UNIVERSITÉ DE LA NOUVELLE-CALÉDONIE

École doctorale du Pacifique - ED469

UMR 250 ENTROPIE

Thèse de Doctorat en Science

Section CNU 67 : Biologie des populations et écologie

Noreen WEJIEME

Variations spatio-temporelles des valeurs nutritives et de la teneur en contaminants chez les poissons coralliens du Pacifique

---

Thèse réalisée sous la direction du Pr Yves Letourneur et du Pr Valériano Parravicini, et co-encadrée par le Dr Laurent Vigliola.

Soutenue le 18 septembre 2025, devant le jury composé de :

Chrystelle MONTIGNY, Professeure, Université de Montpellier	Rapportrice
Mireille HARMELIN-VIVIEN, Directrice de Recherche, Institut Méditerranéen d'Océanologie (M.I.O)	Rapportrice
Eva MAIRE, Chargé de Recherche, IRD Montpellier	Examinatrice
Morgan MANGEAS, Directeur de Recherche, IRD Nouméa	Examinateur
Paco BUSTAMANTE, Professeur, Université de la Rochelle	Examinateur
Yves LETOURNEUR, Professeur, Université de la Nouvelle-Calédonie	Directeur de thèse
Valériano PARRAVICINI, Professeur, EPHE-CRIOBE	Co-directeur de thèse
Laurent VIGLIOLA, Chargé de Recherche, IRD Nouméa	Co-encadrant

« La Mer est un espace de rigueur et de liberté. » Victor Hugo

REMERCIEMENTS

Alors que mes trois années de thèse arrivent à leur terme, je voudrais remercier toutes celles et tous ceux qui, de près ou de loin, ont contribué à la réalisation de ce travail.

En tout premier lieu, j'adresse mes plus sincères remerciements à mes deux directeurs de thèse, **Yves LETOURNEUR** et **Valériano PARRAVICINI**, ainsi qu'à mon co-encadrant **Laurent VIGLIOLA**, pour leur soutien, leur accompagnement et la confiance qu'ils m'ont accordée. Grâce à vous, cette thèse a pu être menée dans les meilleures conditions.
Yves, je te remercie très sincèrement de m'avoir donné l'opportunité de participer à ce beau projet TONIC. J'ai beaucoup appris à tes côtés, tant sur le plan scientifique, qu'humain. Ta rigueur, ta patience, ta bienveillance et ta disponibilité ont été des aides précieuses durant ces trois années.
Valériano, malgré la distance et le décalage horaire, tu as toujours été disponible pour répondre à mes nombreuses questions et me guider avec bienveillance tout au long de cette aventure.
Un grand merci également à Laurent pour ton accompagnement, la pertinence de tes conseils scientifiques et ta disponibilité.

J'adresse tous mes remerciements à Mme Chrystelle MONTIGNY, Professeure à l'Université de Montpellier, et à Mme Mireille HARMELIN-VIVIEN, Directrice de Recherche à l'Institut Méditerranéen d'Océanologie (M.I.O) pour l'honneur qu'elles m'ont fait en acceptant d'être rapportrices de ce manuscrit de thèse. J'exprime également ma profonde gratitude à Mme Eva MAIRE, Chargée de Recherche à l'IRD Montpellier, à M. Morgan MANGEAS, Directeur de Recherche à l'IRD Nouméa, ainsi qu'à M. Paco BUSTAMANTE, Professeur à l'Université de La Rochelle, pour avoir accepté de faire partie du jury et d'évaluer ce travail.

Je profite de ces lignes pour remercier également les membres de mon comité de suivi, Cameron DIVER, Adrien RIVATON et Éric VIDAL, pour leur disponibilité et les remarques constructives qu'ils m'ont apportées tout au long de ma thèse.

Mes remerciements s'adressent également à Morgan MANGEAS, Directeur du laboratoire Entropie, et Peggy GUNKEL-GRILLON, Directrice du laboratoire ISEA, pour leur accueil et pour m'avoir donné accès aux laboratoires. J'adresse aussi mes remerciements à toute l'équipe de la plateforme technique de l'ISEA (aujourd'hui la DRES), notamment à Kappé (ou Gabriel), ainsi qu'à Valérie M., Sarah G., Alizée, Isabelle et Monika, que j'ai très souvent sollicités pour la mise en route du lyophilisateur.

Je remercie aussi Jean-Marc BOYER, Directeur de l'EDP, pour ses conseils avisés, et pour m'avoir offert l'opportunité de participer aux Doctoriales à Tahiti. Merci aussi à Corine MATHIEU pour sa disponibilité, son soutien et son aide précieuse dans la gestion administrative, notamment avant et après ma soutenance.

J’adresse également mes chaleureux remerciements à l’équipe des plongeurs de l’IRD. Merci à Mahé DUMAS (alias « Lucky Luck »), pour ton aide dans la préparation des missions, tes conseils avisés sur le choix des espèces à pêcher et ta motivation sur le terrain. Merci également à John BUTCHER (alias « Tonton Johnny »), pêcheur hors pair, et à Martin NGUYEN, notre super capitaine. A vous trois, un immense merci pour votre bienveillance et votre aide précieuse lors de la collecte et la préparation des échantillons. Je n’aurais pas pu rêver meilleure équipe de terrain. Les vagues de Thio resteront un souvenir inoubliable. Merci également à Leocadie JAMET pour son aide lors du broyage des échantillons, ainsi qu’à Ewan, stagiaire du projet TONIC, pour sa contribution à la collecte des échantillons à Koumac et Prony, ainsi que pour son travail en laboratoire. Je te souhaite le meilleur pour la suite de ton parcours en sciences.

Je souhaite également remercier toute l’équipe du CRIOBE de Moorea. Un grand merci à Hinatea et Yannick pour leur accueil et leur gentillesse, ainsi qu’à Benoît ESPIAU pour sa disponibilité et son aide précieuse concernant le matériel de terrain. Je remercie également la petite communauté du CRIOBE et les étudiants rencontrés lors de mon séjour, avec qui j’ai partagé de très bons moments. Mention spéciale à Morgane, ma petite warrior, et à notre fameuse sortie « Tara », qui restera inoubliable. Merci enfin à Onyx pour les nombreux échantillons pêchés.

Je remercie également Mattia GHILARDI pour son aide précieuse dans le développement des modèles bayésiens.

J’aimerais aussi remercier Romain LEGENDRE d’avoir toujours, depuis mon stage de master, répondu présent quand j’avais besoin « d’un coup de main ».

Un grand MERCI à la team géologie : France PATTIER, pour nos discussions passionnantes, tes nombreuses histoires rocambolesques et tes précieux conseils. Et au Dr MATHIAN (Maxoo) pour ta bonne humeur, tes conseils éclairés, tes encouragements constants (« une tâche de café à la fois, n’est-ce pas ? »), ton aide précieuse pour décrypter la lithologie de la Nouvelle-Calédonie, tes nombreuses relectures et nos aventures à travers le globe.

Merci également à Cynthia SINYEUE et Flora KAATEU pour votre gentillesse, vos conseils, vos nombreux encouragements, et pour être venues me tenir compagnie pendant vos pauses quand je « campais » dans la salle d’écologie.

Je tiens également à remercier mes collègues de l’Open Space, ce bureau qui a vu passer tant de monde : Julie (ma jumelle, j’espère qu’un jour nous repartirons ensemble aux îles Cook. Un hôtel 5 étoiles nous attend), Rodrigue (Vive la biologie, les ACP et surtout R, n’est-ce pas ?), Vincent (merci pour les soirées décompression posey avec du roseyyyy !), Étienne, Leyla, Naïna, Océane, Noéline, Wahnyalo et JB, pour leur soutien et leur bonne humeur au quotidien, sans oublier les nombreuses « H ». Merci aussi aux doctorants de l’IPNC, Méryl, Céphas et Adriana, pour tous les moments partagés, entre modules de formation et apéros, ainsi qu’aux

nouveaux docteurs Grégoire, Malia, Sarah et Pauline, avec qui j'ai eu plaisir à partager cette aventure.

Enfin, il y a ceux, sans qui, rien de tout cela n'aurait été possible, ceux qui m'ont donné la force chaque jour d'avancer et sans qui, je ne serais certainement pas arrivée jusqu'ici. Merci à mes parents d'avoir été des modèles inspirants et de m'avoir donné toutes les clés nécessaires pour avancer. Maman, merci d'avoir toujours été présente, de m'avoir écoutée, encouragée, portée, même dans les moments de doute (c'est-à-dire tous les jours). Merci aussi pour ta patience et tes conseils avisés. Ta bienveillance et ta force m'ont permis d'aller au bout de cette aventure. Cette réussite est aussi la tienne. Mention spéciale aux mousses « Passion » de chez Morand, qui ont été de véritables réconforts dans ces périodes difficiles.
Papa, mon exemple, que j'aspire à rendre fier, tu m'as toujours poussée à dépasser mes limites. Depuis toute petite, mon rêve était « *d'étudier la mer* » et tu m'avais promis que tu ferais tout pour que j'y parvienne. Je me rappelle tous les kilomètres parcourus (et particulièrement le Tahiti - Nouvelle-Calédonie - Belgique en moins de 48 heures) parce que tu m'avais promis d'être là pour ma soutenance de mémoire à Liège. Tu as toujours cru en moi et tenu tes promesses. Aujourd'hui, je peux te dire : *j'ai réalisé mon rêve*.

Ma grand-mère, Sophie, mon pilier, ma bouée de sauvetage… Aucun mot, aucun texte n'est assez fort pour exprimer toute ma reconnaissance. Merci d'avoir toujours été là, présente à chaque étape de ma vie, de répondre inlassablement à mes nombreux appels, peu importe l'endroit où je me trouvais dans le monde. Merci de me sur-sur-gâter, et surtout de m'avoir aidée à me relever chaque fois que j'ai trébuché, de m'encourager quand je te dis que c'est impossible et que je n'y arriverai pas. Ton petit rayon de soleil avec trop d'énergie, qui t'aime plus que tout.
Sans t'oublier, Monsieur SIROT, mon grand-père, mon grand chef, mon modèle d'excellence et désormais mon étoile. Tu m'as transmis la rigueur, la persévérance et le goût du travail bien fait, des valeurs essentielles dans ce monde scientifique. Merci, grand chef !
A Marguerite et Raphaël WEJIEME, mes grands-parents : merci pour toutes les valeurs de travail, de persévérance et d'humilité que vous avez transmises.

Merci également aux deux trésors de ma vie, ma petite sœur Myriam et mon petit frère Florian, pour votre amour inconditionnel et votre soutien sans faille. Je serai toujours là pour vous encourager et vous accompagner, quels que soient vos choix. Je suis tellement fière de vous.

Un immense MERCI à mes tantes et mes oncles, en particulier à Joseph et Jean WEJIEME. Merci pour votre exemple et votre soutien constant, année après année. J'espère avoir réussi à vous rendre un peu fiers. Une mention toute spéciale à mes cousins : Gregory W., Ludo, Micka, Gregory S., Raphaël (Ratoon), Darryl, Jordy (notre BG Parisien), Neil (ce sous-off de gendarmerie-là), … et à mes merveilleuses cousines Krystiane, Nathalie, Claudia, Laurine, Camille, Manon, Johanna, Esther et Noémie, ainsi qu'à vos moitiés et vos mini-vous, pour les soirées spectacles, les soirées jeux accompagnées de bulles et les fous rires interminables (mention spéciale à Bra-D-Pitt), de véritables bouffées d'oxygène. Merci pour vos nombreux

messages de soutien pendant la rédaction, et pour votre présence indéfectible, dans les bons comme dans les moins bons moments.

A notre trio indéfectible : Karine, tu as toujours été un modèle d'excellence et un soutien constant. Marvin, mon jumeau, nous avons eu cette chance unique de grandir à quelques mètres de la mer, notre terrain de jeu depuis notre plus tendre enfance (Beykaco). Toutes ces heures passées sous l'eau avec un masque et un tuba, ou avec une canne à pêche à la main, toutes ces « *expéditions à la découverte de l'océan* » que nous avons menées. Tu as cru en mon rêve « *d'étudier la mer* » bien avant que je n'y croie moi-même, et pour cela, je t'en suis profondément reconnaissante (ton témoin).

Merci à mes ami(e)s, Julien (mon Liégeois préféré, hâte de revenir en Belgique pour mon pèlerinage à base de chocolat et de frites), Antonia et Antoine, Terri-Lynn (depuis le lycée, on ne se lâche plus) et Ali, pour nos discussions sans fin, les soirées resto/apéro et votre soutien sans faille depuis tant d'années.

Oleti Joxu (Luka 1:37)

RESUMÉ

Les îles et atolls du Pacifique, géographiquement isolés et faiblement industrialisés, dépendent fortement des ressources marines, notamment des poissons récifaux, pour assurer leur sécurité alimentaire et nutritionnelle. La consommation de poisson y est parmi les plus élevées au monde, atteignant 55 à 110 kg par personne et par an. Ces poissons constituent une source essentielle de protéines, de vitamines, de minéraux et d'acides gras polyinsaturés essentiels. Cependant, ils peuvent également être vecteurs de contaminants, notamment d'éléments traces métalliques (ETM) et de polluants organiques persistants (POPs), regroupant les pesticides et les PCB, ce qui soulève des préoccupations en raison de leur forte consommation dans la région. Cette thèse visait à évaluer le compromis entre les bénéfices nutritionnels et les risques sanitaires potentiels liés à la consommation de poissons récifaux, à partir d'une étude menée dans le Pacifique Sud, avec un focus sur la Nouvelle-Calédonie. Pour ce faire, une approche multidisciplinaire a été développée, combinant analyses chimiques, variables écologiques et modélisations statistiques. Le premier objectif de ce travail était de décrire la distribution spatiale des contaminants (ETM, pesticides et PCB) afin d'identifier les variables potentielles expliquant leur répartition à l'échelle du Pacifique. Nous avons utilisé des modèles d'arbres de régression boostés (Boosted Regression Trees, BRT) pour modéliser les concentrations spécifiques aux espèces et aux communautés pour ces contaminants et composés inorganiques dans le Pacifique tropical. Grâce à 15 variables explicatives facilement accessibles, ces modèles ont permis d'expliquer entre 60 % et 87 % de la variation globale, la taille corporelle des poissons apparaissant comme le facteur déterminant. Cette approche a conduit à la cartographie des concentrations de 19 contaminants dans le Pacifique tropical. Les schémas spatiaux variaient selon les composés, avec des concentrations généralement plus élevées dans le centre et le sud-ouest du bassin. Ces variations reflétaient une combinaison de variables biologiques, environnementales, anthropiques et biogéographiques. Ces résultats constituent une avancée importante pour estimer les concentrations de contaminants en fonction de l'espèce et du lieu de pêche, soulignant la nécessité d'une surveillance spatiale continue. Le deuxième objectif portait sur l'archipel de la Nouvelle-Calédonie, important hotspot de biodiversité marine. En raison des activités minières, de l'urbanisation et de l'industrialisation, d'importantes quantités de contaminants sont rejetées dans le lagon. Cette étude a analysé les concentrations, la distribution spatiale et les variables potentielles influençant la présence de 14 composés métalliques et éléments traces (ETM), ainsi que de 22

polluants organiques persistants (POPs), chez environ 400 poissons récifaux échantillonnés sur différents sites autour de la Nouvelle-Calédonie, le long d'un gradient allant de zones fortement anthropisées à des zones reculées et inhabitées. La modélisation par arbres de régression boostés a permis d'expliquer entre 61 % et 86 % de la variation globale des concentrations en ETM et POPs. La taille des poissons était à nouveau le facteur principal, suivie des précipitations mensuelles pour les POPs et de la superficie récifale pour les ETM. Cette approche a permis de prédire et de cartographier la distribution des concentrations au niveau communautaire pour 17 contaminants (9 ETM et 8 POPs). Les concentrations prédites ont révélé une contamination généralisée du lagon. La pollution par les métaux liés aux activités minières (Ni, Cr) était corrélée à l'étendue des zones minières, tandis que celle par le Hg dépendait davantage de facteurs biologiques. Cette étude, la plus vaste menée à ce jour à l'échelle de l'archipel, fournit des informations précieuses sur les processus sous-jacents ainsi que des données spatiales utiles pour orienter les politiques publiques environnementales et la gestion des ressources halieutiques. Le troisième objectif visait à explorer les effets conjoints de la variabilité interspécifique, intraspécifique et spatiale sur la composition nutritionnelle et la contamination des poissons récifaux en Nouvelle-Calédonie. Pour cela, un échantillonnage rigoureux a été réalisé sur plusieurs sites, avec une sélection d'espèces représentatives des écosystèmes locaux. L'analyse a mis en évidence des tendances significatives dans la répartition des nutriments essentiels (Ca, Fe, Mg, P, K, Se, Zn, acides gras ω3, ω6, MUFA total, PUFA total, vitamine A) et des contaminants (Hg, autres ETM, glyphosate, AMPA). Certaines espèces et individus de grande taille accumulaient des niveaux élevés de contaminants, soulevant la question de recommandations différenciées selon l'espèce, la taille ou la zone de pêche. Cependant, il est essentiel de rappeler que la consommation de poisson reste globalement bénéfique pour la santé. Les poissons étudiés offrent des apports intéressants en acides gras essentiels, vitamine A et autres nutriments majeurs, notamment dans la prévention des maladies chroniques. Ces bénéfices nutritionnels doivent toutefois être pondérés par les risques liés aux contaminants, en particulier pour les populations vulnérables (comme les femmes enceintes, les personnes âgées et les jeunes enfants). La variabilité spatiale observée souligne ainsi la nécessité d'un suivi environnemental régulier pour identifier les sources de pollution et adapter les stratégies de gestion des ressources marines.

Mots-clés : *Poissons des récifs coralliens, contaminants, valeur nutritionnelle, modélisation, îles du Pacifique.*

ABSTRACT

The islands and atolls of the Pacific, geographically isolated and with limited industrialization, rely heavily on marine resources, particularly reef fish, to ensure their food and nutritional security. Fish consumption in this region is among the highest in the world, reaching between 55 and 110 kg per person per year. Reef fish represent a critical source of protein, vitamins, minerals, and essential polyunsaturated fatty acids. However, they can also be vectors of contaminants, including metallic compounds and trace elements (MTEs) and persistent organic pollutants (POPs), such as pesticides and PCBs, raising concerns given the high consumption of fish in the region. This thesis aimed to assess the trade-off between the nutritional benefits and the potential health risks associated with the consumption of reef fish, based on a study conducted in the South Pacific, with a focus on New Caledonia. To achieve this, a multidisciplinary approach was developed, combining chemical analyses, ecological data, and statistical modeling. The first objective of this work was to describe the spatial distribution of contaminants (MTEs, pesticides, and PCBs) in order to identify potential variables explaining their distribution across the Pacific. Boosted Regression Trees (BRT) models were used to predict species- and community-specific concentrations of these contaminants and inorganic compounds in the tropical Pacific. Using 15 easily accessible explanatory variables, these models explained between 60% and 87% of the overall variation, with fish body size emerging as the primary driver. This approach led to the mapping of concentrations of 19 contaminants across the tropical Pacific. Spatial patterns varied by compound, with generally higher concentrations in the central and southwestern parts of the basin. These variations reflected a combination of biological, environmental, anthropogenic, and biogeographical factors. These results represent a significant advancement in estimating contaminant concentrations based on species and fishing locations, emphasizing the need for continuous spatial monitoring. The second objective focused on the archipelago of New Caledonia, a major hotspot of marine biodiversity. Due to mining activities, urbanization, and industrialization, significant amounts of contaminants are released into the lagoon. This study analyzed the concentrations, spatial distribution, and potential variables influencing the presence of 14 metallic compounds and trace elements (MTEs), as well as 22 persistent organic pollutants (POPs), in approximately 400 reef fish sampled from various sites around New Caledonia, along a gradient from heavily impacted areas to remote and uninhabited zones. Boosted Regression Tree modeling explained between 61% and 86% of the overall variation

in MTE and POP concentrations. Fish size was again the main influencing factor, followed by monthly rainfall for POPs and reef area for MTEs. This approach enabled the prediction and mapping of community-level concentrations for 17 contaminants (9 MTEs and 8 POPs). Predicted concentrations revealed widespread contamination of the lagoon. Metal pollution related to mining activities (Ni, Cr) correlated with the extent of mining zones, while mercury contamination was more closely linked to biological factors. This study, the most comprehensive conducted to date at the scale of the archipelago, provides valuable insights into underlying processes and spatial data useful for informing environmental policy and fisheries management. The third objective aimed to explore the combined effects of interspecific, intraspecific, and spatial variability on the nutritional composition and contamination levels of reef fish in New Caledonia. To this end, rigorous sampling was conducted across multiple sites, with a selection of species representative of local ecosystems. The analysis revealed significant trends in the distribution of essential nutrients (Ca, Fe, Mg, P, K, Se, Zn, ω3 and ω6 fatty acids, total MUFA, total PUFA, vitamin A) and contaminants (Hg, other MTEs, glyphosate, AMPA). Some species and large individuals accumulated high contaminant levels, raising the issue of differentiated consumption recommendations depending on species, size, or fishing area. Nevertheless, it is important to emphasize that fish consumption remains overall beneficial to health. The studied fish provide valuable intakes of essential fatty acids, vitamin A, and other major nutrients, particularly in the prevention of chronic diseases. These nutritional benefits must, however, be balanced against the risks associated with contaminants, especially for vulnerable populations (such as pregnant women, the elderly, and young children). The observed spatial variability therefore highlights the need for regular environmental monitoring to identify pollution sources and adapt marine resource management strategies accordingly.

