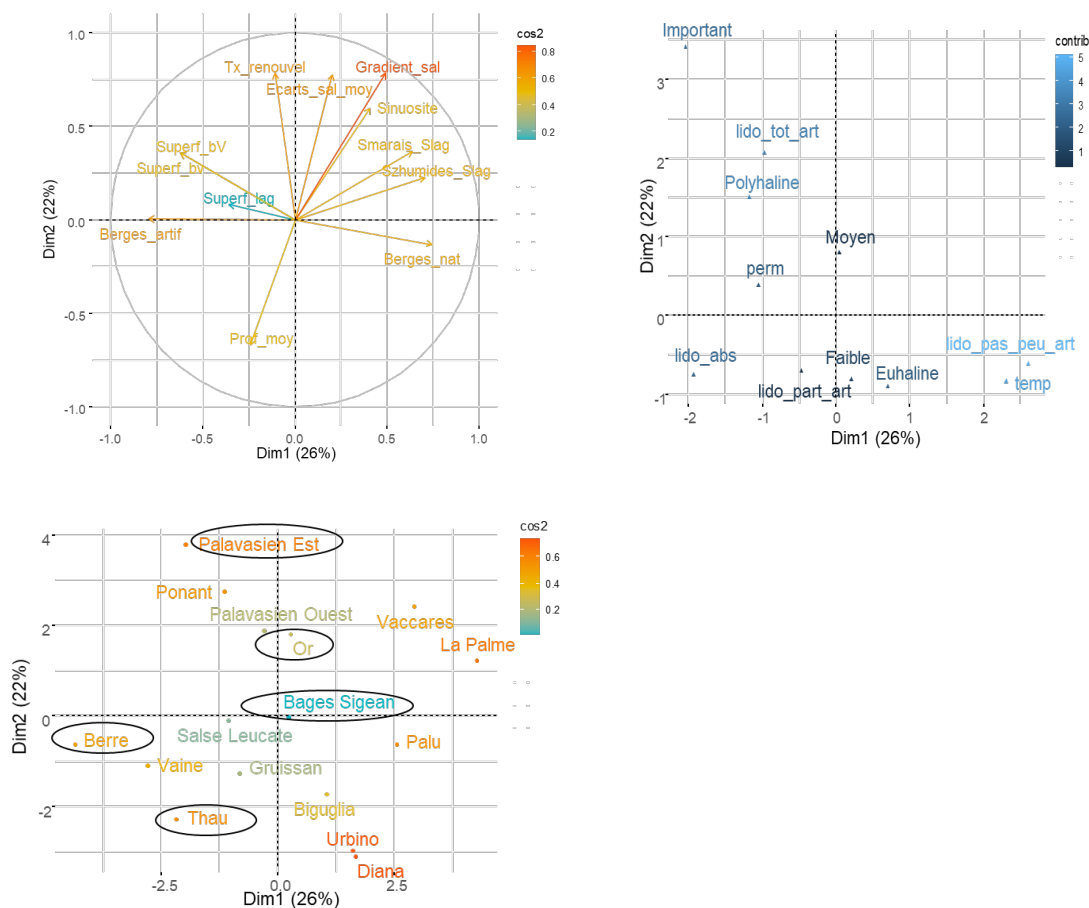


Figure 2 : (a-haut gauche) Cercle des corrélations de l'AFDM sur les données de caractéristiques hydromorphologiques. **(b-haut droit)** Représentation des données hydromorphologiques qualitatives. **(c-bas gauche)** Graphique des individus de l'AFDM pour 16 MET méditerranéennes dont 5 MET suivies par INPOLAG entourées en noir.

Les deux premiers axes de l'AFDM concernant les caractéristiques hydromorphologiques (Figure 2.a et 2.b) expliquent 48% de la variabilité totale. L'axe 1 (26% de la variabilité) est corrélé le plus fortement à la variable qualitative d'artificialisation du lido, au pourcentage de berges naturelles et de berges artificialisées. L'axe 2 (22% de la variabilité) est corrélé positivement à trois variables de dynamique hydrologique : gradient spatial de salinité intra-lagunaire, le taux de renouvellement de l'eau et l'écart de salinité mer-lagune. Le graphique des individus (Figure 2.c) montre une bonne répartition des MET INPOLAG le long de l'axe 2 piloté par la dynamique hydrologique. Sur l'axe 1, Berre, Thau et Palavasien Est se distinguent de l'Or et Bages-Sigean par des berges plus artificialisées. Pour autant, les MET INPOLAG semblent peut représentatives des MET méditerranéennes à fort pourcentage de berges naturelles.