Keywords: *Coral reef fish, contaminants, nutritional value, modeling, Pacific islands.*

AVANT-PROPOS

Le projet TONIC, financé par l'ANR, a été développé en étroite collaboration avec divers partenaires, incluant des acteurs locaux tels que l'IFREMER et l'IRD, des partenaires régionaux comme le CRIOBE à Moorea, des partenaires nationaux, notamment les Universités de Perpignan et de La Rochelle, ainsi que des partenaires internationaux, comme l' University of British Columbia au Canada. L'objectif central de ce projet est d'évaluer le lien entre les avantages apportés par la nutrition des poissons coralliens (valeur énergétique et valeur nutritive) et les risques associés aux contaminants (éléments traces métalliques et pesticides), dans un contexte de changements environnementaux rapides. TONIC aborde cette problématique à travers trois work-packages (WP). Plus spécifiquement, la thèse s'inscrit dans le cadre du WP2, qui se concentre sur la quantification des valeurs énergétiques et nutritionnelles des principales espèces de poissons récifo-lagonaires de Nouvelle-Calédonie et de Polynésie française, consommées par les populations locales, ainsi que sur la mesure des concentrations des principaux contaminants.

TABLE DES MATIÈRES

Remerciements iii
Résumé vii
Abstract ix
Avant-propos xi
Table des matières xii
Liste des figures xviii
Liste des tableaux xxiii
Liste des annexes xxiv
Liste des abréviations xxvii

Chapitre I. INTRODUCTION GÉNÉRALE 1
1.1. Les récifs coralliens tropicaux 2
1.1.1. Histoire évolutive et classification des coraux 2
1.1.2. Les conditions environnementales nécessaires pour l'existence des récifs coralliens 4
1.1.3. Points chauds de biodiversité au sein d'un désert océanique 6
1.1.4. Importance écologique et socio-économique 7
1.1.5. Principales menaces pesant sur les récifs 8
1.2. Les poissons de récifs coralliens 13
1.2.1. Origines et émergence des poissons de récifs 13
1.2.2. Facteurs de répartition spatiale des assemblages de poissons des récifs coralliens 15
1.2.3. Valeur nutritionnelle des poissons 16
1.2.3.1. Le poisson : une source de protéines de haute valeur biologique 16
1.2.3.2. Une diversité de lipides et des acides gras spécifiques 17
1.2.3.3. Les micronutriments 20
1.2.3.3.1. Les minéraux et oligo-éléments caractéristiques 20
1.2.3.3.2. Les vitamines 22
1.3. Généralités sur les polluants 23
1.3.1. Les éléments traces métalliques (ETM) 23
1.3.1.1. Définition et caractéristiques des ETM 23
1.3.1.2. Sources d'ETM dans l'environnement marin 24
1.3.1.3. Les ETM dans les organismes aquatiques 25
1.3.2. Les polluants organiques persistants (POP) 28

1.3.2.1. Les pesticides 28
1.3.2.1.1. Nature et propriétés physico-chimiques des pesticides 28
1.3.2.1.2. Les pesticides dans l'environnement aquatique 29
1.3.2.2. Les PCBs 30
1.3.2.2.1. Description et historique de production 30
1.3.2.2.2. Les PCB dans l'environnement aquatique 31
1.3.2.3. Influence des POP sur la biologie et la physiologie des organismes aquatiques 31
1.3.2.4. Réglementation relative aux POP 33
1.3.3. Bioaccumulation, bioconcentration et bioamplification 35
1.3.3.1. La bioaccumulation 35
1.3.3.2. La bioaccumulation par l'individu : la bioconcentration 36
1.3.3.3. La bioaccumulation entre individu : la bioamplification 36

OBJECTIFS DE LA THÈSE 38

Chapitre II. MATÉRIELS ET MÉTHODES 41
2.1. Le Pacifique 42
2.1.1. Contexte simplifié de l'étude 42
2.1.2. Échantillonnage des poissons 47
2.2. La Nouvelle-Calédonie : Archipel de corail 48
2.2.1. Contexte géographique et environnemental 48
2.2.2. Récifs coralliens et biodiversité marine 48
2.2.3. Climat, conditions environnementales et activités humaines 49
2.2.3.1. Caractéristiques climatiques de la Nouvelle-Calédonie 49
2.2.3.2. Démographie et répartition de la population 50
2.2.3.3. Exploitation minière 50
2.2.3.4. Pratiques agricoles 51
2.2.3.5. Pêche récifo-lagonaire et ses enjeux environnementaux et socio-économiques 52
2.2.4. Réglementations environnementales et mesures de protection 53
2.2.5. Sites d'échantillonnage en Nouvelle-Calédonie 54
2.2.5.1. Évaluation de la contamination des poissons coralliens des récifs de la Nouvelle-Calédonie 54

2.2.5.2. Variations spatiales des valeurs nutritionnelles et des teneurs en contaminants en Nouvelle-Calédonie 56
2.3. La Polynésie française : archipel d'îles et d'atolls coralliens 62
2.3.1. Contexte d'étude 62
2.3.2. Sites d'échantillonnage et espèces ciblées à Moorea (Polynésie française) 65
2.4. Organisation des missions de terrain 67
2.5. Préparation des échantillons 67
2.6. Analyses des contaminants 68
2.6.1. Analyses des éléments traces métalliques (ETM) 68
2.6.2. Analyses des polluants organiques persistants (POP) 69
2.6.2.1. Les polychlorobiphényles (PCB) 69
2.6.2.2. Les pesticides 69
2.7. Analyses de la valeur nutritionnelle 71
2.7.1. Méthode d'analyse des acides gras 71
2.7.2. Méthode d'analyse de la vitamine A 72
2.7.3. Analyses des minéraux 72
2.8. Traitements des données 72
2.8.1. Synopsis des bases de données 73
2.8.2. Les facteurs influençant les contaminations et/ou les valeurs nutritionnelles 74
2.8.2.1. Facteurs biologiques 74
2.8.2.2. Facteurs environnementaux 76
2.8.2.3. Facteurs biogéographiques 77
2.8.2.4. Variables humaines 79
2.8.3. Analyses statistiques 82
2.8.3.1. Modélisation : les arbres de régression forcés ou « Boosted Regressions Trees » (BRT) 82
2.8.3.2. Modèles hiérarchiques bayésiens 84

Chapitre III. WIDESPREAD PRESENCE OF METALLIC COMPOUNDS AND ORGANIC CONTAMINANTS ACROSS PACIFIC CORAL REEF FISH 89
Résumé 91
Abstract 92
3.1. Introduction 93
3.2. Material and methods 94

3.2.1. Study sites and fish sampling 94
3.2.2. Contaminant analyses 95
3.2.2.1. Analysis of metallic compounds and trace elements (MTEs) 95
3.2.2.2. Analysis of persistent organic pollutants (POPs) 96
3.2.3. Selection of potential predictive variables 97
3.2.4. Drivers of fish contamination 98
3.2.5. Modeling contamination in coral reef fish communities 99
3.3. Results 100
3.3.1. Contaminants' concentrations in sampled fish 100
3.3.2. Drivers of fish contamination 100
3.3.3. Modeling Pacific coral reef fish communities' contamination 105
3.3.4. Mapping contamination distribution in the Pacific 106
3.4. Discussion 108
3.4.1. Methodological limits 108
3.4.2. Factors influencing fish contamination 109
3.4.3. Spatial patterns of contaminants in Pacific coral reef fish 112
3.5. Conclusion 114

Chapitre IV. ASSESSMENT OF SPATIAL DISTRIBUTION OF ORGANIC CONTAMINANTS AND METALLIC COMPOUNDS ON A TROPICAL ISLAND' CORAL REEF FISH COMMUNITIES 115
Résumé 117
Abstract 118
4.1. Introduction 119
4.2. Materials and methods 121
4.2.1. Sampling sites and sampling population 121
4.2.2. Contaminant analysis 124
4.2.2.1. MTEs' analyses 124
4.2.2.2. POPs' analyses 124
4.2.3. Potential variables explaining fish contamination 125
4.2.4. Modelling individual fish contamination 126
4.2.5. Modelling fish assemblage contamination 126
4.3. Results 127
4.3.1. Concentrations of contaminants in fish 127

4.3.2. Drivers of fish contamination 128
4.3.3. Modelling contamination in coral reef fish communities 133
4.3.4. Mapping contamination distribution on the scale of New Caledonia 134
4.4. Discussion 135
4.4.1. Drivers of fish contamination 136
4.4.2. Modelling fish contamination in new Caledonian coral reefs 138
4.5. Conclusion 139

Chapitre V. VARIABILITÉ INTER- ET INTRA-SPÉCIFIQUE, ET VARIATIONS SPATIALES DES VALEURS NUTRITIONNELLES ET DES TENEURS EN CONTAMINANTS DES POISSONS CORALLIENS DE NOUVELLE-CALÉDONIE 141
Résumé 142
5.1. Introduction 143
5.2. Matériels et méthodes 146
5.2.1. Sites d'étude et échantillonnage des poissons 146
5.2.2. Analyses des contaminants et des nutriments 146
5.2.3. Modélisation 146
5.3. Résultats 148
5.3.1. Tendances globales des concentrations en nutriments et en contaminants chez les poissons échantillonnés 148
5.3.2. Influence de la variabilité inter-spécifique 148
5.3.2.1. Nutriments 148
5.3.2.2. Acides gras et vitamine A 152
5.3.2.3. ETMs et pesticides 155
5.3.3. Influence de la taille de l'individu (variation intraspécifique) 158
5.3.3.1. Nutriments 158
5.3.3.2. Acides gras et vitamine A 160
5.3.3.3. ETMs et pesticides 161
5.3.4. Influence de la variabilité spatiale 162
5.3.4.1. Nutriments 162
5.3.4.2. Acides gras et vitamine A 167
5.3.4.3. ETMs et pesticides 171
5.4. Discussion 175
5.4.1. Variabilité interspécifique 175

5.4.2. Variabilité intraspécifique : influence de la taille des individus 181
5.4.3. Variabilité spatiale 182
5.5. Conclusion 187

Chapitre VI. SYNTHÈSE GÉNÉRALE ET PERSPECTIVES 189
6.1. Synthèse générale 190
6.1.1. Présence généralisée de composés métalliques et de contaminants organiques chez les poissons des récifs coralliens du Pacifique 190
6.1.2. État de la contamination des poissons coralliens des récifs néo-calédoniens 193
6.1.3. Variabilité inter-, intra-spécifique, et spatiale des valeurs nutritionnelles et des teneurs en contaminants des poissons coralliens de Nouvelle-Calédonie 196
6.2. Perspectives 201
6.2.1. Amélioration des connaissances et des processus physiologiques 201
6.2.2. Implications en termes de gestion des ressources halieutiques et des politiques publiques sur la gestion de l'environnement côtier et marin 203
6.2.3. Réflexions sur la consommation humaine 204
6.2.4. Perspectives spécifiques à la Polynésie française : dynamiques temporelles et qualité des ressources halieutiques 206

Bibliographie 208

Annexes 247

LISTE DES FIGURES

Figures du Chapitre I.

Figure 1.1. Représentation de l'arbre phylogénétique des cnidaires. Extrait de Palmer & Traylor-Knowles (2018). 3

Figure 1.2. Résumé des événements critiques concernant les scléractiniaires au cours du Trias. Extrait de Stanley (2003). 4

Figure 1.3. Carte de la répartition mondiale des récifs coralliens. Les récifs coralliens sont délimités en bleu. 5

Figure 1.4. Utilisation des coraux par les poissons. a, Poisson demoiselle associé aux coraux (*Dascyllus aruanus*) se réfugiant au sein d'un corail dur ramifié. b, Poisson-papillon strictement corallivore (*Chaetodon meyeri*) se nourrissant de polypes coralliens. Extrait de Muruga et al., 2024. 7

Figure 1.5. États alternatifs dans les écosystèmes récifaux. (A) Un modèle conceptuel illustrant les transitions induites par l'homme entre différents états d'écosystèmes, basé sur des preuves empiriques des effets de la pêche et des excès de nutriments. L'état « stressé » représente une perte de résilience et une vulnérabilité accrue aux changements de phase. (B) Un modèle graphique montrant les transitions entre états d'écosystèmes. Les récifs coralliens sains et résilients, dominés par les coraux, deviennent progressivement plus vulnérables en raison de la pression de la pêche, de la pollution, des maladies et du blanchissement des coraux. Les lignes pointillées illustrent la perte de résilience, qui devient apparente lorsque les récifs ne parviennent pas à se rétablir après une perturbation et glissent vers des états moins souhaitables. (C) Six états caractéristiques des récifs (comme dans A) observés sur des sites de la Grande Barrière de Corail (a, c, d, e) et dans les Caraïbes (b, f). Extrait de Bellwood et al., 2004. 11

Figure 1.6. Causes et conséquences du blanchissement des coraux. Extrait et modifié d'Ainsworth & Brown (2021). 12

Figure 1.7. Poissons fossiles de récif. (A) *Brembodus ridens*, un pycnodonte du Trias. (B) *Pycnosteroides levispinosus*, un acanthomorphe du Crétacé. (C) *Eorandallius rectifrons*, un poisson-chirurgien (Acanthuridae) de l'Éocène (50 Ma) de Monte Bolca, Italie (Museo Civico di Storia Naturale, Vérone). (D) *Chaetodon ficheuri*, un poisson-papillon du Miocène (Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris). Extrait de Bellwood et al., 2015. 14

Figure 1.8. Structures des lipides. Extrait et modifié de McMullan et al., 2023. 19

Figure 1.9. Configuration chimique des PCB. Les atomes de chlore peuvent substituer les atomes d'hydrogène aux positions 2, 2′, 6 ou 6′ (ortho), 3, 3′, 5, 5′ (meta) ou 4, 4′ (para). Extrait et modifié d'après Borja et al., 2005. 30

Figures du Chapitre II.

Figure 2.1. Carte des PICTs présentant la consommation de poisson (en kg) dans l'ensemble de la région des îles du Pacifique. Extrait de Hanich et al., 2018. 43

Figure 2.2. Carte montrant les 9 pays où des échantillonnages de poissons ont été effectués pour l'analyse de la contamination. 47

Figure 2.3. Assemblage de coraux à zooxanthelles dans un environnement bien éclairé formant une communauté à fort recouvrement corallien en bonne santé ; pente externe sur la côte ouest de la Grande Terre. © IRD/F. Benzoni. Extrait de Benzoni (2018). 49

Figure 2.4. (A) La mine de nickel de Goro en Nouvelle-Calédonie. © Fred PAYET/AFP. (B) Mine de nickel, Poro, côte est de la Grande Terre en Nouvelle-Calédonie, © CNRT/Sébastien Merion/Tikiwaka.com. 51

Figure 2.5. Carte de la zone économique exclusive (ZEE) de Nouvelle-Calédonie incluant les zones inscrites au patrimoine mondial de l'UNESCO (source : georep.nc). 54

Figure 2.6. Emplacements des sites où les échantillons de poissons ont été collectés pour l'analyse de la contamination (en orange). 55

Figure 2.7. Carte montrant les sites d'échantillonnage dans le grand lagon sud (en vert) et les 5 sites d'échantillonnage autour de la Nouvelle-Calédonie (en orange) pour tester la variabilité spatiale. 57

Figure 2.8. Carte montrant les îles de la Polynésie française avec un focus particulier sur Tahiti et Moorea (source : www.cartograf.fr). 64

Figure 2.9. Poissons de récif vendus en bord de route à Moorea. Les planches en arrière-plan sont utilisées par les scientifiques pour estimer les tailles (Images : R. Madi Moussa). Extrait de Leenhardt et al., 2016. 65

Figure 2.10. Carte montrant le site d'échantillonnage à Moorea, dans la baie d'Opunohu (en orange). 66

Figure 2.11. Moyens navigants mis à disposition par l'IRD pour effectuer le travail de terrain autour de la Nouvelle-Calédonie. 67

Figure 2.12. Carte géologique de la Nouvelle-Calédonie à l'échelle 1:1 300 000. En vert figurent les zones géologiques abritant notamment des sols ultramafiques enrichis en ETM (source : georep.nc). 77

Figure 2.13. Carte des régions hydrographiques (i.e. bassins versants) en Nouvelle-Calédonie (source : georep.nc). 79

Figure 2.14. Cadastre minier de la Nouvelle-Calédonie (source : georep.nc). A noter que les mines sont toutes à ciel ouvert. 82

Figures du Chapitre III.

Figure 3.1. Map showing the 17 PICTs where coral reef fish assemblages were assessed by Ruppert et al. (2018) (in black and underlined in blue, except Rapa Nui), and the 9 PICTs where fish individuals were sampled for contamination analysis (in blue and underlined). 95

Figure 3.2. Summary of the average relative contributions (%) of the six most significant variables (i.e., > 10 %) used in BRTs explaining their relative influence on coral reef fish contamination (See Figure S3.1 for more details of all variables). 101

Figure 3.3. (A) Summary of the relative contributions (%) of the three most significant variables (i.e., >10 %) used in BRT explaining Hg contamination in coral reef fish (CV =0.75) and, (B) their three fitted functions (ranked by percentage of relative influence from left to right). (C) Summary of the relative contributions (%) of the three most significant variables (i.e., >10 %) used in BRT explaining glyphosate contamination in coral reef fish (CV =0.65) and, (D) their three fitted functions (ranked by percentage of relative influence from left to right). 105

Figure 3.4. Summary of the average relative contributions (%) of the five most significant variables (i.e., >10 %) used in BRT explaining their relative influence on extrapolated coral reef fish contamination (See Figure S3.2 for variables <10 %). 106

Figure 3.5. Maps of predicted Hg (A) and (B) glyphosate concentration in coral reef fish using a BRT model with environmental, biogeographic and human variables as predictors. (See Figure S3.3 and S3.4 for other contaminants). 107

Figures du Chapitre IV.

Figure 4.1. Locations where coral reef fish assemblages were sampled in 1,833 underwater visual survey (in blue), as well as locations of sites where fish samples were collected for contamination analysis (in red). (For interpretation of the references to colour in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article). 123

Figure 4.2. Summary of the average relative contributions (%) of the eight most significant (i.e., >5%) variables from the four categories of variables (see text) used in BRT modeling explaining their relative influence on coral reef fish contamination. See Figure S4.1 to see the contribution of all variables. 129

Figure 4.3. Summary of relative contributions (%) of the most significant variables (i.e. >10%) used in BRT explaining contamination in New Caledonian coral reef fish, for Ni (A; CV =0.61), Cr (C; CV =0.64), Mn (E; CV =0.67) and β-endosulfan (G; CV =0.69) and their fitted functions (ranked by the percentage of relative influence from left to right) (B, D, F and H). 132

Figure 4.4. Summary of the average relative contributions (%) of the most significant variables (i.e.,>10%) used in BRT explaining the relative influence of variables on extrapolated contamination on coral reef fish communities. See Figure S4.2 to see the contribution of all variables. 133

Figure 4.5. Maps of modelled Ni (A) and β-endosulfan (B) concentrations in New Caledonian coral reefs fish using BRT with environmental, biogeographic, and human-related variables. The inserts showed examples of coast to barrier reef differences. See Suppl Figs. S3 and S4 for other contaminants. 135

Figures du Chapitre V.

Figure 5.1. Relation entre la variabilité interspécifique et les concentrations en Ca, Fe, K, Mg, P, Se et Zn chez 60 espèces de poissons récifaux (n=3 pour chaque espèce, sauf cas mentionnés dans le tableau 2.1), en fonction des principaux régimes alimentaires. Les concentrations sont exprimées en échelle logarithmique. Les lignes pointillées verticales représentent les moyennes globales ajustées par le modèle bayésien intégrant la phylogénétique (voir Figure supplémentaire S5.1 pour plus de détails). 151

Figure 5.2. Relation entre la variabilité interspécifique et les concentrations en ω-3, ω-6, MUFA total, PUFA total et en vitamine A chez 60 espèces de poissons récifaux (n=3 pour chaque espèce, sauf cas mentionnés dans le tableau 2.1), en fonction des régimes alimentaires. Les concentrations sont exprimées en échelle logarithmique. Les lignes pointillées verticales représentent les moyennes globales ajustées par le modèle bayésien intégrant la phylogénétique (voir Figure supplémentaire S5.2 pour plus de détails). 153

Figure 5.3. Reconstruction phylogénétique des 60 espèces de poissons récifaux collectées dans le Grand Lagon Sud, avec une représentation concentrique des concentrations en nutriments (Ca, Fe, K, Mg, P, Se et Zn). Les concentrations sont exprimées sur une échelle logarithmique. Les teneurs en ω3, ω6 et en vitamine A ne sont pas représentées ici, par souci de lisibilité graphique (voir Figure supplémentaire S5.3). 154

Figure 5.4. Relation entre la variabilité interspécifique et les concentrations en AMPA, Glyphosate et en Hg chez 60 espèces de poissons récifaux (n=3 pour chaque espèce, sauf cas mentionnés dans le tableau 2.1), en fonction des régimes alimentaires. Les concentrations sont exprimées en échelle logarithmique. Les lignes pointillées verticales représentent les moyennes globales ajustées par le modèle bayésien intégrant la phylogénétique (voir Figure supplémentaire S5.1 pour plus de détails). 156

Figure 5.5. Reconstruction phylogénétique des 60 espèces de poissons récifaux collectées dans le Grand Lagon Sud, avec représentation concentrique des concentrations en contaminants (Glyphosate, AMPA et Hg). Les concentrations sont exprimées en échelle logarithmique. 157

Figure 5.6. Effets spécifiques de la taille sur les concentrations de Ca, Fe, Se, Zn, K, Mg, P chez 15 espèces de poissons collectées dans le Grand Lagon Sud (n = 9 par espèce, sauf cas mentionnés dans le tableau 2.1). Les concentrations sont exprimées en échelle logarithmique. Les points représentent les médianes des effets spécifiques, estimées à partir d'un modèle bayésien avec effets aléatoires sur l'ordonnée à l'origine et la pente. Les lignes horizontales indiquent les intervalles de crédibilité à 50 % et 95 % (n = 9). Des valeurs < 0 indiquent une tendance à la diminution avec la taille, tandis que des valeurs > 0 indiquent une augmentation. Les lignes pointillées verticales indiquent l'absence d'effet (valeur de référence à zéro) (voir la Figure supplémentaire S5.4). 159

Figure 5.7. Effets spécifiques de la taille sur les concentrations en acides gras ω3, ω6, MUFA totaux, PUFA totaux et vitamine A chez 15 espèces de poissons collectées dans le Grand Lagon Sud (n = 9 par espèce, sauf pour *Chaetodon lunulatus* et *Neoniphon sammara*, pour lesquelles la quantité de matière était insuffisante pour permettre l'analyse de la vitamine A ; voir tableau 2.1). Les concentrations sont exprimées en échelle logarithmique. Les points représentent les médianes des effets spécifiques, estimées à partir d'un modèle bayésien avec effets aléatoires

sur l'ordonnée à l'origine et la pente. Les lignes horizontales indiquent les intervalles de crédibilité à 50 % et 95 % (n = 9). Des valeurs < 0 indiquent une tendance à la diminution avec la taille, tandis que des valeurs > 0 indiquent une augmentation. Les lignes pointillées verticales indiquent l'absence d'effet (valeur de référence à zéro) (voir la Figure supplémentaire S5.4). 161

Figure 5.8. Effets spécifiques de la taille sur les concentrations de contaminants (AMPA, glyphosate et Hg) chez 15 espèces de poissons collectées dans le Grand Lagon Sud (n = 9 par espèce, sauf pour *Chaetodon lunulatus*, pour laquelle la quantité de matière était insuffisante pour permettre l'analyse du glyphosate et de l'AMPA ; voir tableau 2.1). Les concentrations sont exprimées en échelle logarithmique. Les points représentent les médianes des effets spécifiques, estimées à partir d'un modèle bayésien avec effets aléatoires sur l'ordonnée à l'origine et la pente. Les lignes horizontales indiquent les intervalles de crédibilité à 50 % et 95 % (n = 9). Des valeurs < 0 indiquent une tendance à la diminution avec la taille, tandis que des valeurs > 0 indiquent une augmentation. Les lignes pointillées verticales indiquent l'absence d'effet (valeur de référence à zéro) (voir la Figure supplémentaire S5.4 pour d'autres contaminants-ETM). 162

Figure 5.9. (A–G) Variabilité spatiale des concentrations en Ca, Fe, K, Mg, P, Se et Zn chez 15 espèces de poissons collectées sur six sites en Nouvelle-Calédonie (n = 3 par espèce, sauf cas mentionnés dans le tableau 2.1). **(H–I)** Exemples de variabilité spatiale des concentrations en Fe et Se chez sept espèces représentatives des différents régimes alimentaires, collectées sur les mêmes sites. Les points bleus correspondent aux données observées, tandis que les barres noires représentent les prédictions du modèle, accompagnées des intervalles de confiance. Les concentrations sont exprimées en échelle logarithmique..... 166

Figure 5.10. (A–E) Variabilité spatiale des concentrations en ω3, ω6, MUFA total, PUFA total et en vitamine A chez 15 espèces de poissons collectées sur six sites en Nouvelle-Calédonie (n = 3 par espèce, sauf cas mentionnés dans le tableau 2.1). **(F-G)** Exemples de variabilité spatiale des concentrations en ω3 et en ω6 chez sept espèces représentatives des différents régimes alimentaires, collectées sur les mêmes sites. Les points bleus correspondent aux données observées, tandis que les barres noires représentent les prédictions du modèle, accompagnées des intervalles de confiance. Les concentrations sont exprimées en échelle logarithmique. 170

Figure 5.11. (A–C) Variabilité spatiale des concentrations en Hg, glyphosate et AMPA chez 15 espèces de poissons collectées sur six sites en Nouvelle-Calédonie (n = 3 par espèce, sauf cas mentionnés dans le tableau 2.1). **(D et E)** Exemples de variabilité spatiale des concentrations en Hg et en glyphosate chez sept espèces représentatives des différents régimes alimentaires, collectées sur les mêmes sites. Les points bleus correspondent aux données observées, tandis que les barres noires représentent les prédictions du modèle, accompagnées des intervalles de confiance. Les concentrations sont exprimées en échelle logarithmique. 174

Figures du Chapitre VI.

Figure 6.1. Schémas conceptuels montrant les différentes variables influençant la contamination des écosystèmes marins, notamment par les ETM, les pesticides et les PCB. 196

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1. Liste des 60 espèces de poissons récifaux étudiées en Nouvelle-Calédonie, avec leurs principaux traits écologiques (taille maximale, régime alimentaire, domaine vital, activité, type de regroupement et position verticale), utilisées pour l'analyse de la variabilité interspécifique. Parmi celles-ci, 15 espèces ont été sélectionnées pour les analyses de la variabilité spatiale et de l'effet de la taille. 58

Tableau 2.2. Caractéristiques environnementales des sites d'échantillonnage pour l'étude spatiale autour de la Nouvelle-Calédonie. 62

Tableau 2.3. Espèces échantillonnées à Moorea. 66

Table 3.1. Summary of the most important drivers explaining MTEs and POPs concentrations in coral reef fish. 102

Table 4.1. Summary of the most important variables driving contaminant concentrations in New Caledonian coral reef fish. Only contribution >10 % were mentioned 130

LISTE DES ANNEXES

Annexes du Chapitre III.

Table S3.1. List of fish species sampled per site in the studied PICTs. For each case, the three values (i.e., n1-n2-n3) indicated the number of individuals analyzed for MTEs, pesticides and PCBs respectively. For instance, the total number of Acanthuridae analyzed, all species, years and sites pooled, was 107 for MTEs, 74 for pesticides, and 60 for PCBs. Codes of trophic categories: H= herbivores, O= omnivores, mc= micro-carnivores and MC= macro-carnivores. 248

Table S3.2. Correlation matrix between predictive variables used in the first phase of analysis, showing only variables with a Pearson correlation coefficient below 0.7 (this table does not include the variables diet, mobility, activity and gregariousness, as these are categorical variables). 255

Table S3.3. Correlation matrix between the predictive variables used in the second phase of analysis, showing only variables with a Pearson correlation coefficient below 0.7. 256

Table S3.4. Mean concentrations of (A) MTEs measured on sampled fish, according to islands sampled and trophic categories, expressed in $mg.g^{-1}$ dry wet, and (B) POPs measured on sampled fish, according to islands sampled and trophic categories, expressed in $ng.g^{-1}$ dry wet. No data= " - " (e.g. technical problem, or contaminant not targeted in a given PICT). (FP) = French Polynesia. 256

Table S3.5. Summary of BRT parameters (see text) and results for BRT models for (A) MTEs and (B) POPs. Tree complexity represents the number of nodes in the regression trees, learning rate represents the contribution of each generated tree and bag fraction is the seed for the stochastic process. Cross-validation correlation (cv) was used to assess the variance explained and therefore the performance of the models (cv highlighted in light grey for clarity). 262

Figure S3.1. Summary of the average relative contributions (%) of the fifteen variables used in boosted regression trees (BRTs) explaining their relative influence on coral reef fish contamination. 264

Figure S3.2. Summary of the average relative contributions (%) of the nine variables used in boosted regression trees (BRTs) explaining their relative influence on contamination of coral reef fish communities. 264

Figure S3.3. Spatial patterns of modeled MTEs concentration (Ag, As, Cd, Cu, Fe, Mn, Ni, and Se) in coral reef fish, using environmental, biogeographic and human variables as predictors. The lack of data for Cr, V and Zn on several fish individuals limits our ability to make reliable predictions for their concentration in coral reef fish. 267

Figure S3.4. Spatial patterns of modeled POPs concentration (α-endosulfan, atrazine, β-endosulfan, diazinon, heptachlor epoxyde B, lindane, pp'-DDT and simazine) in reef fish using a BRT model with environmental, biogeographic and human variables as predictors. The lack of data for other POPs on several fish individuals limits our ability to make reliable predictions for their concentration in coral reef fish. 270

Annexes du Chapitre IV.

Table S4.1. List of fish species sampled in New Caledonia, with the number of individuals analyzed for MTEs, pesticides, and PCBs, respectively. Codes for trophic categories: H = herbivores, O = omnivores, mc = micro-carnivores, and MC = macro-carnivores. 271

Table S4.2. Mean concentrations of (A) MTEs measured on sampled fish, according to sampled sites and trophic categories, expressed in $\mu g.g^{-1}$ dw, and (B) POPs measured on sampled fish, according to sampled sites and trophic categories, expressed in $ng.g^{-1}$ dw. No data= " - " (e.g. technical problem, or contaminant not targeted in a given site). 274

Table S4.3. Summary of BRT parameters (see text) and results for BRT models for (A) MTEs and (B) POPs. Tree complexity represents the number of nodes in the regression trees, learning rate represents the contribution of each generated tree and bag fraction is the seed of the stochastic process. Cross-validation correlation (cv) was used to assess the variance explained and therefore the performance of the models (cv highlighted in light grey for clarity). 277

Figure S4.1. Summary of the average relative contributions (%) of the fourteen variables used in boosted regression trees (BRTs) explaining their relative influence on coral reef fish contamination. 279

Figure S4.2. Summary of the average relative contributions (%) of the nine variables used in boosted regression trees (BRTs) explaining their relative influence on contamination of coral reef fish communities. 280

Figure S4.3. Spatial patterns of modelled concentrations of trace elements (Ag, As, Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, and Se) in coral reef fish, using environmental, biogeographic, and human variables as predictors. The lack of data for certain trace elements in several fish species limits the ability to make reliable predictions regarding their concentrations in coral reef fish. 283

Figure S4.4. Spatial patterns of modelled concentrations of POPs (α-Endosulfan, Atrazine, Dieldrin, Heptachlor Epoxide B, pp'-DDD, pp'-DDT, and ∑PCBs) in reef fish, using a BRT model that incorporates environmental, biogeographic, and human variables as predictors. The lack of data for certain POPs in several fish species limits the ability to make reliable predictions regarding their concentrations in coral reef fish. 286

Annexes du Chapitre V.

Tableau S5.1. Valeurs moyennes des concentrations en contaminants (As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, V, glyphosate et AMPA), en nutriments (Ca, Fe, K, Mg, P, Se et Zn), en acides gras (ω3, ω6, TOT SFA, TOT MUFA, TOT PUFA, TOT BR, TOT NMI, TOT DMA, TOTAL AG) et en vitamine A pour 62 espèces de poissons étudiées dans le cadre de l'approche interspécifique (n = 3 par espèce, sauf cas mentionnés dans le tableau 2.1). Les espèces sélectionnées étaient de taille moyenne. L'échantillonnage représentatif a été réalisé sur le site du Grand Lagon Sud / Lagon Sud-Ouest. 287

Tableau S5.2. Valeurs moyennes des concentrations en contaminants (As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, V, glyphosate et AMPA), en nutriments (Ca, Fe, K, Mg, P, Se et Zn), en acides gras (ω3, ω6, TOT SFA, TOT MUFA, TOT PUFA, TOT BR, TOT NMI, TOT DMA, TOTAL

AG) et en vitamine A pour 15 espèces de poissons étudiées dans le cadre de l'approche de la variabilité spatiale et environnementale (n = 3 par espèce, sauf cas mentionnés dans le tableau 2.1). Les espèces sélectionnées étaient de taille « commune ». Ces prélèvements ont été réalisés sur cinq sites répartis autour de la Nouvelle-Calédonie, à savoir Népoui, Ouano, Prony, Thio et Koumac. 292

Tableau S5.3. Valeurs moyennes des concentrations en contaminants (As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, V, glyphosate et AMPA), en nutriments (Ca, Fe, K, Mg, P, Se et Zn), en acides gras (ω3, ω6, TOT SFA, TOT MUFA, TOT PUFA, TOT BR, TOT NMI, TOT DMA, TOTAL_AG) et en vitamine A pour 15 espèces de poissons, dans le but d'étudier l'influence de la taille (n = 9 par espèce, sauf cas mentionnés dans le tableau 2.1). Ces espèces ont été réparties en trois catégories de taille : petits, moyens et grands individus. L'échantillonnage a été effectué dans le Grand Lagon Sud / Lagon Sud-Ouest. 294

Figure S5.1. Relation entre la variabilité interspécifique et les concentrations en As, Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb et V chez 60 espèces de poissons récifaux (n=3 par espèce, sauf cas mentionnés dans le tableau 2.1), en fonction des principaux régimes alimentaires. Les concentrations sont exprimées en échelle logarithmique. Les lignes pointillées verticales représentent les moyennes globales ajustées à l'aide d'un modèle bayésien intégrant la covariance phylogénétique. 299

Figure S5.2. Relation entre la variabilité interspécifique et les concentrations en TOT BR, TOT DMA, TOT NMI, TOT SFA et TOTAL chez 60 espèces de poissons récifaux (n=3 par espèce, sauf cas mentionnés dans le tableau 2.1), en fonction des principaux régimes alimentaires. Les concentrations sont exprimées en échelle logarithmique. Les lignes pointillées verticales représentent les moyennes globales ajustées à l'aide d'un modèle bayésien intégrant la covariance phylogénétique. 300

Figure S5.3. Reconstruction phylogénétique des 60 espèces de poissons récifaux collectées dans le Grand Lagon Sud, avec représentation concentrique des concentrations en nutriments (ω3, ω6 et vitamine A). Les concentrations sont exprimées en échelle logarithmique. 301

Figure S5.4. Effets spécifiques de la taille sur les concentrations de As, Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, V, TOT BR, TOT DMA, TOT NMI, TOT SFA et TOTAL chez 15 espèces de poissons collectées dans le Grand Lagon Sud (n = 9 par espèce, sauf cas mentionnés dans le tableau 2.1). Les concentrations sont exprimées en échelle logarithmique. Les points représentent les médianes des effets spécifiques, estimées à partir d'un modèle bayésien avec effets aléatoires sur l'ordonnée à l'origine et la pente. Les lignes horizontales indiquent les intervalles de crédibilité à 50 % et 95 % (n = 9). Des valeurs < 0 indiquent une tendance à la diminution avec la taille, tandis que des valeurs > 0 indiquent une augmentation. Les lignes pointillées verticales indiquent l'absence d'effet (valeur de référence à zéro). 303

Figure S5.5. Variabilité spatiale des concentrations en Cr et Ni chez 15 espèces de poissons collectées sur six sites en Nouvelle-Calédonie (n=3 par espèce, sauf cas mentionnés dans le tableau 2.1). Les concentrations sont exprimées en échelle logarithmique. 304

LISTE DES ABRÉVIATIONS

AGMI	Acides gras monoinsaturés
AGPI	Acides gras polyinsaturés
ALA	Acide alpha-linoléique
ANSES	Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail
CIRC	Centre International de Recherche sur le Cancer
DDD	Dichlorodiphenyldichloroéthane
DDT	Dichlorodiphényltrichloroéthane
DDE	Dichlorodiphényldichloroéthylène
DHA	Acide docosahexaénoïque
EPA	Acide eicosapentaénoïque
ETM	Éléments traces métalliques
EEZ	Zone économique exclusive
ENSO	El Niño-oscillation australe
FAO	Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture
GC/MSMS	Chromatographie en Phase Gazeuse couplée à la Spectrométrie de Masse
ICP/AES	Spectrométrie d'émission Atomique par Plasma Induit
ICP-MS	Spectrométrie de Masse par Plasma Induit
IPCC	International Panel on Climate Change (GIEC)
ITCZ	Intertropical Convergence Zone
IUPAC	International Union of Pure and Applied Chemistry
LC	Chromatographie en Phase Liquide
NOAA	National Oceanic and Atmospheric Administration
OCP	Pesticides organochlorés
OMS	Organisation mondiale de la Santé
PCB	Polychlorobiphényles
PICTs	Pacific Island countries and territories
PFAS	Per- et poly-fluoroalkylés
pH	Potentiel hydrogène
PIB	Produit intérieur brut
POP	Polluants Organiques Persistants

ppm	Partie par million
SPCZ	South Pacific Convergence Zone
WHO	World Health Organization
WPM	West Pacific Monsoon
µg/g	Microgramme par gramme
µg/kg	Microgramme par kilogramme

Écarts aux principes taxonomiques

Pour simplifier la compréhension, certains taxons seront regroupés sous des appellations qui s'écartent des dénominations taxonomiques officiellement reconnues dans les classifications actuelles (Lecointre et Le Guyader, 2017) :

- Le terme « **poissons** » (groupe paraphylétique) pourra être utilisé pour désigner les Téléostéens (Lecointre et Le Guyader, 2017).
- Le terme « **invertébrés** » (groupe paraphylétique) englobera les métazoaires dépourvus de colonne vertébrale.

CHAPITRE I.