Les deux premiers axes de l'AFDM concernant les pressions polluantes et directes sur le vivant (Figure 3.a) représentent 56% de la variabilité totale. L'axe 1 (39,2% de la variabilité) est corrélé positivement à presque toutes les variables de pression et peut être interprété comme un gradient de pollution (plus de pollution à droite). Les variables correspondant aux rejets et capacités des stations d'épuration des eaux usées (STEP) y contribuent le

plus, suivies par les rejets issus de l'agriculture et des surfaces urbanisées. L'axe 2 (16,8% de la variabilité) est corrélé aux rejets par les industries. Le graphique des individus (Figure 3.b) permet d'observer une bonne répartition des MET INPOLAG le long du gradient de pollution avec Berre, Ayrolle, Thau, et Bages-Sigean recevant de leur bassin versant moins de polluants que l'Or et surtout les Palavasiens-Est. L'axe 2 ne discrimine pas les MET INPOLAG mais seulement Vaine, l'une des seules MET à recevoir des rejets industriels.

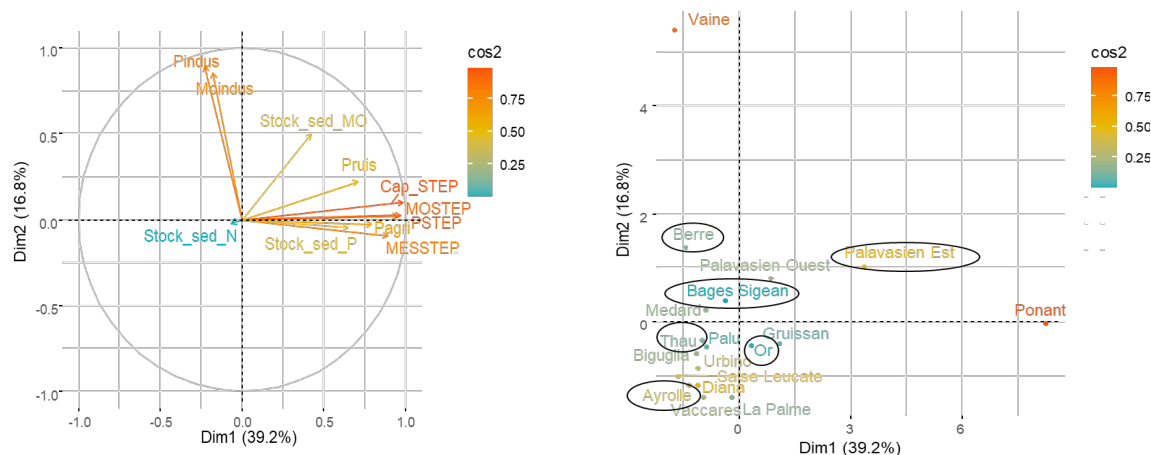


Figure 3 : (a-gauche) Cercle des corrélations de l'AFDM sur les données de pressions polluantes et directes sur le vivant. **(b-droite)** Graphique des individus de l'AFDM pour 18 MET méditerranéennes dont 6 MET suivies par INPOLAG entourées en noir.

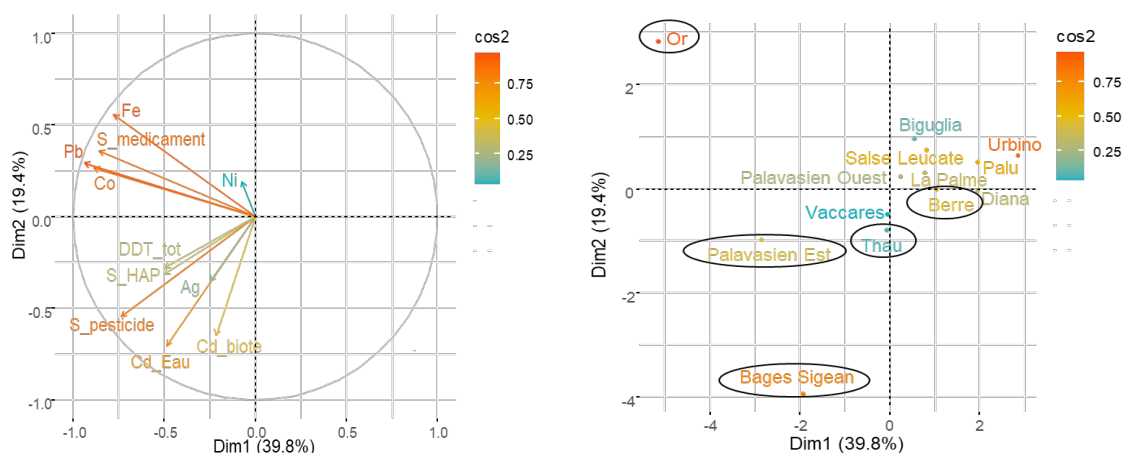


Figure 4 : (a-gauche) Cercle des corrélations de l'ACP sur les données d'état chimique. **(b-droite)** Graphique des individus de l'ACP pour 16 MET méditerranéennes dont 5 MET suivies par INPOLAG entourées en noir.