INTRODUCTION GÉNÉRALE

1.1. Les récifs coralliens tropicaux

1.1.1. Histoire évolutive et classification des coraux

Les coraux appartiennent au phylum des cnidaires, apparus dans les océans il y a environ 700 millions d'années, durant la première ère géologique de l'histoire de la Terre, comme en témoignent leurs premières traces fossiles datant du Précambrien (Park et al., 2012). À ce jour, plus de 11 000 espèces de cnidaires ont été répertoriées (World Register of Marine Species ; Appeltans et al., 2012). Ce phylum se répartit en cinq grandes classes : les Anthozoaires, qui se présentent sous le morphotype polype fixé (coraux et anémones de mer), les Scyphozoaires et Cubozoaires, caractérisés par une forme méduse permanente (méduses), les Hydrozoaires, qui alternent entre les deux morphotypes (hydres), et les Staurozoaires, dont les méduses restent fixées à l'état adulte (Collins, 2002 ; Kayal et al., 2018) (Figure 1.1). Les cnidaires, considérés comme l'un des premiers groupes de métazoaires à avoir développé une structure corporelle organisée (Erwin et al., 2011), présentent généralement une symétrie radiaire. Cependant, certaines exceptions existent, comme chez certains polypes d'anthozoaires et hydrozoaires, qui montrent une symétrie bilatérale (Manuel, 2009). Ce sont des organismes diploblastiques, avec un endoderme et un ectoderme séparés par une matrice gélatineuse acellulaire appelée mésoglée, composée de glycoprotéines (Barzansky & Lenhoff, 1974 ; Pochon et al., 2010). La plupart des cnidaires ont un cycle de vie complexe, alternant entre une phase larvaire ciliée, appelée planula, et une ou deux formes adultes : le polype benthique et la méduse pélagique (Collins, 2002 ; Collins et al., 2008). Un trait commun aux cnidaires est la présence de cnidocystes, des cellules urticantes utilisées pour la prédation et la défense, contenant une structure intracellulaire complexe (Drake et al., 2020).

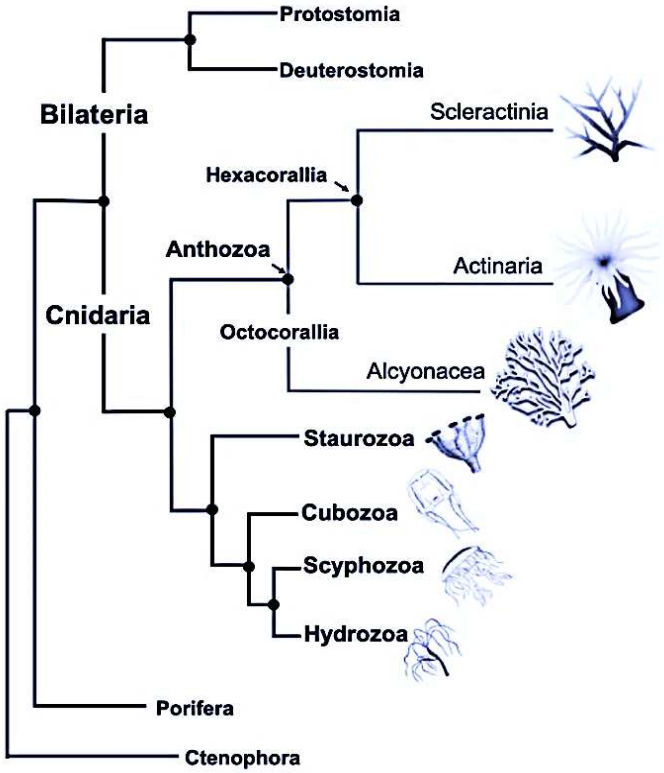


Figure 1.1. Représentation de l'arbre phylogénétique des cnidaires. Extrait de Palmer & Traylor-Knowles (2018).

Bien que les cnidaires soient apparus dès le Précambrien, les premiers fossiles de coraux durs sont apparus au Trias moyen et ont joué un rôle crucial dans la révolution marine mésozoïque qui a suivi (Vermeij, 1977 ; Stanley & Fautin, 2001 ; Stanley, 2003) (Figure 1.2). Les plus anciens fossiles de scléractiniaires proviennent de sites clés situés dans l'ancienne région de la Téthys (Europe occidentale) (Stanley, 1988). Bien qu'ils n'aient pas été des bâtisseurs de récifs initialement, à partir du Trias moyen, durant le stade Anisien, les coraux sont devenus des éléments biotiques majeurs dans les récifs et environnements carbonatés du Mésozoïque tropical (Stanley, 2003). Malgré les extinctions de masse à la fin du Trias et à la transition du Crétacé-Tertiaire, causées par des perturbations climatiques et tectoniques ainsi que par les grands changements du niveau de la mer pendant les périodes glaciaires du Pléistocène, les scléractiniaires ont démontré une grande résilience. Ils se sont répandus dans les mers tropicales et subtropicales, atteignant des sommets de biodiversité dans la province Indo-Pacifique (Veron, 2000). Les premières preuves de la coexistence des coraux et des poissons datent du Dévonien, il y a entre 420 et 360 millions d'années (Bellwood et al., 2015).

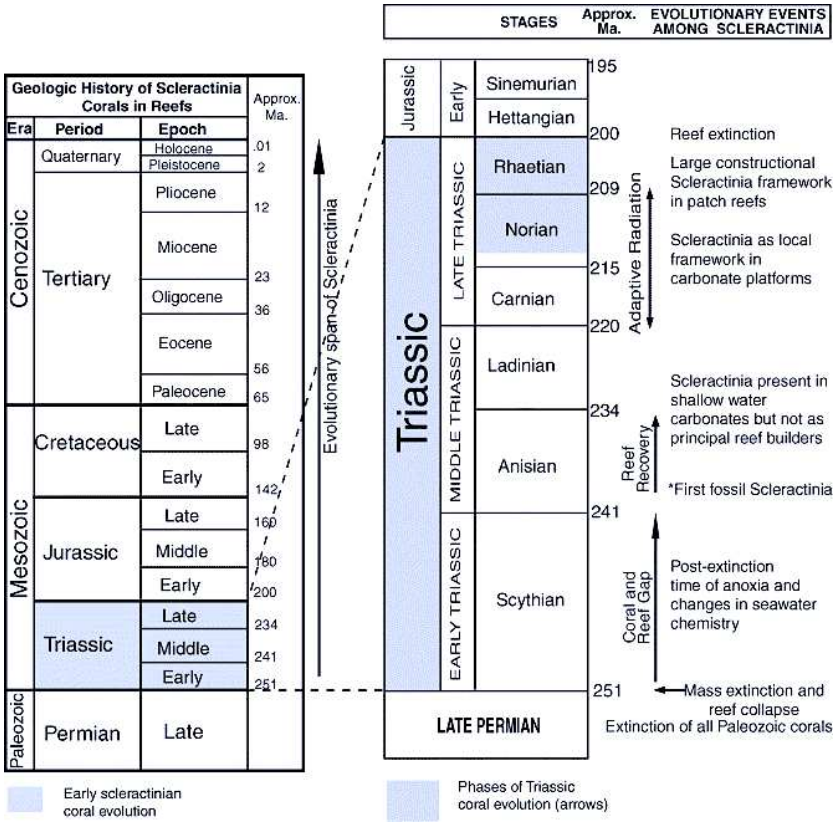


Figure 1.2. Résumé des événements critiques concernant les scléractiniaires au cours du Trias. Extrait de Stanley (2003).

1.1.2. Les conditions environnementales nécessaires pour l'existence des récifs coralliens

Les coraux constructeurs de récifs, ou scléractiniaires hermatypiques, sont des coraux durs (Cairns, 2007). Leur diversité actuelle comprend plus de 800 espèces (Cairns & Hoeksema, 2022). Leur squelette, principalement composé de carbonate de calcium ($CaCO_3$) à 99% sous forme d'aragonite, est à l'origine des plus imposantes structures bioconstruites naturelles de notre planète : les récifs coralliens. Leur pérennité et leur extension spatiale reposent principalement sur leur association symbiotique avec des micro-algues du genre *Symbiodinium*, mesurant entre 6 et 12 µm de diamètre et communément appelées zooxanthelles. Ces algues, capables de réaliser la photosynthèse, jouent un rôle crucial dans cette symbiose (McCloskey & Muscatine, 1984 ; Muscatine, 1990). Les coraux sont particulièrement exigeants quant aux conditions environnementales de leur habitat. Cependant, ils possèdent une plasticité physiologique leur permettant de s'adapter à une large gamme de conditions, telles que les variations saisonnières ou les différences entre un récif frangeant et un récif barrière. La température est l'un des principaux paramètres pour le métabolisme corallien, avec un optimum situé entre 22 et 29 °C pour les températures moyennes de surface

(Spalding et al., 2001). Néanmoins, les coraux peuvent tolérer des températures minimales de 14 °C et maximales de 34 °C sur de courtes périodes (Kleypas et al., 1999). Par ailleurs, certaines populations de coraux sont naturellement adaptées à des conditions thermiques inhabituelles, comme celles du golfe Persique, où les conditions incompatibles avec leur survie ne commencent qu'à des températures supérieures à 34-35 °C (Riegl et al., 2011). Les coraux scléractiniaires, et leurs symbiotes photosynthétiques, sont également très exigeants en matière d'éclairement. L'intensité lumineuse détermine notamment leur distribution verticale, avec une limite inférieure qui varie en fonction de la turbidité de l'eau. Ainsi, les coraux peuvent se limiter à quelques mètres de profondeur sur un récif frangeant chargé de matières en suspension, ou bien prospérer jusqu'à 150 mètres de profondeur dans les eaux cristallines d'un récif barrière (Kleypas et al., 1999 ; Lesser et al., 2009). La salinité est un autre facteur déterminant pour la présence des récifs coralliens. Bien que chaque espèce ait sa propre tolérance, et que certaines se soient spécialisées pour croître dans des salinités allant de 20 à 42 (Kleypas et al., 1999), la majorité des coraux sont des organismes sténohalins, c'est-à-dire qu'ils ne supportent pas de brusques variations de salinité. Enfin, l'hydrodynamisme joue également un rôle crucial en influençant directement ou indirectement la présence, la condition et la distribution des coraux (Done, 1982 ; Aronson et al., 2005 ; Madin & Connolly, 2006). Par exemple, les eaux à faible hydrodynamisme, souvent caractérisées par une faible oxygénation, ne sont pas les plus propices au développement des coraux.

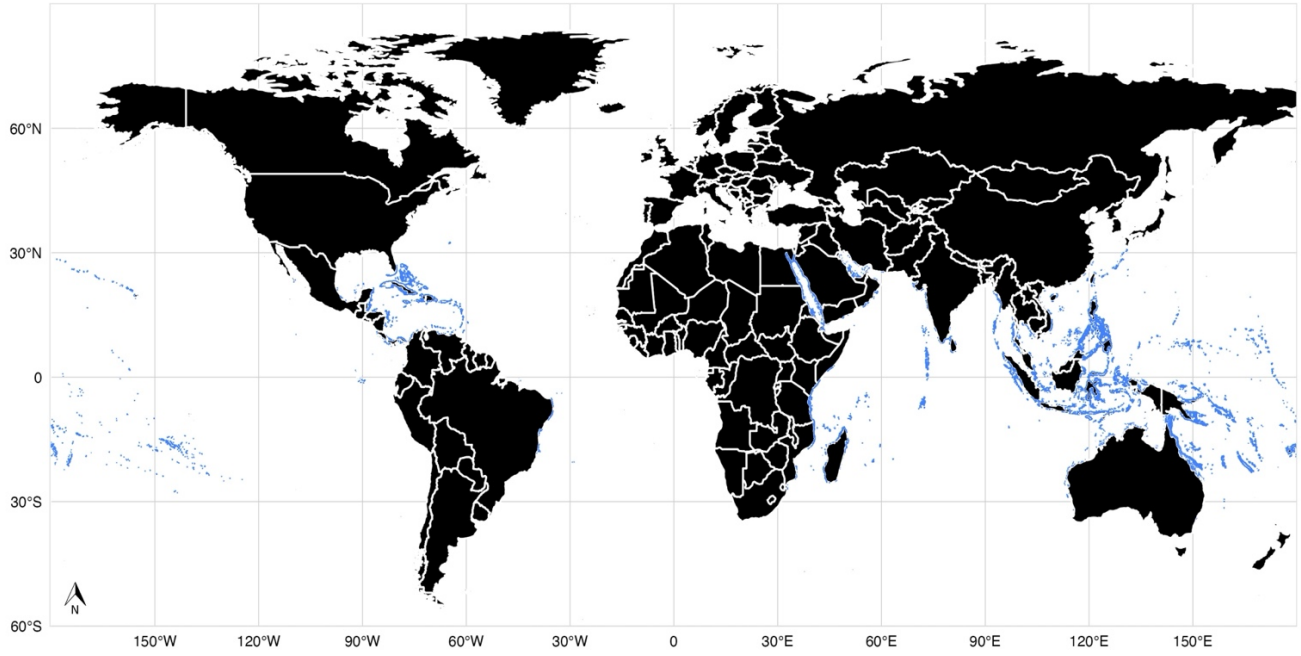


Figure 1.3. Carte de la répartition mondiale des récifs coralliens. Les récifs coralliens sont délimités en bleu.

Malgré l'existence de nombreux récifs isolés par des barrières environnementales telles que la géographie et les courants, comme ceux de la mer Rouge ou de l'archipel hawaïen, la grande majorité des récifs coralliens se concentre dans deux grandes zones biogéographiques principales (Figure 1.3). La zone Indo-Pacifique est de loin la plus vaste, et présente la plus grande diversité spécifique à tous les niveaux taxonomiques (Allen, 2008). Elle abrite notamment la plus importante formation corallienne de la planète : la Grande Barrière de corail australienne (GBR pour « Great Barrier Reef »), qui représente à elle seule près de 17% des récifs mondiaux (Spalding et al., 2001). La zone de l'Atlantique tropical ouest est principalement constituée des récifs de la mer des Caraïbes, couvrant une superficie plus restreinte d'environ 26 000 km^2, et présentant une diversité spécifique moindre (Burke & Maidens, 2004).

1.1.3. Points chauds de biodiversité au sein d'un désert océanique

Les récifs coralliens, souvent qualifiés de "forêts tropicales" de l'océan, sont largement reconnus comme faisant partie des écosystèmes les plus diversifiés, productifs et complexes de la planète (Moberg & Folke, 1999 ; Hoegh-Guldberg, 2011). À l'instar de ces dernières, ils servent d'habitat à un très grand nombre d'espèces (Knowlton, 2001 ; Fisher et al., 2015). Malgré leur faible couverture, représentant seulement 0,16% du total des fonds marins et environ 5% des petits fonds entre 0 et 50m de profondeur, les récifs coralliens abritent jusqu'à un tiers de toutes les espèces marines (environ 830 000 espèces estimées) (Knowlton et al., 2010 ; Fisher et al., 2015), incluant notamment plus de 6 000 espèces de poissons (Kulbicki et al., 2013). Ceci s'explique en grande partie par l'habitat diversifié et complexe offert par les coraux scléractiniaires (Luckhurst & Luckhurst, 1978 ; Bell & Galzin, 1984 ; Chabanet et al., 1997 ; Gibson et al., 2011). Les coraux vivants jouent un rôle fondamental en tant que substrat biologique essentiel, fournissant nourriture et abri aux organismes associés aux récifs (Caley & St John, 1996 ; Cole et al., 2008 ; Wilson et al., 2010 ; Coker et al., 2014 ; Muruga et al., 2024) (Figure 1.4). Ils contribuent à modérer les interactions de compétition et de prédation entre les poissons associés aux récifs en offrant des espaces-refuges et des niches spécifiques, telles que des zones d'alimentation, au sein de la colonie (Webster & Hixon, 2000 ; Stewart & Jones, 2001 ; Holbrook & Schmitt, 2002 ; Coker et al., 2014). L'architecture tridimensionnelle complexe des coraux, en particulier celle des espèces branchues, offre un refuge efficace aux poissons de petite taille cherchant à échapper aux prédateurs (Hixon & Beets, 1993 ; Holbrook & Schmitt, 2002). Il est largement reconnu que les poissons et les coraux entretiennent une

relation étroite, marquée par une interdépendance significative. Des études montrent en effet une dégradation des récifs en l'absence de poissons (Hughes, 1994 ; Hughes et al., 2007 ; Jackson et al., 2014) ainsi qu'une baisse de l'abondance ou de la diversité des poissons en cas de perte de coraux (Wilson et al., 2006 ; Pratchett et al., 2008).

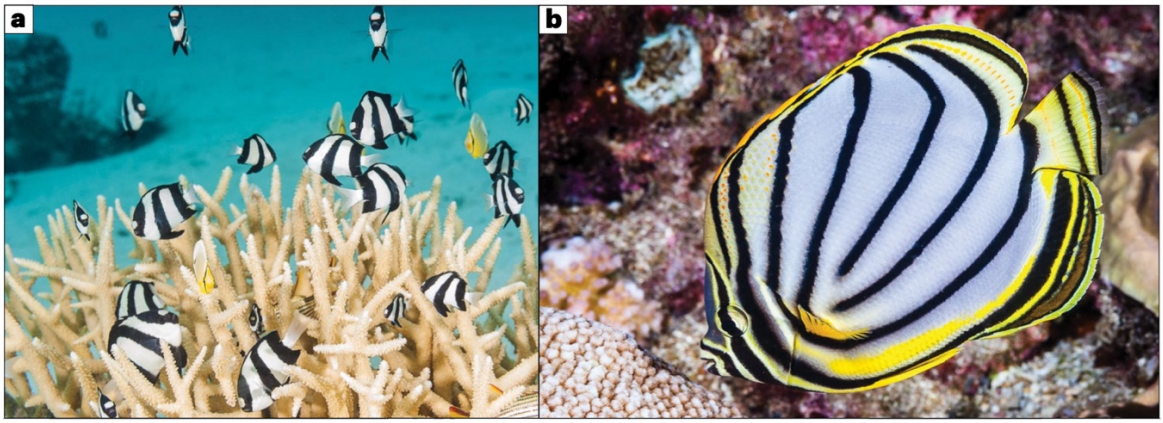


Figure 1.4. Utilisation des coraux par les poissons. a, Poisson demoiselle associé aux coraux (*Dascyllus aruanus*) se réfugiant au sein d'un corail dur ramifié. b, Poisson-papillon strictement corallivore (*Chaetodon meyeri*) se nourrissant de polypes coralliens. Extrait de Muruga et al., 2024.

1.1.4. Importance écologique et socio-économique

Les récifs coralliens revêtent une importance cruciale pour de nombreux pays côtiers, car ils fournissent une gamme variée de services écosystémiques et d'avantages pour l'homme. Ces services vont de la protection des côtes contre les perturbations environnementales telles que les cyclones ou les tsunamis, limitant ainsi l'érosion naturelle voire la submersion des petites îles, à l'attrait touristique qu'ils génèrent (Costanza et al., 1997 ; Moberg & Folke, 1999 ; Adey, 2000 ; Bruckner, 2002 ; Cesar et al., 2003 ; Teh et al., 2013 ; Beck et al., 2018). Plus de 100 pays possèdent des récifs coralliens sur leurs côtes (Moberg & Folke, 1999), parmi lesquels certains sont exclusivement constitués d'îles coralliennes ou d'atolls, comme les Maldives, les Kiribati ou les îles Marshall (Payri & Moatti, 2018). Les récifs coralliens procurent des ressources inestimables pour des centaines de millions de personnes qui en dépendent directement, constituant parfois leur seule source de subsistance (Cinner et al., 2009). Cette dépendance est particulièrement marquée dans le Pacifique tropical, où les pêches côtières jouent un rôle central en contribuant à la sécurité alimentaire, aux moyens de subsistance et aux pratiques culturelles des communautés rurales et urbaines, en fournissant du poisson et des invertébrés destinés à l'alimentation des foyers (Bell et al., 2009 ; Cinner et al., 2009 ; Gillett, 2009 ; Pratchett et al., 2011). En parallèle, en moyenne, 47 % des ménages des

communautés de pêcheurs tirent également leur premier ou deuxième revenu de la vente du surplus de poissons et d'invertébrés pêchés dans les eaux côtières et littorales (SPC, 2008). Des pêches spécialisées pour les invertébrés côtiers (par exemple, les concombres de mer et les trocas) et les poissons (par exemple, les mérous et les vivaneaux) destinés aux exportations ont également contribué de manière substantielle aux revenus nationaux et aux moyens de subsistance locaux au fil des années (Pratchett et al., 2011). L'importance économique des pêches côtières est illustrée par la contribution totale des captures de subsistance et commerciales au produit intérieur brut (PIB) de la région, estimée à 272 millions USD, soit nettement plus que les 200 millions USD générés par les flottes industrielles de thon locales (Gillett, 2009 ; Pratchett et al., 2011).

Certains écosystèmes côtiers, tels que la mangrove et les herbiers de Magnoliophytes marines, sont parfois étroitement liés aux récifs coralliens. Ensemble, ces habitats jouent un rôle crucial en fournissant des zones de refuge et/ou d'alimentation pour les différents stades de vie des centaines d'espèces de téléostéens, de chondrichtyens ou d'invertébrés tropicaux (Freitas et al., 2006 ; Virly, 2008 ; Henderson et al., 2010 ; McMahon et al., 2011) régulièrement pêchées par les communautés côtières du Pacifique. À l'intérieur même d'un récif, barrière ou frangeant, la nature de l'habitat détermine la zonation et l'abondance des espèces présentes. Dans certaines zones, les bénéfices des pêches côtières pour les pays et territoires insulaires du Pacifique (*Pacific Island countries and territories*, PICTs) ont été réduits en raison de la dégradation ou de la perte des habitats, causées par le développement côtier, la pollution, la sédimentation résultant d'une gestion inadéquate des terres dans les bassins versants, les travaux de terrassement ou d'excavation dans les zones récifales, et des pratiques de pêche destructrices (Veitayaki et al., 1995 ; Terry et al., 2006), ainsi que par la surexploitation des poissons et invertébrés côtiers (Zeller et al., 2006).

1.1.5. Principales menaces pesant sur les récifs

Les récifs coralliens sont confrontés à de nombreux facteurs régionaux et locaux, qui perturbent de plus en plus leur structure et leur fonctionnement. Ces facteurs sont liés à diverses activités humaines et peuvent avoir des impacts directs ou indirects sur les récifs coralliens (Luoma, 2018). L'augmentation de la population et l'urbanisation croissante entraînent une intensification de l'utilisation des terres, de la déforestation et des changements d'utilisation des sols, pouvant conduire à une augmentation du ruissellement des eaux de pluie, à une

sédimentation accrue, à une pollution par les nutriments et à une acidification des océans (Fabricius, 2005 ; Fabricius et al., 2011, 2014 ; Haapkylä et al., 2013 ; Brodie et al., 2015 ; Letourneur et al., 2023). Ces facteurs altèrent la qualité de l'eau et influent négativement sur la complexité des récifs coralliens ainsi que la structuration et l'abondance des populations (Bellwood et al., 2004 ; Burke et al., 2011 ; Graham et al., 2013 ; Rogers et al., 2014). Cela entraîne généralement une diminution de la couverture corallienne et une augmentation simultanée des algues (Vermeij et al., 2010). Ces changements de dominance défavorables aux coraux ont été observés dans de nombreux récifs à travers le monde : Caraïbes, GBR, Nouvelle-Calédonie, Mer Rouge (Cheal et al., 2010 ; Haas et al., 2010 ; Mumby, 2009 ; Vieira et al., 2015). Les algues étant des producteurs de carbone organique dissous, principal substrat des bactéries pathogènes pour les coraux, participent ainsi à l'eutrophisation qui peut également favoriser la propagation de nombreuses maladies (Haapkylä et al., 2011 ; Zaneveld et al., 2016). Cependant, certaines exceptions à cette règle ont été observées, malgré le déclin général des populations de poissons récifaux consécutif aux fortes réductions de couverture corallienne causées par divers événements perturbateurs, plusieurs études rapportent l'absence de relation entre poissons et couverture corallienne (Friedlander et al., 1998 ; Ceccarelli et al., 2016 ; Yan & Bellwood, 2023), y compris pour des espèces généralement considérées comme fortement associées aux coraux (Wismer et al., 2019 ; Muruga et al., 2024). En réalité, cette variabilité s'explique par l'extrême diversité des poissons récifaux, qui conditionne leurs degrés de dépendance respectifs aux coraux (Wilson et al., 2008 ; Wismer et al., 2019 ; Siqueira et al., 2023). De plus, un autre effet indirect possible de l'enrichissement en nutriments pourrait être la prolifération d'*Acanthaster spp*., échinodermes corallivores responsables de la destruction de récifs entiers lors d'épisodes d'explosion démographique, comme observé sur la GBR (De'ath et al., 2012).

Par ailleurs, les émissions de gaz à effet de serre, telles que le dioxyde de carbone et le méthane issus des activités humaines, affectent directement tous les écosystèmes en modifiant la composition des communautés et en menaçant la survie des espèces (Chapin et al., 1997 ; Dinerstein et al., 2019). La concentration de dioxyde de carbone atmosphérique (CO_2 atm) est désormais 50 % plus élevée qu'à l'époque préindustrielle, dépassant les 400 ppm. On estime également que, sur environ 350 milliards de tonnes de CO_2 déjà émises dans l'atmosphère, 25 % ont été absorbés par l'océan (Canadell et al., 2007 ; Le Quéré et al., 2010 ; Heinze et al., 2015 ; Cao & Zhang, 2017). Le CO_2 absorbé par l'eau de mer entraîne une augmentation de la pression partielle de CO_2 (pCO_2) et forme de l'acide carbonique (H_2CO_3), qui est instable et se

dissocie en ions hydrogène (H^+) et bicarbonate (HCO_3^-), et, dans une moindre mesure, en ions carbonate (CO_3^{2-}). L'augmentation des ions H^+ modifie la chimie de l'eau, provoquant une acidification progressive de l'eau de mer (Caldeira & Wickett, 2003 ; Raven et al., 2005) et une diminution du pH des couches supérieures des océans mondiaux (Pörtner & Farrell, 2008). Ce phénomène, appelé acidification des océans (Langdon & Atkinson, 2005), est aujourd'hui observable avec un pH de surface océanique variant en moyenne entre 7,9 et 8,2 (Takahashi et al., 2014). Ces changements dans la chimie des carbonates de l'océan ont des conséquences importantes pour les organismes marins, en particulier les coraux, entraînant une réduction des taux de calcification et des perturbations de la régulation acido-basique. Ces altérations provoquent des effets négatifs globaux sur la physiologie et la survie des organismes, ainsi que sur le fonctionnement global des écosystèmes (Fabry et al., 2008 ; Pörtner, 2008).

La surpêche représente également une menace majeure, car elle peut significativement impacter les réseaux trophiques, altérant ainsi le fonctionnement écologique de l'écosystème corallien. Par exemple, la surpêche des prédateurs apicaux peut entraîner une augmentation de l'abondance des espèces herbivores et/ou corallivores, tandis que la surpêche des herbivores peut favoriser une prolifération progressive des algues au détriment des coraux, en empêchant la disponibilité de substrat nécessaire à l'installation des recrues coralliennes (Bellwood et al., 2004 ; Burkepile & Hay, 2008) (voir Figure 1.5). Une situation extrême de ce type a été observée dans les Caraïbes dans les années 1980, où la réduction drastique de l'herbivorie, causée par la pêche intensive (Hughes, 1994) et par une maladie ayant décimé les populations d'oursins herbivores *Diadema antillarum* en 1982-1983 (Lessios, 1988), associée à la dégradation de la qualité des eaux côtières due à un développement mal contrôlé sur le littoral, a conduit à une prolifération durable de macroalgues et à une chute drastique du recouvrement de corail vivant sur de nombreux récifs (Hughes et al., 1987 ; Hughes, 1994). Globalement, les impacts des activités humaines sur les récifs coralliens sont largement documentés, couvrant divers aspects tels que la biodiversité qu'ils abritent (Knowlton et al., 2010), leur diversité fonctionnelle (D'Agata et al., 2014 ; Mouillot et al., 2014 ; Parravicini et al., 2014), les services écosystémiques qu'ils fournissent (Moberg & Folke, 1999), ainsi que leur capacité de résilience face aux variations environnementales (Hughes et al., 2003 ; Roff & Mumby, 2012). Ces écosystèmes subissent une dégradation généralisée résultant de divers stress, entraînant des répercussions sévères sur les communautés récifales et la biodiversité associée aux coraux (Hoegh-Guldberg, 1999 ; Wilson et al., 2006 ; Pratchett et al., 2008 ; Wilson et al., 2009 ; Hughes et al., 2018).

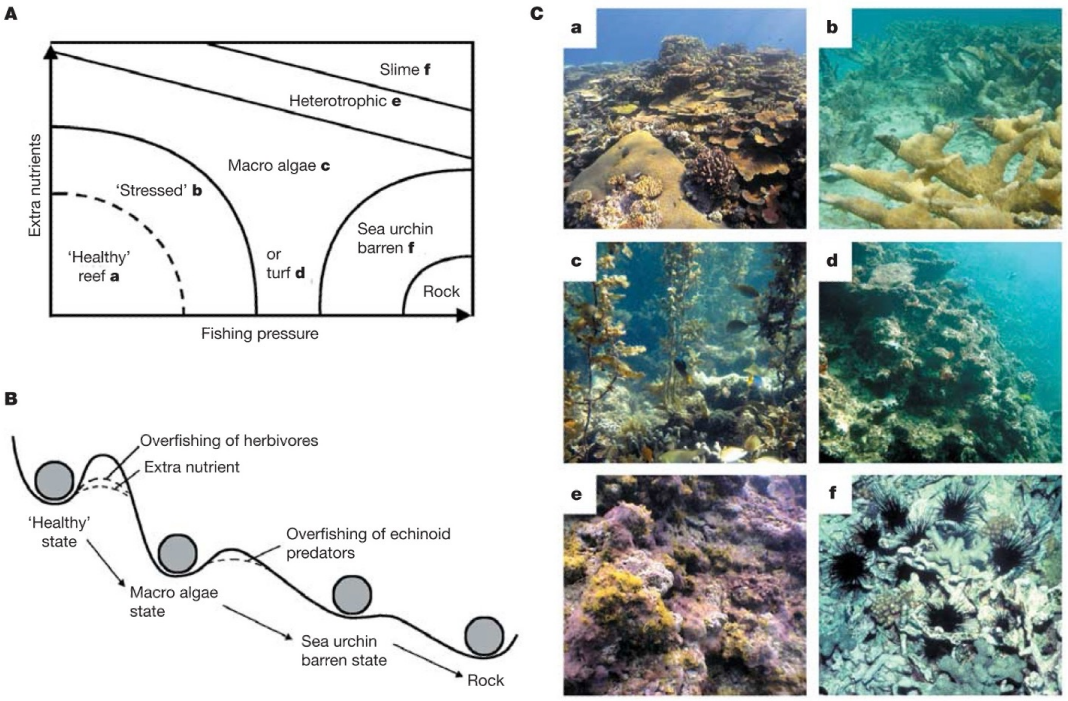


Figure 1.5. États alternatifs dans les écosystèmes récifaux. (A) Un modèle conceptuel illustrant les transitions induites par l'homme entre différents états d'écosystèmes, basé sur des preuves empiriques des effets de la pêche et des excès de nutriments. L'état « stressé » représente une perte de résilience et une vulnérabilité accrue aux changements de phase. (B) Un modèle graphique montrant les transitions entre états d'écosystèmes. Les récifs coralliens sains et résilients, dominés par les coraux, deviennent progressivement plus vulnérables en raison de la pression de la pêche, de la pollution, des maladies et du blanchissement des coraux. Les lignes pointillées illustrent la perte de résilience, qui devient apparente lorsque les récifs ne parviennent pas à se rétablir après une perturbation et glissent vers des états moins souhaitables. (C) Six états caractéristiques des récifs (comme dans A) observés sur des sites de la Grande Barrière de Corail (a, c, d, e) et dans les Caraïbes (b, f). Extrait de Bellwood et al., 2004.

Alors que les récifs coralliens sont déjà confrontés à de nombreux facteurs régionaux et locaux perturbant leur équilibre, ils sont également fortement affectés par les changements climatiques globaux, une réalité observée sur de nombreux récifs à travers le monde (Cinner et al., 2016 ; Hughes et al., 2017). L'augmentation de la température à la surface de la Terre entraîne une série de conséquences, dont certaines ont un impact direct sur les écosystèmes coralliens. Par exemple, l'élévation du niveau de la mer, résultant de la fonte des calottes polaires, des glaciers terrestres et de l'expansion thermique des océans (Rahmstorf, 2007), entraîne une diminution de l'intensité lumineuse reçue par les récifs. Leur croissance lente les rend d'autant plus vulnérables à cette augmentation rapide (Buddemeier & Smith, 1988). De plus, le réchauffement atmosphérique provoque une élévation de la température, notamment dans la partie supérieure de la zone euphotique des océans (< 10-20 m). Cette élévation de la température de l'eau de surface peut entraîner la rupture de la symbiose entre le corail hôte et

les zooxanthelles (Hoegh-Guldberg, 1999). Lorsque les zooxanthelles sont expulsées, les tissus coralliens deviennent translucides, laissant apparaître le squelette blanc en carbonate de calcium. Ce phénomène est connu sous le nom de blanchissement corallien (Fitt et al., 2000). Bien que les coraux puissent survivre sans symbiontes pendant une période limitée, un blanchissement prolongé peut entraîner la mort des individus, voire de la colonie (Grottoli et al., 2004 ; Rodrigues & Grottoli, 2007 ; Anthony et al., 2009 ; Ainsworth & Brown, 2021) (Figure 1.6). Une élévation de la température de surface des océans de seulement 1 à 2 °C peut suffire à déclencher un épisode de blanchissement corallien.

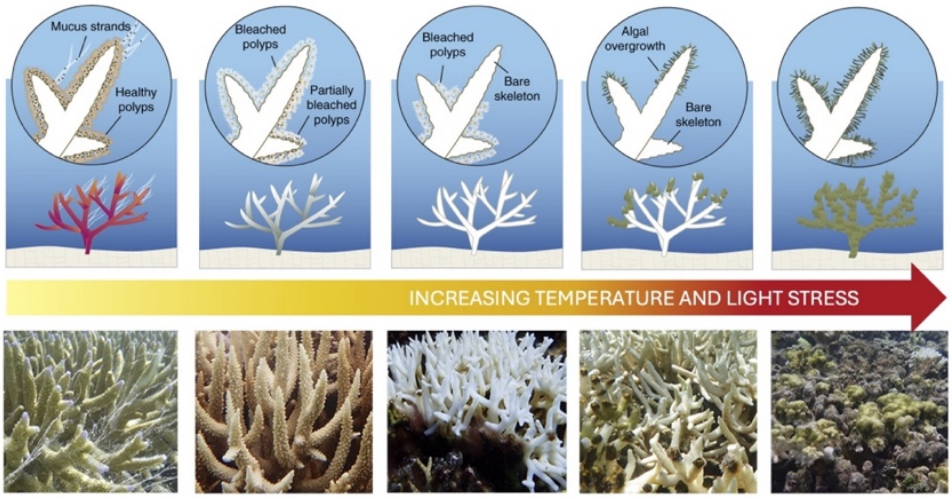


Figure 1.6. Causes et conséquences du blanchissement des coraux. Extrait et modifié d'Ainsworth & Brown (2021).

Depuis les trente dernières années, la Grande Barrière de Corail (GBR) a enregistré une augmentation des épisodes de blanchissement massif, avec des occurrences particulièrement sévères en 1998, 2002, 2016, 2017, 2020 et 2022 (Hoegh-Guldberg, 1999 ; Hughes et al., 2018 ; McClanahan et al., 2019). Un important phénomène de blanchissement a également touché la Nouvelle-Calédonie durant l'été austral de 2016 (Benzoni et al., 2017). Jusque-là, les récifs calédoniens avaient été relativement épargnés par de tels épisodes massifs, à l'exception d'un blanchissement limité observé en 1996 dans deux localités de la Grande Terre (Payri et al., 2018). En février 2016, un épisode de blanchissement massif et sans précédent a été enregistré, principalement dans les baies côtières, en raison de températures de surface anormalement élevées. Entre janvier et mai 2016, ces températures ont oscillé entre 27 et 31 °C, atteignant en février des pics de 1 à 2 °C au-dessus du maximum climatique régional

(Payri et al., 2018). Ce réchauffement des eaux de surface a également induit une stratification accrue de la colonne d'eau, affectant la disponibilité des nutriments et la production primaire (Polovina et al., 2008). À l'échelle mondiale, les récifs font aujourd'hui face un déclin alarmant, avec 60 % de leur superficie totale confrontée à une menace immédiate (Burke et al., 2011). Le GIEC prévoit une augmentation probable de la température de surface des océans de +2 °C d'ici 2050 dans le cadre du scénario de stabilisation des émissions de CO_2 (RCP 4.5) (IPCC Report, 2022). Une telle hausse pourrait entraîner la disparition quasi totale des coraux à l'échelle mondiale. En outre, l'augmentation des températures de surface est associée à une intensification des cyclones tropicaux, qui provoquent des houles dévastatrices pour les récifs peu profonds (Knutson et al., 2010).

1.2. Les poissons de récifs coralliens

1.2.1. Origines et émergence des poissons de récifs

La première observation documentée de poissons et de récifs coralliens (de type « rugueux ») étroitement juxtaposés remonte au Dévonien (420 - 360 Ma) (Bellwood et al., 2015). Dans la formation de Gogo en Australie occidentale, des nodules contenant des restes de placodermes, de dipneustes et d'actinoptérygiens primitifs ont été découverts à quelques centaines de mètres de récifs fossiles datant d'il y a environ 380 millions d'années (Long & Trinajstic, 2010 ; Bellwood et al., 2015). Toutefois, ces différents groupes de poissons ont également été décrits dans de nombreux autres habitats non récifaux à travers le monde (Young, 2010 ; Cloutier et al., 2011). Il n'est donc pas établi que ces poissons aient eu des interactions fortes avec les récifs. La plupart des poissons du Dévonien étaient vraisemblablement piscivores ou se nourrissaient d'organismes présents dans les sédiments marins entourant les récifs (Long & Trinajstic, 2010). Ainsi, à cette époque, les récifs ne semblaient pas avoir une importance significative pour ces poissons (Bellwood et al., 2015).

Les premières suggestions d'interactions significatives entre poissons et récifs ne sont observées qu'à partir du Trias (252 - 200 Ma), avec l'apparition des Pycnodontiformes (Poyato-Ariza & Wenz, 2002) (Figure 1.7). Les recherches moléculaires les plus récentes indiquent que la première phase majeure de diversification des poissons récifaux s'est produite bien après, durant le Paléogène précoce (66 - 23 Ma), au sein de la Téthys occidentale (actuelle Méditerranée). Cette période est associée à l'émergence de la plupart des groupes fonctionnels

de base des poissons récifaux, tels que les mangeurs de gastéropodes durophages, les herbivores et les piscivores (Cowman et al., 2009 ; Near et al., 2013 ; Cowman & Bellwood, 2013). Que ce soit à partir de données fossiles ou de phylogénie, les origines de la plupart des familles modernes de poissons récifaux sont remarquablement regroupées, avec un grand nombre de familles apparaissant dans les 16 premiers millions d'années du Paléogène (de 66 à 50 Ma). Les preuves moléculaires suggèrent que les ancêtres communs les plus récents de nombreuses familles de poissons récifaux sont apparus au Paléocène (66-56 Ma ; par exemple les labres [Labridae] et les poissons cardinaux [Apogonidae]) ou à l'Éocène (56-34 Ma ; par exemple les poissons demoiselles [Pomacentridae] et les poissons anges [Pomacanthidae]) (Cowman & Bellwood, 2013 ; Hodge et al., 2013 ; Bellwood et al., 2015). Il semble probable que l'émergence de récifs tropicaux, principalement construits par des coraux scléractiniaires (Wallace & Rosen, 2006), ainsi que l'apparition d'autres biomes côtiers importants (par exemple les herbiers marins et les mangroves), aient pu fournir les nouveaux environnements dans lesquels les poissons récifaux du Cénozoïque (66 - 0 Ma) ont pu se développer et se diversifier. L'émergence rapide de nombreuses formes novatrices de poissons, entièrement développées, suggère que le début de l'Éocène a été marqué par une diversification exceptionnelle et une expansion rapide vers de nouveaux habitats (Bellwood, 2003 ; Goatley et al., 2010 ; Wainwright et al., 2012 ; Bellwood et al., 2015).