Les deux premiers axes de l'ACP concernant l'état chimique (Figure 4.a) expliquent 59,2% de la variabilité totale. L'axe 1 (39,8% de la variabilité) est corrélé négativement aux concentrations en pesticides et en médicaments ainsi qu'aux concentrations en cobalt, plomb et fer. Il peut donc être interprété

té comme gradient de pollution organique et métallique (plus pollué à gauche). On remarque que les MET INPOLAG se répartissent bien le long de ce gradient : de l'Or, la plus contaminée à Berre la moins contaminée. L'Or et Bages-Sigean sont discriminés sur l'axe 2 (19,4 % de la variabilité) selon leurs concentrations en cadmium dans l'eau et le biote.

Les deux axes de l'ACP concernant les données d'état écologique (Figure 5.a) représentent 84,7% de la variabilité totale. L'axe 1 (62% de la variabilité) est corrélé positivement à chacune des métriques des indicateurs « Phytoplancton » et « Macrophytes », ainsi qu'aux métriques de diversité et de richesse spécifique de l'indicateur « Benthos ». L'axe 1 est corrélé négativement aux concentrations en NT et PT et moins fortement à la métrique AMBI du benthos, relative à la part des espèces polluo-sensibles. On observe donc le long de l'axe 1, un gradient d'eutrophisation auquel répondent pratiquement toutes les variables d'état écologique. Le graphique des individus (Figure 5.b) discrimine Thau, Bages-Sigean et l'Ayrolle, en meilleur état écologique, de l'Or, Berre et des Palavasiens-Est en moins bon état écologique. L'axe 2 (22,7% de la variabilité totale) est corrélé positivement aux métriques de richesse spécifique (S) et de diversité (H') des peuplements de poisson et discrimine l'Ayrolle de Thau et Bages-Sigean.

La figure 6 met en évidence un groupe de pression auquel répond négativement la plupart des métriques d'état écologique du « phytoplancton » et « macrophytes » : les concentrations en cobalt et médicaments, l'écart de salinité mer-lagune ainsi que toutes les variables de rejets urbains. Ces corrélations ne sont pas significatives ($p\text{-value} > 0,05$) mais les coefficients de corrélations sont élevés ($-0,97 < R_s < -0,60$). Ces mêmes métriques sont corrélées le plus fortement et positivement aux concentrations en NT, PT et à l'AMBI ($0,80 < R_s < 0,90$). La richesse spécifique du compartiment « poisson » répond aux mêmes pressions que les autres indicateurs. Par contre, l'indice de diversité des poissons est corrélé à des pressions différentes dont le cadmium et plusieurs métriques de morphologie de l'habitat (berges naturelles, berges artificialisées, ratio zone humide - marais/lagune).

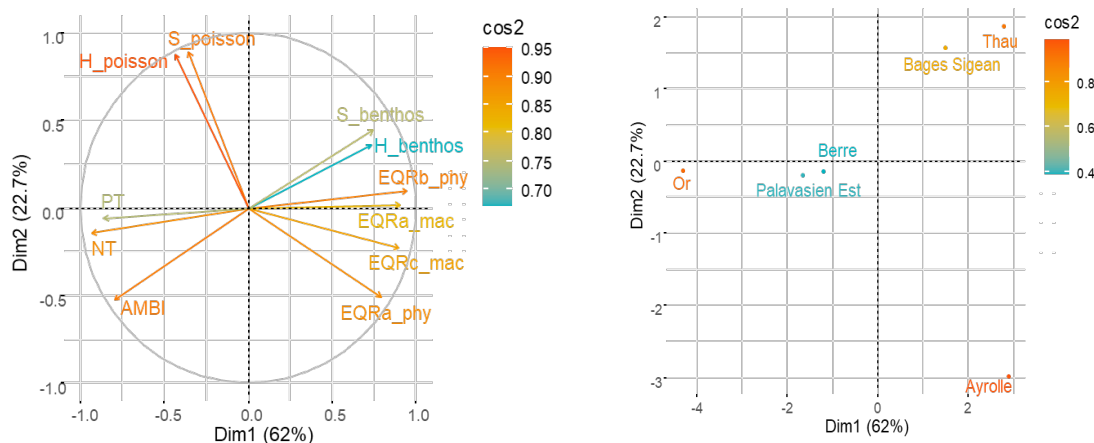


Figure 5 : a) Cercle des corrélations de l'ACP sur les données d'état écologique. b) Graphique des individus de l'ACP pour les 6 MET suivies par INPOLAG.