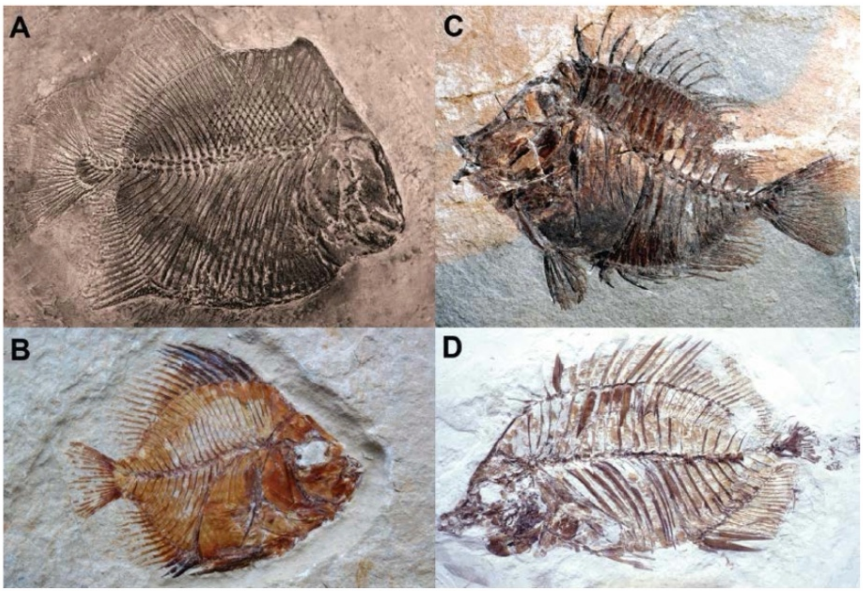


Figure 1.7. Poissons fossiles de récif. (A) *Brembodus ridens*, un pycnodonte du Trias. (B) *Pycnosteroides levispinosus*, un acanthomorphe du Crétacé. (C) *Eorandallius rectifrons*, un poisson-chirurgien (Acanthuridae) de l'Éocène (50 Ma) de Monte Bolca, Italie (Museo Civico di Storia Naturale, Vérone). (D) *Chaetodon ficheuri*, un poisson-papillon du Miocène (Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris). Extrait de Bellwood et al., 2015.

1.2.2. Facteurs de répartition spatiale des assemblages de poissons des récifs coralliens

De nos jours, les assemblages de poissons des récifs coralliens présentent généralement une variation spatiale à grande échelle avec la latitude (Williams, 1983 ; Kulbicki et al., 2013 ; Longo et al., 2019) et la distance par rapport à la côte (Williams, 1982 ; Hoey & Bellwood, 2008 ; Emslie et al., 2010). Il peut cependant y avoir des similitudes fortes dans le type de structuration spatiale même à grande échelle (Letourneur et al., 1997). De nombreux processus biologiques et physiques interagissent, contribuant à des variations à plus petite échelle dans la distribution et l'abondance des poissons entre différents récifs proches (Jennings et al., 1994 ; Boström et al., 2011 ; Ceccarelli et al., 2023). Ces facteurs incluent des facteurs abiotiques tels que la température de l'eau, la profondeur, l'exposition aux vagues (Letourneur, 1996 ; Friedlander et al., 2003 ; Floeter et al., 2005 ; Jouffray et al., 2019 ; Roff et al., 2019), la pente du récif et la structure tridimensionnelle de l'habitat (Luckhurst & Luckhurst, 1978 ; Chabanet et al., 1997 ; Letourneur et al., 2000 ; Maia et al., 2018), ainsi que des facteurs biotiques tels que la disponibilité de la nourriture, le recrutement, la compétition et la prédation (Hixon, 1991 ; Jones, 1991 ; Taylor et al., 2015 ; Jankowski et al., 2015 ; Roff et al., 2019). Ces facteurs peuvent agir de manière indépendante ou interagir entre eux pour influencer la structure des assemblages de poissons des récifs, et leur importance relative varie en fonction de l'échelle spatiale et/ou temporelle considérée. La structure biotique des habitats, qu'elle soit dominée par les coraux, les macroalgues ou les algues gazonnantes (le « turf »), est connue pour avoir une influence significative sur les assemblages de poissons (Williams, 1982 ; Done, 1992 ; Halford et al., 2004 ; Jones et al., 2004 ; Gratwicke & Speight, 2005 ; Chong-Seng et al., 2012). Plusieurs autres facteurs, d'origine humaine, existent et influent sur la structuration, allant des pressions locales telles que le développement côtier et l'impact de la pêche (par exemple, Dulvy et al., 2004 ; Graham et al., 2017), à la gestion des pêches, aux stratégies de conservation, et aux pressions mondiales liées au changement climatique (Pinca et al., 2012). Les récifs coralliens subissent une dégradation mondiale due à une multitude de facteurs de stress d'origine humaine, avec des conséquences graves pour les communautés de poissons récifaux et la biodiversité. Il est bien établi que les forces physiques responsables de la dégradation des habitats coralliens, telles que le stress thermique et les cyclones, ont un impact direct et indirect sur les poissons qui en dépendent (Pratchett et al., 2008 ; Graham & Nash, 2013 ; McClure et al., 2019).

1.2.3. Valeur nutritionnelle des poissons

Les produits de la mer, en particulier les poissons, jouent un rôle crucial dans la sécurité alimentaire et la nutrition à l'échelle mondiale en tant que source alimentaire riche en protéines, lipides et nutriments, en particulier pour de nombreux pays à faibles revenus (Béné et al., 2016 ; FAO, 2018a). Une faible diversité alimentaire est l'une des principales causes de la malnutrition (FAO, 2018b). Une analyse récente des concentrations de micronutriments des pêcheries mondiales suggère que les stratégies alimentaires à base de poisson pourraient contribuer de manière significative à la sécurité alimentaire et nutritionnelle mondiale (Hicks et al., 2019 ; Golden et al., 2021 ; Maire et al., 2024). Le poisson représente un moyen relativement bon marché et le plus souvent facilement disponible pour la diversification nutritionnelle dans plusieurs pays où les régimes alimentaires dépendent fortement d'une gamme étroite d'aliments de base (FAO, 2018a ; Hicks et al., 2019). Indépendamment des variations nutritionnelles naturelles entre les espèces marines dues à des facteurs tels que l'habitat, la région, la saison et les parties comestibles, la plupart des poissons marins partagent un ensemble de caractéristiques nutritionnelles similaires, ce qui en fait une source importante de plusieurs nutriments essentiels dans l'alimentation humaine (EFSA, 2005 ; Murray & Burt, 2001 ; Larsen et al., 2011). Les poissons ne sont pas seulement une excellente source de protéines animales hautement biodisponibles, mais ils sont également riches en antioxydants, en acides gras polyinsaturés oméga-3 essentiels (AGPI), acides aminés, vitamines et minéraux (Wang et al., 2006 ; Storelli & Barone, 2013 ; Tacon & Metian, 2013 ; Bogard et al., 2015 ; Kasozi et al., 2018 ; Hicks et al., 2019 ; Canpolat, 2020 ; Skalecki et al., 2020 ; Sroy et al., 2021 ; Varol et al., 2022). La composition chimique de la chair de poisson est considérée comme un indicateur fiable de la qualité du poisson, de sa valeur nutritionnelle, de son état physiologique et de son habitat (Ravichandran et al., 2011). De nombreuses recherches ont montré des liens forts entre la consommation de poisson et des effets positifs sur la santé, notamment une réduction du risque de maladies coronariennes et cardiovasculaires, ainsi qu'une diminution des maladies inflammatoires telles que l'arthrite (Dyerberg, 1985 ; Calder, 2004 ; Rudkowska et al., 2010 ; Lund, 2013).

1.2.3.1. Le poisson : une source de protéines de haute valeur biologique

Les poissons jouent un rôle crucial en tant que source primaire de protéines biologiques de haute qualité, pouvant fournir plus de 70 % des besoins en protéines dans l'alimentation

humaine de certaines populations côtières, notamment dans le Pacifique, où la consommation de poisson par habitant est parmi les plus élevées au monde (Bell et al., 2009 ; Gillette, 2009). Les protéines de poisson sont depuis longtemps reconnues pour leur grande valeur nutritionnelle (Sargent, 1997). Elles se distinguent par leur richesse en plusieurs peptides et acides aminés essentiels, tels que la méthionine et la lysine (Tacon & Metian, 2013). En moyenne, la proportion de protéines dans le muscle de poisson se situe entre 15 % et 25 % de la masse humide (Ryu et al., 2021). On trouve principalement trois types de protéines dans le muscle de poisson : les protéines myofibrillaires ou contractiles (actine, myosine, tropomyosine et actomyosine), représentant environ 60 % à 65 % de la teneur totale en protéines ; les protéines sarcoplasmiques ou enzymatiques (albumine, globuline et enzymes), constituant 30 % à 35 % des protéines totales ; et les protéines du stroma ou du tissu conjonctif (collagène), représentant environ 3 % à 5 % des protéines totales (Nowsad, 2007 ; Ahmed et al., 2022). Balami et al. (2019) ont rapporté que, en raison de leur faible teneur en tissu conjonctif, les muscles de poisson sont généralement considérés comme plus digestibles que les autres protéines animales. La variation de la teneur en protéines des poissons peut être influencée par leurs habitudes alimentaires et leur cycle de reproduction (Islam & Joadder, 2005). Généralement, les espèces de niveaux trophiques plus élevés et celles ayant un régime alimentaire pélagique présentent des concentrations de protéines plus élevées, tandis que les espèces des régions froides, souvent dotées d'une forme corporelle aplatie ou allongée, affichent des teneurs plus faibles (Hicks et al., 2019). Les protéines de poisson sont également largement reconnues pour leurs effets bénéfiques sur la physiologie humaine (Rudkowska et al., 2010 ; Pilon et al., 2011 ; Khalili Tilami & Sampels, 2018). Elles jouent un rôle essentiel dans la construction et la réparation des tissus musculaires, ainsi que dans l'amélioration de la qualité du sang et du système immunitaire. Les immunoglobulines sont des protéines essentielles qui agissent comme des mécanismes de défense efficaces contre les infections virales et bactériennes et contribuent également au maintien de l'équilibre hydrique et des systèmes électrolytiques chez l'homme (Balami et al., 2019).

1.2.3.2. Une diversité de lipides et des acides gras spécifiques

Parmi les macronutriments, les lipides, troisième composant majeur des muscles de poissons, sont présents dans les membranes de toutes les cellules sous forme de phospholipides et, dans de nombreux tissus, à l'intérieur des cellules sous forme de lipides de réserve. Leur proportion dans les tissus varie généralement entre 0,5 % et 18-20 % de la masse humide, en

fonction du type de tissu ou d'organe. Les lipides se concentrent principalement dans le foie, le tissu adipeux sous-cutané, le tissu adipeux périviscéral et, dans une moindre mesure, les tissus musculaires (Médale, 2009 ; Moradi et al., 2011). De plus, les lipides des poissons contiennent des acides gras essentiels, qui jouent un rôle crucial en tant que sources de constituants membranaires, d'énergie, ainsi que de médiateurs métaboliques et de signalisation (Zhang et al., 2020). La teneur en lipides et la composition en acides gras des poissons varient non seulement d'une espèce à l'autre, mais aussi au sein d'une même espèce, en fonction de nombreux facteurs. En effet, de nombreuses recherches indiquent que la teneur en graisse des poissons est très variable, étant influencée par divers facteurs biotiques et abiotiques tels que la température de l'eau, la salinité, le pH, la saison, le type et la disponibilité de la nourriture, ainsi que par le cycle de reproduction, l'origine géographique et le lieu de capture (Zenebe et al., 1998 ; Saito, 2012 ; Romotowska et al., 2016 ; Bandarra et al., 2018 ; Li & Cheng, 2018 ; Primo et al., 2018 ; Pousis et al., 2019 ; Brauer et al., 2020 ; Gonzalez-Silvera et al., 2020 ; Souza et al., 2020). Par exemple, chez la sardine, la teneur en lipides du muscle varie de 1,2 à 18,4 g pour 100 g au cours de l'année (Bandarra et al., 1997).

Les acides gras sont des molécules lipidiques présentes dans tous les organismes vivants. Ce sont des chaînes hydrocarbonées composées d'un groupe méthyle et d'un groupe carboxylate terminal (COOH). En fonction du nombre de doubles liaisons présentes dans la chaîne hydrocarbonée, on distingue plusieurs types d'acides gras : les **acides gras saturés (AGS)**, sans double liaison, parmi lesquels l'acide palmitique (16:0) et l'acide stéarique (18:0) sont les plus courants chez les animaux ; les **acides gras mono-insaturés (AGMI)**, qui contiennent une seule double liaison ; et les **acides gras polyinsaturés (AGPI)**, caractérisés par deux doubles liaisons ou plus (Calder & Yaqoob, 2009) (Figure 1.8). Bien que la plupart des acides gras à longue chaîne puissent être synthétisés *de novo* par l'organisme, certains, appelés acides gras essentiels, doivent être apportés par l'alimentation. On distingue deux grandes familles d'acides gras essentiels, selon la position de la dernière double liaison par rapport à l'extrémité méthyle terminale de la molécule : les AGPI n-3 (oméga 3, ω3), dont le précurseur indispensable est l'acide alpha-linolénique (ALA) à partir duquel peuvent être synthétisés les acides eicosapentaénoïque (EPA) et docosahexaénoïque (DHA), et les AGPI n-6 (oméga 6, ω6), dont le précurseur majeur est l'acide linoléique (LA), également indispensable. Parmi les acides gras non essentiels, on trouve notamment l'acide oléique, un acide gras mono-insaturé majoritaire dans notre alimentation, ainsi que plusieurs acides gras saturés (AGS), notamment les acides laurique, myristique et palmitique qui, en excès, sont

athérogènes. Cependant, d'autres AGS, en particulier ceux à chaînes courtes et moyennes, n'ont pas cet effet et pourraient même avoir des effets positifs sur la santé. Les acides gras jouent un rôle crucial dans l'organisme, fournissant de l'énergie, des nutriments indispensables à la survie et à la croissance, ainsi que des éléments structurels et fonctionnels pour les membranes cellulaires (Alfaro et al., 2006).

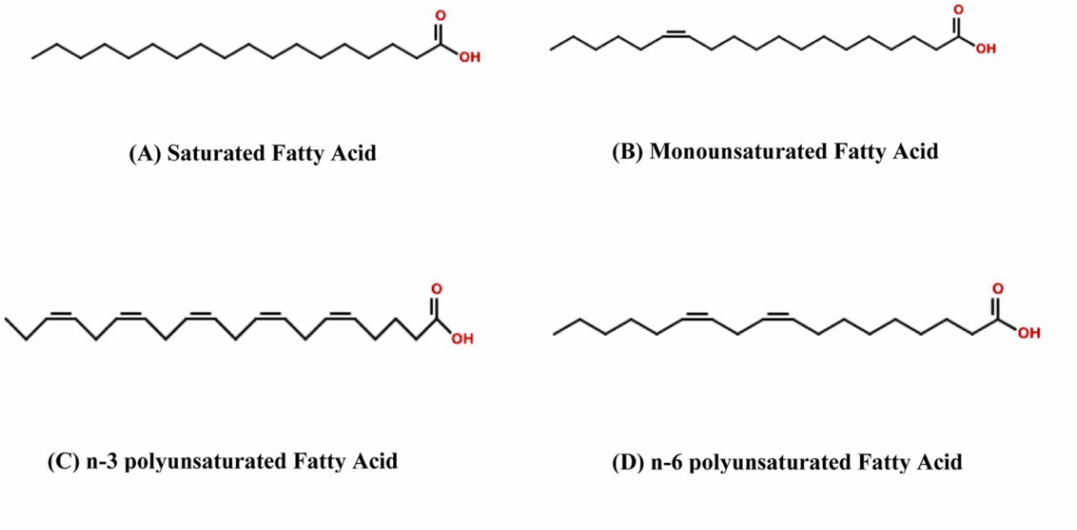


Figure 1.8. Structures des lipides. Extrait et modifié de McMullan et al., 2023.

Les poissons marins se caractérisent généralement par des niveaux élevés d'acides gras polyinsaturés oméga-3 (AGPI n-3), notamment l'EPA (20:5n3, ce qui signifie une chaîne de 20 atomes de carbone avec cinq doubles liaisons, la première se trouvant au troisième carbone à partir de l'extrémité méthyle) et le DHA (22:6n3), ce qui en fait une source précieuse pour la supplémentation en ces nutriments (Calder, 2012 ; Montesano et al., 2018 ; Mohanty et al., 2019). Il a été observé que leur concentration en oméga-3 est particulièrement élevée chez les poissons marins, notamment ceux des hautes latitudes, par rapport à ceux des régions tropicales à basses latitudes (Garrido et al., 2008). Par exemple, les espèces pélagiques provenant de régions froides, qui atteignent leur taille maximale plus lentement, présentent des concentrations d'oméga-3 plus élevées, substances reconnues pour soutenir la fonction neurologique et la santé cardiovasculaire (Calder, 2015). L'Organisation mondiale de la santé (OMS) recommande un apport quotidien de 250 à 500 mg d'EPA et de DHA combinés pour les adultes en bonne santé (FAO/OMS, 2008 ; Guerra et al., 2022). Ces acides gras sont bien connus pour leurs effets bénéfiques, notamment la réduction des facteurs de risque des maladies cardiovasculaires. Ils jouent également un rôle protecteur contre des maladies inflammatoires chroniques comme l'arthrite, le diabète, le psoriasis et l'asthme, ainsi que

contre les maladies auto-immunes (Roth & Harris, 2010 ; Bisgaard et al., 2016 ; Song et al., 2018 ; Ali et al., 2019 ; Katdare et al., 2019 ; Vieira & Vinolo, 2019 ; Zhang et al., 2019 ; Bie et al., 2020 ; Guerra et al., 2022).

1.2.3.3. Les micronutriments

Les carences en micronutriments causent environ un million de décès prématurés chaque année et, dans certains pays, elles peuvent entraîner une réduction du produit intérieur brut (PIB) pouvant atteindre 11 % (Horton & Steckel, 2013). Ces impacts significatifs soulignent l'importance de développer des politiques alimentaires axées sur l'amélioration de la nutrition, plutôt que sur une simple augmentation des volumes de production alimentaire (Haddad et al., 2016). Bien que la majorité des individus obtiennent généralement les nutriments nécessaires grâce à une alimentation variée, le poisson une source riche en micronutriments biodisponibles essentiels à la santé humaine (Kawarazuka & Béné, 2011), est souvent sous-estimé dans les stratégies nutritionnelles.

1.2.3.3.1. Les minéraux et oligo-éléments caractéristiques

Bien que les oligo-éléments ne soient présents qu'en faible quantité dans l'organisme humain, à l'état de trace, ils n'en demeurent pas moins essentiels à son bon fonctionnement. Par définition, leur concentration est inférieure à 1 mg/kg de poids corporel (Charbit, 2017). Parmi les différentes sources alimentaires, le poisson constitue une source importante d'oligo-éléments essentiels tels que le calcium (Ca), le magnésium (Mg), le potassium (K), le cuivre (Cu), le fer (Fe), l'iode (I), le sélénium (Se) et le zinc (Zn), qui agissent comme cofacteurs pour de nombreuses protéines et enzymes (Weichselbaum et al., 2013). Le contenu minéral total dans les muscles de poisson frais varie généralement de 0,6 % à 1,5 % du poids total du corps du poisson. Les muscles et les os des poissons constituent ainsi une excellente source de minéraux biodisponibles, dont environ 65 % sont stockés dans le squelette, en particulier au niveau des vertèbres (Njinkoue et al., 2016). Les variations de concentration en minéraux chez les poissons dépendent de divers facteurs, notamment l'alimentation, l'espèce et les conditions environnementales (température, saisons, salinité, localisation géographique, etc.) (Rahman et al., 2020). Par exemple, des nutriments comme le calcium, le fer et le zinc, essentiels à la croissance, à la santé et au développement humain (Black et al., 2013 ; Beal et al., 2017), se retrouvent en plus fortes concentrations dans les poissons tropicaux (Hicks et al., 2019). Dans les régions tropicales, les sols sont souvent pauvres en zinc et en calcium, ces éléments étant

facilement transportés vers la mer lors des pluies abondantes, ce qui peut enrichir les réseaux trophiques marins en ces nutriments (Lal, 2010). De manière générale, ces minéraux jouent un rôle crucial dans le maintien des fonctions corporelles, notamment l'équilibre acido-basique et la formation de l'hémoglobine (Duran et al., 2010). Ils participent aussi à l'osmorégulation, à la formation osseuse et agissent comme catalyseurs dans différentes réactions enzymatiques ou métaboliques, en tant qu'activateurs ou inhibiteurs (Njinkoue et al., 2016). En particulier, le fer est indispensable à la synthèse de l'hémoglobine dans les globules rouges, jouant un rôle clé dans le transport de l'oxygène dans le corps. La présence d'iode et de sélénium dans les poissons marins revêt une importance nutritionnelle particulière. L'iode, essentiel à la production des hormones thyroïdiennes, régule le métabolisme, la croissance et le développement mental des enfants. Le sélénium, quant à lui, joue un rôle d'antioxydant en protégeant les cellules contre les dommages oxydatifs (Pal et al., 2018). En outre, des études indiquent que le sélénium pourrait contribuer à réduire la bioaccumulation du méthylmercure dans les poissons et/ou à favoriser son élimination (Berry & Ralston, 2008). Les concentrations de sélénium sont généralement plus élevées chez les espèces vivant à de grandes profondeurs, tandis qu'elles sont plus faibles chez celles des eaux tropicales (Hicks et al., 2019). Le calcium, également présent dans le poisson, contribue à la solidité des os (formation et minéralisation) tout en favorisant le bon fonctionnement des muscles et du système nerveux (Pal et al., 2018). En moyenne, les crustacés, mollusques et poissons présentent une concentration de calcium allant de 26 à 68 mg/100 g, contre environ 14 mg/100 g dans les viandes terrestres (Tacon & Metian, 2013).

Par ailleurs, la consommation de poisson améliore la biodisponibilité des minéraux tels que le fer et le zinc, ce qui est particulièrement bénéfique dans les régimes à base de céréales et de tubercules. Même de petites quantités de poisson ajoutées à ces régimes peuvent fournir une gamme de nutriments essentiels souvent absents des régimes principalement composés de céréales et de tubercules (Kawarazuka & Bene, 2011 ; Lim et al., 2013 ; FAO, 2018a). Ainsi, dans plusieurs pays africains et asiatiques où les risques de carence en fer et en zinc sont élevés (Black et al., 2013 ; Beal et al., 2017), des espèces de poissons pêchées localement contiennent de fortes concentrations de ces minéraux (>2,5 mg pour 100 g de fer et >1,8 mg pour 100 g de zinc dans la portion crue et comestible) (Hicks et al., 2019). Cela suggère qu'une portion moyenne de poisson (100 g) pourrait fournir environ la moitié de l'apport quotidien recommandé (RDA) de fer et de zinc pour un enfant de moins de 5 ans dans ces régions, où les préoccupations sanitaires publiques sont cruciales (Hicks et al., 2019). Dans la région des

Caraïbes, où la prévalence des carences en calcium est également élevée (Black et al., 2013), certaines espèces pêchées présentent des concentrations de calcium élevées (>200 mg pour 100 g de portion crue et comestible), contribuant ainsi à combler ces carences (Hicks et al., 2019).

1.2.3.3.2. Les vitamines

Les poissons constituent une source importante de vitamines essentielles pour la santé humaine (Pal et al., 2018). Les vitamines présentes dans les produits aquatiques se divisent en deux catégories principales : d'une part, les vitamines liposolubles (A, D et E), présentes dans les tissus gras de l'animal, et d'autre part, certaines vitamines hydrosolubles (B12, B6 et C), localisées dans le muscle. La concentration en vitamines dans la chair des poissons varie considérablement selon l'espèce, la saison et la zone géographique d'habitat, toutefois, comme pour les lipides, l'apport alimentaire reste le principal facteur influençant cette variation (Pal et al., 2018). Certaines espèces de poissons se distinguent par leur teneur élevée en vitamines spécifiques, essentielles au bon fonctionnement de l'organisme humain. Parmi les vitamines liposolubles figure la vitamine A, importante pour la croissance et le développement des enfants. Les concentrations de vitamine A sont généralement plus faibles chez les espèces des régions froides, notamment celles présentant des niveaux trophiques élevés et des formes corporelles courtes (Hicks et al., 2019). La vitamine E a également fait l'objet d'une attention particulière en raison de ses propriétés antioxydantes (Frigg et al., 1990 ; Chaiyapechara et al., 2003). Le poisson constitue aussi une source significative de vitamine D, un nutriment rare dans de nombreux autres aliments (Holick, 2008 ; Nøstbakken et al., 2021), ce qui confère au poisson un rôle essentiel dans la prévention de diverses maladies. En effet, une carence en vitamine D est associée à une augmentation du risque de diabète, à l'aggravation de certains cancers ainsi qu'à une hausse des maladies auto-immunes et cardiovasculaires (Holick, 2008 ; Norman, 2008).

En ce qui concerne les vitamines hydrosolubles, leur teneur dans la chair de poisson augmente avec l'apport alimentaire jusqu'à atteindre un plateau, correspondant à la saturation des capacités de stockage du tissu musculaire. La chair de poisson est particulièrement riche en vitamine B12 et se distingue des autres aliments d'origine animale par sa teneur élevée en vitamine B6. La vitamine B12 est indispensable à la synthèse de l'ADN et à la production d'énergie au niveau cellulaire (O'Leary & Samman, 2010). Bien que les autres vitamines du groupe B y soient présentes en quantités plus modestes, elles contribuent tout de même à

couvrir une partie des besoins nutritionnels des consommateurs (Pal et al., 2018). En particulier, la teneur en vitamine B1 est plus élevée dans le muscle rouge et se révèle plus importante chez les espèces d'eau douce que chez les poissons marins, tandis que la vitamine B2 est plus abondante dans la chair des poissons marins. Enfin, il convient de noter que la chair de poisson est pauvre en vitamine C (1 à 5 mg/100 g), les poissons étant incapables de la synthétiser et ne l'obtenant que par leur alimentation (Médale et al., 2008).

1.3. Généralités sur les polluants

Les activités humaines, y compris l'augmentation des activités industrielles, ont entraîné une pollution de l'environnement à l'échelle planétaire par de nombreux polluants de natures diverses. Depuis le siècle dernier, le développement des industries chimiques organiques a conduit à une forte augmentation de la dispersion d'un grand nombre de produits chimiques, tels que des composés métalliques et les polluants organiques persistants (POP).

1.3.1. Les éléments traces métalliques (ETM)

1.3.1.1. Définition et caractéristiques des ETM

L'expression usuelle "métaux lourds" désigne les éléments métalliques ayant une densité relativement élevée par rapport à l'eau, généralement associée à une toxicité importante (Ansari et al., 2004 ; Tchounwou et al., 2012). Bien que présents dans tous les compartiments de l'environnement, les métaux se trouvent généralement en quantités très faibles, typiquement de l'ordre de quelques ppb à moins de 10 ppm, ce qui les classe alors comme des « métaux traces » (Tchounwou et al., 2012). Le terme de « métaux lourds » est discutable car certains métaux ne sont pas nécessairement « lourds » (par exemple, le Zinc (Zn), l'Aluminium (Al) ou encore le Nickel (Ni)). De plus, certains éléments inorganiques toxiques ne sont pas forcément des métaux, comme l'arsenic (As), qui est un métalloïde. Pour ces raisons, la communauté scientifique préfère utiliser le terme « **Éléments Traces Métalliques** » (ETM) (Duffus, 2002), qui regroupe les métaux et métalloïdes dont la concentration est inférieure à 1 $g.kg^{-1}$ de matière sèche dans la croûte terrestre ou inférieure à 0,1 $g.kg^{-1}$ de matière sèche chez les organismes vivants. Ces éléments peuvent être classés en essentiels ou non essentiels en fonction de leur rôle dans les processus biochimiques et physiologiques (Goyer et al., 2004). Selon l'Organisation mondiale de la santé (OMS), certains d'entre eux, comme l'iode (I), le zinc (Zn),

le sélénium (Se), le fer (Fe), le cuivre (Cu), le chrome (Cr) et le molybdène (Mo), sont des oligo-éléments essentiels au développement des organismes. D'autres éléments traces peuvent avoir des effets bénéfiques ou être essentiels, comme le manganèse (Mn) et le cobalt (Co) mais à des concentrations élevées, ils peuvent présenter des risques de toxicité (Amiard, 2011). En revanche, d'autres, comme le cadmium (Cd), le mercure (Hg) et le plomb (Pb), sont toxiques même à des doses très faibles et n'ont aucune fonction biologique essentielle (Goyer et al., 2004). Bien que présentes naturellement dans l'environnement, les concentrations en ETM ont augmenté au cours des dernières décennies, notamment dans les zones impactées par les activités anthropiques (Aziz et al., 2023). Considérés comme métabolisables (El Nemr et al., 2016), ces contaminants sont largement répandus dans l'environnement et peuvent représenter des risques tant pour les écosystèmes que pour les espèces qu'ils abritent (Baby et al., 2010 ; Boyd, 2010).

1.3.1.2. Sources d'ETM dans l'environnement marin

De nos jours, la pollution aquatique constitue une préoccupation majeure, particulièrement dans les zones côtières soumises à une forte croissance démographique et une urbanisation rapide (Creel, 2003 ; Neumann et al., 2015 ; Mok et al., 2023). Un large éventail de contaminants, d'origine naturelle et anthropique, affecte l'environnement marin. Les ETM, naturellement présents dans la croûte terrestre, rejoignent principalement le milieu océanique par diverses voies. Les principales sources comprennent les fleuves, qui drainent les éléments de leurs bassins versants suite à l'altération et à l'érosion des roches sous-jacentes (He et al., 2005 ; Mohammed et al., 2011). Les apports atmosphériques, résultant du transport éolien de particules, notamment celles de moins de 10 µm, constituent également une source significative d'ETM. Le volcanisme peut contribuer de manière ponctuelle mais significative à ces apports atmosphériques (Olgun et al., 2011). Enfin, les infiltrations d'eaux souterraines et les sources hydrothermales peuvent constituer des apports localement importantes dans certaines régions, surtout pour certains métaux comme le fer, le zinc, l'arsenic ou le manganèse (Tagliabue et al., 2010).

Cependant, la majeure partie de la pollution par les ETM est issue des activités humaines. Parmi les principales sources, on peut citer notamment l'exploitation minière, la production et l'utilisation industrielles (incluant les opérations de fusion des métaux), les eaux usées et émissions atmosphériques de toutes sortes, ainsi que l'utilisation domestique et

agricole de divers produits possédant des composés métalliques (Velusamy et al., 2014 ; Liu et al., 2015 ; Arulkumar et al., 2017 ; Younis et al., 2021). Les sources industrielles, telles que les usines métallurgiques, la combustion du charbon dans les centrales électriques, la combustion du pétrole (centrales thermiques et véhicules automobiles, etc.), ainsi que les industries du plastique, du textile, de la microélectronique et de la pâte à papier, sont considérées comme des sources majeures de pollution métallique (Arruti et al., 2010 ; Velusamy et al., 2014 ; Liu et al., 2015 ; Arulkumar et al., 2017 ; Younis et al., 2021). Les effluents contaminés des eaux usées jouent un rôle crucial dans le transfert des ETM vers l'environnement aquatique, y compris *via* les nappes phréatiques. Dans ces eaux usées, les ETM peuvent se présenter sous forme colloïdale (oxydes et silicates) ou dissoute (sulfures et carbonates), mais la plupart sont associés à la matière particulaire en suspension (INERIS, 2004). Les lixiviats provenant des décharges constituent également une source importante de polluants toxiques (Toufexi et al., 2013), notamment le plomb (Pb) et le cadmium (Cd) issus des batteries. Une fois libérés dans l'environnement marin, les ETM sont soumis à de multiples facteurs physico-chimiques qui influent sur leur forme et leur distribution entre la phase particulaire et la phase dissoute (Chovanec et al., 2003). Dans des conditions environnementales réelles, les ETM ont une faible solubilité dans l'eau et restent principalement associés à la phase solide, particulaire et colloïdale, expliquant ainsi leur accumulation prédominante dans les sédiments et certains organismes filtreurs (INERIS, 2004). Les métaux figurent parmi les polluants potentiellement dangereux dans les écosystèmes aquatiques en raison de leur nature non biodégradable et de leur capacité à s'accumuler dans les systèmes aquatiques. Bien que certains métaux soient essentiels à faibles concentrations et puissent être métabolisés par les organismes, d'autres sont toxiques et peuvent être transmis à l'homme par le biais de la chaîne alimentaire (Dural et al., 2007 ; Sofoulaki et al., 2019 ; Kalantzi et al., 2019 ; Varol et al., 2022).

1.3.1.3. Les ETM dans les organismes aquatiques

Bien qu'il soit connu que les concentrations d'éléments dans l'eau et les sédiments ne prédisent pas nécessairement les niveaux de ces contaminants dans les organismes vivants (Campanella et al., 2001 ; Wang et al., 2010), la biosurveillance utilisant des espèces appartenant à différents groupes taxonomiques avec des niches écologiques ou des niveaux trophiques distincts permet une évaluation plus complète de l'étendue de toute contamination (Pérez-Cadahía et al., 2004 ; Diop et al., 2016 ; Briand et al., 2018 ; Fey et al., 2019). Comme le montre Burger (2006), les plantes, les invertébrés et les poissons sont de bons bioindicateurs

de pollution. Les invertébrés aquatiques sont connus pour leur capacité à accumuler de grandes quantités de métaux essentiels et non essentiels dans leurs tissus tout en survivant dans des environnements pollués (Rainbow, 2002). Parmi les invertébrés, les mollusques bivalves jouent un rôle primordial dans l'évaluation des niveaux de contamination de l'eau en raison de leur capacité à concentrer les contaminants (Langston et al., 1998). L'exposition de ces invertébrés filtreurs aux polluants entraîne la capture de ces éléments par des mécanismes liés à leur capacité de filtration. Par conséquent, les mollusques bivalves peuvent bioaccumuler des quantités substantielles de métaux toxiques dans leurs organes sans effets négatifs apparents (Mouneyrac et al., 1998). Cependant, l'évaluation complète de la contamination nécessite également de considérer les prédateurs marins au sommet de la chaîne alimentaire, qui, en raison de leur position trophique élevée et de leur longue durée de vie, peuvent bioaccumuler de fortes concentrations d'éléments métalliques tels que le cadmium (Cd) et le mercure (Hg) dans leurs tissus (voir e.g., Adams & McMichael, 1999). Dans ce contexte, les poissons sont particulièrement utiles pour évaluer l'état de contamination et la distribution des polluants, notamment s'ils sont sédentaires ou même territoriaux, vivant dans des habitats benthiques et occupant un haut niveau trophique (voir e.g, Kojadinovic et al., 2007 ; Dierking et al., 2009 ; Briand et al., 2014). Ainsi, les poissons sont utilisés comme des bioindicateurs efficaces pour évaluer la contamination dans les écosystèmes marins (Ashraf et al., 2012 ; Canpolat et al., 2016 ; Varol & Sünbül, 2019 ; Ge et al., 2020 ; Varol et al., 2022).

Un des facteurs régissant l'absorption des ETM par les organismes marins est la biodisponibilité du métal, laquelle dépend elle-même des conditions physico-chimiques de l'environnement (Rainbow, 1985 ; Chovanec et al., 2003 ; Ali et al., 2019). Cette biodisponibilité dans le milieu marin est contrôlée par des paramètres abiotiques tels que le pH, la température, la concentration en oxygène et la salinité. L'influence de ces paramètres physico-chimiques sur la spéciation des métaux, leur toxicité et leur absorption est bien connue et largement documentée (Campbell et al., 2002 ; Chovanec et al., 2003 ; Ansari et al., 2004 ; Jakimska et al., 2011 ; Tchounwou et al., 2012 ; Rüdel et al., 2015). Par exemple, l'augmentation de la température, la diminution de l'oxygène et la stimulation métabolique lors de la reproduction ou du stress chez les poissons entraîne une ventilation branchiale accélérée et donc une absorption accrue des substances toxiques (Chovanec et al., 2003). De plus, les mêmes facteurs abiotiques qui influencent la biodisponibilité, l'absorption et la toxicité des métaux peuvent également affecter leur accumulation. L'exposition des organismes marins aux ETM peut également se faire par des voies directes et indirectes (Merciai et al., 2014 ; Varol

et al., 2017 ; Li et al., 2021 ; Vetsis et al., 2021 ; Pan et al., 2022). Les voies directes, comme *via* les échanges respiratoires et dermiques, dépendent des éléments présents en phase dissoute dans l'eau (Muhammad & Ahmad, 2020).

Cependant, l'alimentation reste la principale voie directe d'exposition (Merciai et al., 2014 ; Varol et al., 2017 ; Li et al., 2021 ; Vetsis et al., 2021 ; Pan et al., 2022). Une fois absorbés, les métaux sont transportés *via* le sang vers des organes tels que les branchies, le foie et les reins, où ils peuvent être stockés. Les niveaux des ETM accumulés dans différents tissus de poisson peuvent différer considérablement en raison des différents mécanismes métaboliques. En effet, l'accumulation des ETM dans différents tissus révèle diverses implications (Ge et al., 2020). Par exemple, les branchies et le foie accumulent des niveaux plus élevés de métaux par rapport aux muscles (Kalantzi et al., 2019 ; Varol et al., 2020 ; Tanır, 2021 ; Pan et al., 2022). Les niveaux élevés d'ETM dans les branchies peuvent être attribués à l'activité métabolique intense des branchies et à leur contact constant et direct avec l'eau (Kalantzi et al., 2019 ; Vetsis et al., 2021 ; Pan et al., 2022). Le foie joue un rôle majeur dans l'absorption, le stockage et la détoxification des ETM et reflète l'exposition passée du poisson aux ETM (Kalantzi et al., 2019 ; Vetsis et al., 2021 ; Pan et al., 2022). Cependant, la plupart des études sur les accumulations de métaux dans le poisson se sont principalement concentrées sur le tissu musculaire, car c'est la principale partie comestible du poisson consommée par l'homme (Ge et al., 2020 ; Varol et al., 2020). La concentration d'ETM dans les organismes marins dépend également de multiples facteurs biotiques tels que la taille, l'âge, le sexe, le statut de reproduction, le taux de croissance, la capacité métabolique, et le niveau trophique (Canli & Atli, 2003 ; Yılmaz et al., 2010 ; Velusamy et al., 2014 ; Arulkumar et al., 2017 ; Ge et al., 2020 ; Tanır, 2021 ; Vetsis et al., 2021 ; Younis et al., 2021). L'habitat de l'espèce est un paramètre très important car il définit bien souvent les items alimentaires potentiellement disponibles selon les caractéristiques (fonds meubles ou fonds durs) et l'état du milieu (pollué ou non). Par exemple, les espèces vivant dans la colonne d'eau se contaminent principalement *via* l'alimentation et secondairement *via* les voies cutanées et respiratoires. Par comparaison, les espèces benthiques ingèrent fréquemment du matériel sédimentaire, accidentellement en prélevant des proies sur le sédiment ou enfouies, ou bien peuvent se contaminer en s'enfouissant eux-mêmes par exemple pour échapper à un prédateur. Il a été démontré que les sédiments peuvent agir à la fois comme des puits et des sources de contaminants métalliques (Briand et al., 2018 ; Fey et al., 2019) et peuvent donc être utilisés comme géo-marqueurs pour identifier les sources potentielles de pollution (Rajeshkumar et al., 2018 ; Ribeiro et al., 2018 ;

Chuan & Yunus, 2019). Par conséquent, les espèces benthiques sont globalement et potentiellement plus exposées aux contaminants que les espèces pélagiques (Kerambrun et al., 2012 ; Rajeshkumar et al., 2018).

1.3.2. Les polluants organiques persistants (POP)

Les activités humaines, y compris l'essor industriel, ont entraîné une pollution environnementale généralisée due à divers agents contaminants (Groffen et al., 2021). En particulier, depuis le siècle dernier, la croissance des industries chimiques organiques a conduit à une multiplication de la production de nombreux composés, dont les polluants organiques persistants (POP) (Groffen et al., 2021). Ces derniers comprennent notamment les pesticides organochlorés (POCs) tels que l'hexachlorobenzène (HCB), le dichlorodiphényltrichloroéthane (DDT) et les chlordanes, ainsi que les éthers diphényliques polybromés (EDPB), les polychlorobiphényles (PCB) et les acides per- et polyfluoroalkylés (PFAS). Un grand nombre de ces POP sont des produits chimiques toxiques, largement dispersés dans les écosystèmes terrestres, marins et dans l'atmosphère (Houde et al., 2006 ; Dominguez et al., 2011). En raison de leur dissémination à l'échelle mondiale, ces polluants ont attiré l'attention de la communauté scientifique (Fernández & Grimalt, 2003 ; Jaspers et al., 2014 ; Michelangeli et al., 2022). Ce sont des substances chimiques halogénées ayant un potentiel de bioaccumulation et de bioamplification (Buck et al., 2011 ; Verhaert et al., 2017 ; Briand et al., 2018 ; Fey et al., 2019 ; Groffen et al., 2021). Leurs propriétés physico-chimiques, telles que la lipophilicité, la semi-volatilité et la résistance à la dégradation physique, chimique et biologique, leur permettent d'être transportées sur de longues distances, entraînant ainsi la contamination de zones éloignées de celles où elles ont été utilisées ou produites (Polder et al., 2014). Ces polluants, transportés par les courants océaniques, les apports fluviaux et les vents vers des zones sensibles comme les récifs coralliens, peuvent s'intégrer dans les réseaux trophiques et s'accumuler dans les poissons et les mollusques comestibles exploités (Hédouin et al., 2009 ; Metian et al., 2013 ; Polder et al., 2014 ; Fey et al., 2019).