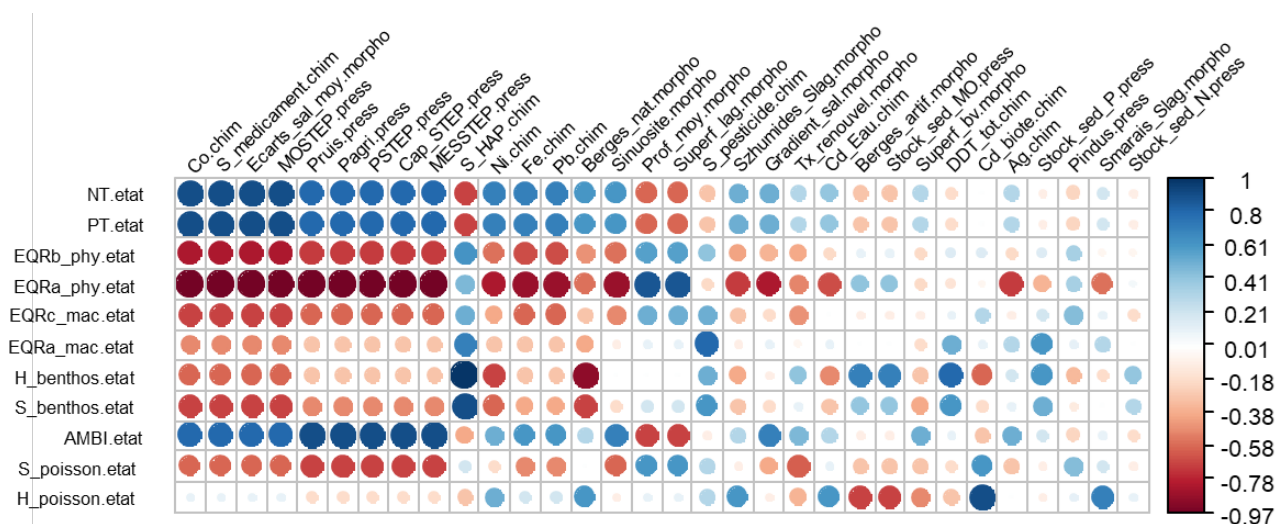


Figure 6 : Représentation des liens entre les variables d'état écologique et physico-chimique (en lignes) et les pressions (en colonnes) selon le coefficient de corrélation de Spearman (R_s). Les variables de pressions sont triées de la plus importante à gauche, à la moins importante à droite, en fonction de la moyenne de la valeur absolue des coefficients de corrélation. Les métriques du compartiment « poisson » sont entourées en noir.

DISCUSSIONS

Cette étude a permis d'actualiser les travaux précédents (Meinesz *et al.*, 2013 ; Derolez *et al.*, 2014) en mettant à jour toutes les variables d'état écologique et les pressions pouvant peser sur les lagunes méditerranéennes de la DCE. L'étude des liens état-pression a été étendue au compartiment « poisson » en ajoutant deux nouvelles métriques (richesse spécifique et diversité de Shannon) afin d'apporter des éléments utiles à l'élaboration de l'indicateur « poisson » dans le cadre de la DCE.

Les analyses des données hydromorphologiques et de pressions polluantes montrent que les 6 MET INPOLAG se répartissent de manière homogène le long d'un gradient de connectivité à la mer et d'eutrophisation. Les conditions de sélection des lagunes prévues par le projet INPOLAG ont donc bien été respectées (Motte *et al.*, 2020). De plus, ces lagunes semblent être un échantillonnage représentatif du gradient d'artificialisation des berges ainsi que des pressions chimiques. Comme l'avaient observé Derolez *et al.* (2014), les indicateurs écologiques de la DCE (« Phytoplancton », « Macrophytes », « Benthos » sauf la métrique AMBI) sont très corrélés aux rejets urbains et donc réactifs au gradient d'eutrophisation. Par contre, il est moins évident d'interpréter les fortes corrélations avec les variations de salinité mer-lagune, les concentrations en médicaments et en cobalt, un métal issu de l'érosion des sols. Or, le faible effectif des lagunes INPOLAG ne garantit pas la significativité des corrélations, seules les grandes tendances de ces analyses sont à retenir.

Par ailleurs, les liens de corrélation discriminent particulièrement la diversité des poissons qui répond très peu aux pressions polluantes mais da-

vantage à des caractéristiques liées à l'habitat (altération des berges, surface de zone humide). Cette remarque est conforme à l'hypothèse sur laquelle se base l'indicateur « poisson » italien HFBI et reprise par le projet INPOLAG : la distribution des communautés ichtyologiques serait fortement dépendante de l'altération naturelle ou anthropique de l'habitat (Motte *et al.*, 2020 ; Zucchetta *et al.*, 2015). Ceci encourage donc à poursuivre l'élaboration de métriques candidates au futur indicateur « poisson » en prenant davantage en compte les liens fonctionnels entre le compartiment poisson et les habitats fréquentés.

Les corrélations de Spearman permettent en première approche de sélectionner des métriques potentiellement pertinentes pour un indicateur poisson. Pour autant, des analyses statistiques plus poussées seraient à effectuer pour poursuivre ce travail. Ainsi, des modèles de régressions linéaires mixtes sont privilégiés dans la construction d'autres indicateurs « Poisson » étrangers (Breine *et al.*, 2015). Ils permettent d'intégrer, dans le calcul des corrélations, la localisation et les dates de prélèvement comme paramètres aléatoires et pallier ainsi à la dépendance de certaines données. L'usage d'un modèle bayésien semble également être une approche prometteuse pour choisir une combinaison objective de métriques en incorporant l'ensemble de l'information dans un réseau probabiliste (Tableau *et al.*, 2013).

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Aliaume C., Darnaude A., Certain G., Derolez V., Ouisse V. (2019) Synthèse bibliographique sur les bio-indicateurs « poissons » des eaux de transition dans le contexte DCE. Projet INPOLAG. 39P
- Aquascop, 2014. Descripteurs hydromorphologiques des lagunes littorales des bassins Rhône Méditerranée et Corse. Rapport final.
- Bouchoucha, M., Derolez, V., Munaron, D., Gonzalez, J.-L., Cimiterra, N., Tomasino, C., 2019. Directive Cadre sur l'Eau. Bassin Rhône Méditerranée Corse - Année 2018.
- Breine, J., Thuynes, G.V., Bruyn, L.D., 2015. Development of a fish-based index combining data from different types of fishing gear. A case study of reservoirs in Flanders (Belgium). Belg. J. Zool. 145, 17-39. DOI:10.26496/bjz.2015.55
- Derolez, V., Fiandrino, A., Munaron, D., Cadoret, M., 2014. Bilan sur les principales pressions pesant sur les lagunes méditerranéennes et leurs liens avec l'état DCE.
- Derolez, V., Leurion, A., Fiandrino, A., 2012. Directive Cadre Eau. Estimation du degré d'échange avec la mer pour les lagunes du bassin Rhône Méditerranée & Corse.
- Fiandrino, A., Giraud, A., Robin, S., Pinatel, C., 2012. Validation d'une méthode d'estimation des volumes d'eau échangés entre la mer et les lagunes et définition d'indicateurs hydrodynamiques associés.
- Meinesz, C., Derolez, V., Bouchoucha, M., 2013. Base de données pressions sur les lagunes méditerranéennes - Analyse des liens état - pression.
- Motte, M., Ouisse, V., Certain, G., 2020. Projet INPOLAG (Indicateur Poisson en Lagunes). Résultats de la première campagne d'Automne 2019.
- Ouisse, V., Fiandrino, A., Giraud, A., 2020. Expertise sur les stocks SEDimentaires en milieu lagunairE. Projet EXSEDE.
- Pelabra, C., Donnay, A., Frejefond, C., Chevreau, M., Lejeune, P., 2016. Mise en oeuvre du contrôle de surveillance au titre de la directive cadre eau pour l'indicateur benthos de

substrat meuble pour les eaux de transition Année 2015 - Convention STARESO/Agence de l'eau.

Tableau, A., Drouineau, H., Delpech, C., Pierre, M., Lobry, J., Le Pape, O., Breine, J., Lepage, M., 2013. A fish-based index of estuarine ecological quality incorporating information from both scientific fish survey and experts knowledge. *Ecol. Indic.* 32, 147-156. DOI:10.1016/j.ecolind.2013.03.030

Zucchetto, M., Scapin, L., Bettoso, N., Faresi, L., Floris, B., G. S., C. T., N. U., Antonini, C., Franceschini, G., Catalano, B., Penna, M., Trabucco, B., Cicero, A., Franzoi, P., 2015. Validation of a Fish-Based Index for Italian Transitional Water Bodies. DOI:10.13140/RG.2.1.4351.9609