1.3.2.1. Les pesticides

1.3.2.1.1. Nature et propriétés physico-chimiques des pesticides

Les pesticides constituent un ensemble de composés chimiques destinés à prévenir, éliminer, repousser ou atténuer les organismes nuisibles en agriculture, notamment les micro-organismes tels que les bactéries, les champignons et les virus, ainsi que des insectes, des nématodes etc, tous regroupés sous le terme de « ravageurs », et certains végétaux (les « mauvaises herbes »). En outre, les pesticides peuvent également servir de régulateurs de croissance des plantes (pour stimuler ou retarder la croissance), de défoliants (causant la chute des feuilles ou du feuillage), de dessiccants (pour accélérer artificiellement le séchage des tissus végétaux) et de stabilisateurs d'azote (pour inhiber les processus de nitrification, de dénitrification, de volatilisation de l'ammoniac ou de production d'uréase en affectant les bactéries du sol) (Abhilash & Singh, 2009 ; Kim et al., 2017 ; Sabarwal et al., 2018 ; Environmental Protection Agency, 2019 ; Rohani, 2023). Ils englobent les insecticides, les herbicides, les nématicides, les fongicides, les molluscicides, les rodenticides, les régulateurs de croissance des plantes et d'autres composés (Abdel Khalek et al., 2018 ; Zhan et al., 2020 ; Bhatt et al., 2021 ; Zhang et al., 2021). Les herbicides représentent globalement 47,5 % des pesticides utilisés dans le monde, suivis des insecticides à 29,5 %, des fongicides à 17,5 % et d'autres types à 5,5 % (Gill & Garg, 2014 ; Zhang, 2018 ; Sharma et al., 2019). L'OMS classe les pesticides en fonction de leur toxicité ou de leurs effets nocifs, avec une priorité accordée à la santé publique.

1.3.2.1.2. Les pesticides dans l'environnement aquatique

Au cours des dernières décennies, avec le développement rapide des systèmes de production agricole pour répondre à la demande croissante de la population, l'utilisation des pesticides s'est également considérablement intensifiée (Omer et al., 2010 ; Sabir et al., 2013 ; Hakeem, 2015 ; Pierart et al., 2015 ; Rohani, 2023). Ces produits chimiques ne se limitent pas aux organismes ciblés, mais affectent l'ensemble de l'environnement, incluant l'atmosphère, le sol, ainsi que les eaux souterraines et de surface (Nsibande & Forbes, 2016), entraînant ainsi la contamination des écosystèmes aquatiques (Taha et al., 2014). Cette utilisation massive et répétée des pesticides a provoqué la dégradation des écosystèmes aquatiques sous diverses formes, telles que la lixiviation, la dérive, le drainage et le ruissellement (Cerejeira et al., 2003). L'ampleur de l'introduction des pesticides dans les systèmes aquatiques dépend de divers facteurs géologiques et climatiques, tels que l'inclinaison (pente) des terres agricoles, l'hydrographie, l'intensité des précipitations, ainsi que l'humidité et la nature du sol (Schulz, 2004). En raison des applications répétées de pesticides, les modifications physico-chimiques

des propriétés de l'eau augmentent de manière significative, entraînant des altérations dans la biologie cellulaire et biochimique des communautés aquatiques (Tresnakova et al., 2021).

1.3.2.2. Les PCBs

1.3.2.2.1. Description et historique de production

Les polychlorobiphényles (PCB) sont des composés aromatiques organochlorés dérivés du biphényle, synthétisés sous forme de mélanges, de formule chimique $C_{12}H_{(10-n)}Cl_n$ (avec $1 \leq n \leq 10$). Ils forment une famille de composés ayant la même structure chimique (chaque noyau phényle pouvant comporter jusqu'à 5 atomes de chlore en substitution des atomes d'hydrogène ; Figure 1.9). Ainsi, il existe 10 degrés de chloration allant du monochlorobiphényle au décachlorobiphényle (PIREN Seine, 2009 ; Dargnat & Fisson, 2010). Les PCB constituent un ensemble de 209 congénères individuels de noyaux biphényle chlorés, présentant diverses propriétés physico-chimiques et toxicologiques en fonction du nombre et de la position des atomes de chlore sur la molécule (Borja et al., 2005 ; Shang et al., 2016). Chaque congénère de PCB est ainsi habituellement défini par un numéro entre 1 et 209, selon la nomenclature de l'IUPAC (International Union of Pure and Applied Chemistry). Ces composés, caractérisés par leur nature largement non polaire, non ionisable et hydrophobe, ont tendance à s'accumuler principalement dans les tissus riches en lipides (Elskus et al., 2005 ; Maisano et al., 2016 ; Visha et al., 2018). En raison de leur toxicité élevée, de leur faible solubilité dans l'eau, de leur lipophilie, de leur résistance à la dégradation et de leur dispersion répandue, les PCB sont persistants dans l'environnement, exerçant des effets néfastes sur la santé humaine et les écosystèmes (Malisch & Kotz, 2014 ; Fernandez-Gonzalez et al., 2015 ; Ravenscroft et al., 2018). Par exemple, et selon le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC), les PCB sont des agents cancérogènes probables pour l'homme.

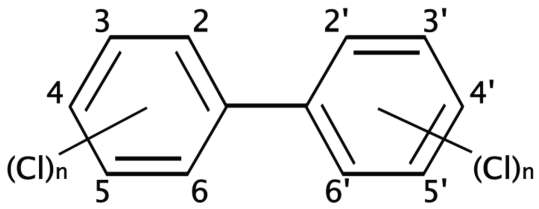


Figure 1.9. Configuration chimique des PCB. Les atomes de chlore peuvent substituer les atomes d'hydrogène aux positions 2, 2′, 6 ou 6′ (ortho), 3, 3′, 5, 5′ (meta) ou 4, 4′ (para). Extrait et modifié d'après Borja et al., 2005.

La production de PCB a débuté en 1928 (De Voogt & Brinkman, 1989). Face aux préoccupations concernant leur impact et leur persistance dans l'environnement, leur production, utilisation et importation ont été interdites en Suède en 1970 et au Japon en 1972. Aux États-Unis, la fabrication, le traitement et la distribution des PCB ont été proscrites par la loi sur le contrôle des substances toxiques (Toxic Substances Control Act) en 1976 (Borja et al., 2005), au Royaume-Uni en 1981, et dans le reste de l'Union européenne en 1987 (NOAA, 2021). Les PCB ont été largement utilisés en raison de leurs excellentes propriétés physiques et chimiques, notamment leur stabilité chimique, leur résistance au feu, leur faible conductivité électrique, ainsi que leur forte résistance à la chaleur, aux oxydants et à divers produits chimiques (PNUE, 2010). Ils ont trouvé de nombreuses applications industrielles et commerciales, comme les fluides diélectriques pour les condensateurs et les transformateurs électriques (Ling et al., 2008), les plastifiants pour les plastiques (Yu et al., 2020), les encres d'imprimerie (Terzaghi et al., 2018), les peintures et les lubrifiants (Zhao et al., 2017), les fluides hydrauliques (Guerra et al., 2019), les adhésifs (Qiao et al., 2019), les mastics (Cao et al., 2019), les agents de laminage et d'imprégnation (Terzaghi et al., 2018 ; Lin et al., 2020), ainsi que comme additifs dans le ciment et le plâtre (Sun et al., 2016).

1.3.2.2.2. Les PCB dans l'environnement aquatique

Bien que la production et l'utilisation des PCB soient désormais interdites, ils continuent de contaminer l'environnement marin en se lixiviant à partir des sites d'enfouissement (déchets électriques et de mobilier), des eaux usées industrielles et des sous-produits d'incinération des déchets, à travers des mécanismes tels que les déversements ou les rejets directs, le transport atmosphérique (dépôt humide et sec) et la remise en suspension des sédiments lors des précipitations (Del Vento & Dachs, 2007 ; Ma et al., 2018 ; Chakraborty et al., 2022 ; Luarte et al., 2022). Les PCB sont présents dans tous les compartiments de la biosphère, exposant ainsi une grande partie des organismes vivants à ces contaminants (Safe, 1993 ; Van den Berg et al., 2006).

1.3.2.3. Influence des POP sur la biologie et la physiologie des organismes aquatiques

Les polluants organiques persistants (POP), tels que les PCB et les pesticides, influencent de manière significative la biologie et la physiologie des organismes aquatiques, provoquant des effets variés sur leur santé et leur fonctionnement. Les poissons accumulent

des PCB (Nfon & Cousins, 2006 ; Howell et al., 2008 ; Maisano et al., 2013, 2016 ; Cappello et al., 2018) soit à partir de l'environnement, à travers leurs tissus épithéliaux/dermiques ou leurs branchies (Antunes & Gil, 2004), soit par l'ingestion de proies (Mackay & Fraser, 2000 ; Visha et al., 2018). Une fois ingérés par un organisme, les PCB se diffusent dans tous les tissus, avec une concentration plus élevée dans ceux riches en lipides. De plus, le transport et le stockage des PCB varient en fonction des congénères, certains étant métabolisables (par exemple, les PCB-28, 52, 101 et 118), ce qui influence leur distribution dans les organes (Boon & Duinker, 1985 ; Monosson et al., 2003). Chez les poissons, les PCB ont divers effets néfastes, notamment la perturbation de la maturation des ovocytes (Örn et al., 1998 ; Monosson et al., 1994 ; Khan & Thomas, 2006 ; Foekema et al., 2008 ; Daouk et al., 2011), de la fonction hépatique (Celander & Förlin, 1995 ; Örn et al., 1998), et de la fonction rénale, entraînant une diminution de la synthèse de cortisol (Blom & Förlin, 1997 ; Quabius et al., 1997), ainsi que des perturbations du système endocrinien (Buckman et al., 2007). Les concentrations de congénères de PCB dans les organismes aquatiques sont influencées par une multitude de facteurs, notamment le sexe, la taille, le type de tissu, le statut de reproduction, le métabolisme et la localisation géographique (Buckman et al., 2007 ; Fillmann et al., 2007 ; Jepson et al., 2016 ; Zhang et al., 2016 ; Williams et al., 2020).

De manière similaire, les pesticides sont considérés comme extrêmement toxiques car ils persistent dans l'environnement et s'accumulent dans les organismes (Araújo et al., 1999 ; Glynn et al., 1995 ; Porter et al., 2018 ; Rohani, 2023). Même à des concentrations très faibles, ces agents toxiques ou leurs résidus ont des impacts néfastes sur la croissance et les processus physiologiques des organismes vivants (Damalas & Eleftherohorinos, 2011). La bioaccumulation des pesticides chez les organismes aquatiques est déterminée par plusieurs facteurs tels que l'espèce, la taille, la composition chimique des pesticides, la quantité utilisée, les conditions météorologiques, ainsi que le niveau de contamination préexistant dans les milieux aquatiques concernés (Banaee, 2013 ; Ullah & Zorriehzahra, 2015). La bioamplification de ces pesticides entraîne des effets néfastes à long terme chez les poissons, voire la mort en cas de conditions extrêmes (Ferrari et al., 2004 ; Ballesteros et al., 2011). La contamination par les pesticides induit plusieurs modifications hémato-biochimiques ainsi que des altérations histopathologiques de divers organes importants tels que les branchies, le foie, les reins et le cerveau chez les poissons, perturbant ainsi leurs activités (Malik & Maurya, 2014). Les pesticides peuvent aussi affecter négativement la santé des poissons en perturbant divers mécanismes métaboliques et physiologiques importants (Ullah & Zorriehzahra, 2015).

Par exemple, cette toxicité peut entraîner la mutagenèse, la carcinogenèse et des anomalies de la reproduction (Aktar et al., 2009 ; Malik & Maurya, 2014). Ce phénomène pose un problème sérieux de santé publique, car les êtres humains sont les consommateurs finaux des poissons contaminés (Chebbi & David, 2011).

1.3.2.4. Réglementation relative aux POP

Dès les années 1940, la toxicité du DDT pour les mammifères, les poissons et d'autres organismes a été rapportée dans divers articles scientifiques (Lillie & Smith, 1944 ; Case, 1945 ; Haymaker et al., 1946 ; Ginsburg, 1947 ; Mitchell et al., 1953). De plus, des PCB ont été détectés dans l'environnement dès 1966 (Jensen, 1966). La prise de conscience de la pollution et des effets toxiques causés par les polluants organiques persistants (POP) a conduit plusieurs États à mettre en place un cadre juridique commun, visant à réduire, voire éliminer, l'émission de ces substances. La persistance, la toxicité des POP, et surtout leur capacité à se propager sur de longues distances, constituent une menace pour l'environnement et la santé humaine à l'échelle mondiale, y compris dans des régions où ils n'ont jamais été utilisés. La limitation de leurs rejets nécessite donc une action concertée à l'échelle internationale. Un premier pas fut la convention sur la pollution atmosphérique transfrontalière à longue distance, adoptée à Genève le 13 novembre 1979 et entrée en vigueur en 1983. C'est dans ce contexte que deux textes internationaux majeurs ont été élaborés :

Le **Protocole d'Aarhus**, signé en juin 1998 par trente-neuf États dans le cadre de la Convention de Genève sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance, sous l'égide de la Commission économique des Nations Unies pour l'Europe (CEE-ONU), a été ratifié par la France et est entré en vigueur en octobre 2003. Ce protocole se concentre sur une liste de 16 substances identifiées selon des critères de risque convenus, incluant onze pesticides, deux produits chimiques industriels et trois sous-produits/contaminants, dont huit ont été bannies (comme l'aldrine, le chlordane, le mirex, etc.). Une élimination ou restriction était prévue pour cinq substances à une échéance plus lointaine (comme le DDT, l'hexachlorocyclohexane (HCH), les PCB). Ces critères de risque se réfèrent aux caractéristiques des substances telles que leur persistance dans l'environnement, leur toxicité et leur capacité à se propager. L'objectif du protocole d'Aarhus est de lutter contre les rejets, les émissions et les fuites de POP, en visant leur réduction voire leur élimination. Le Protocole inclut également des dispositions pour la gestion des déchets des produits interdits. En outre, il

oblige les Parties à réduire leurs émissions de dioxines, furannes, hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et hexachlorobenzène (HCB) en dessous de leur niveau de 1990 (ou d'une autre année comprise entre 1985 et 1995). Des valeurs limites spécifiques sont également fixées pour l'incinération des déchets municipaux, dangereux et médicaux.

En 2001, la **Convention de Stockholm** sur les POP a été adoptée lors d'une Conférence des plénipotentiaires tenue le 22 mai 2001 par 92 pays. Ce traité, négocié sous l'égide du Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE), s'appuie sur le Protocole d'Aarhus de 1998, en étendant les efforts de lutte contre les POP à l'échelle mondiale. Son objectif est de protéger la santé humaine et l'environnement des polluants organiques persistants et de leurs effets négatifs. Elle est entrée en vigueur le 17 mai 2004. La Convention oblige les pays signataires à prendre des mesures pour réduire ou éliminer les rejets de POP provenant de productions et/ou d'utilisations intentionnelles, ainsi que de productions non intentionnelles, et à gérer les rejets émanant de stocks et de déchets. Elle impose également l'élaboration d'un plan d'action pour détailler les progrès réalisés dans la mise en œuvre de ces obligations. La Convention de Stockholm concerne principalement vingt-six substances ou groupes de substances considérées comme les plus problématiques des POP. Quinze d'entre elles sont des pesticides, dont l'aldrine, le chlordane, la chlordécone, le DDT, la dieldrine, l'endrine, l'endosulfan, l'heptachlore, l'hexachlorobenzène (HCB), l'hexachlorocyclohexane (α-HCH, β-HCH), le lindane (γ-HCH), le mirex, le pentachlorobenzène (PeCB) et le toxaphène. D'autres sont des produits chimiques industriels (l'hexachlorobenzène ; HCB), les PCB, l'octabromodiphényléther commercial, le pentabromodiphényléther commercial, le perfluorooctane sulfonyle (PFOS), l'hexabromobiphényle (HBB) et le pentachlorobenzène (PeCB). Enfin, il y a des sous-produits chimiques involontaires, tels que les dibenzo-dioxines et les dibenzofuranes polychlorés, le PFOS et le PeCB. Les vingt-six POP peuvent être classés en deux catégories selon leur mode de production : la première regroupe les substances de synthèse délibérément dispersées dans l'environnement, tandis que la seconde inclut les polluants organiques persistants formés de manière non intentionnelle, principalement liés aux activités industrielles de combustion. Les dioxines (PCDD) et les furannes (PCDF) font partie de ce deuxième groupe, alors que les PCB, le pentachlorobenzène (PeCB) et l'hexachlorobenzène figurent dans les deux catégories. En France, pour les rejets de dioxines et furannes, il est obligatoire d'émettre moins de 1 800 g-ITEQ (International Toxic Equivalent Quantity) par an. En 2018, les émissions totales françaises de PCCD-F étaient de 97 g-ITEQ, soit une baisse de 95 % par rapport aux rejets de 1990 (Citepa, 2020).

En 2009, les Parties au Protocole sur les POP ont adopté les décisions 2009/1 et 2009/2, modifiant le Protocole pour y inclure sept nouvelles substances : l'hexachlorobutadiène, l'éther octabromodiphénylique, le pentachlorobenzène, l'éther pentabromodiphénylique, les sulfonates de perfluorooctane, les naphtalènes polychlorés et les paraffines chlorées à chaîne courte. De plus, les obligations concernant le DDT, l'heptachlore, l'hexachlorobenzène et les PCB ont été révisées, ainsi que les valeurs limites d'émission (VLE) pour l'incinération des déchets. Afin de faciliter la ratification du Protocole par les pays en transition économique, des flexibilités ont été introduites concernant les délais d'application des VLE. Depuis la dernière révision du PNMO (Plan National de Mise en Œuvre) en 2015, six nouveaux POP ont été introduits dans les annexes de la Convention de Stockholm et dans les annexes du Règlement (UE) 2019/1021 du Parlement européen et du Conseil du 20 juin 2019 concernant les polluants organiques persistants.

1.3.3. Bioaccumulation, bioconcentration et bioamplification

1.3.3.1. La bioaccumulation

La **bioaccumulation** est exprimée comme le rapport entre la concentration du métal étudié dans l'organisme et sa concentration dans l'environnement (eau/sédiments) (Thomann et al., 1995 ; Arnot & Gobas, 2006 ; Jayaprakash et al., 2015). Elle prend en compte l'absorption par toutes les voies d'exposition possibles dans l'environnement naturel, comprenant l'absorption alimentaire, respiratoire et cutanée, et se mesure à l'aide du **facteur de bioaccumulation (BAF)** (Mackay & Fraser, 2000 ; Arnot & Gobas, 2006 ; You et al., 2011). La bioaccumulation est un processus complexe influencé par divers facteurs liés aux traits de vie des espèces, tels que l'âge, la taille, le sexe, le métabolisme, le régime alimentaire, l'habitat, ainsi que la période de reproduction (Blackmore, 2001 ; Harmelin-Vivien et al., 2009). D'autres paramètres, comme la teneur en lipides, jouent également un rôle clé dans ce processus (Borgå et al., 2004). En effet, les organismes avec une plus grande teneur en lipides ont une capacité accrue à stocker des substances chimiques organiques hydrophobes, entraînant ainsi un facteur de bioaccumulation plus élevé (Campbell et al., 2002 ; Akcali & Kucuksezgin, 2011). Une teneur lipidique élevée permet une meilleure assimilation des cations métalliques lipophiles, tels que les complexes lipophiles de plomb et de cuivre (Campbell et al., 2002). La position trophique est également un facteur clé qui influence le facteur de bioaccumulation. Les

organismes plus grands ont des taux d'élimination plus lents et se nourrissent souvent à des niveaux trophiques plus élevés (Arnot & Gobas, 2006). Le facteur de bioaccumulation peut également varier en fonction des espèces et même des organes d'un même individu (Jayaprakash et al., 2015). Ces variations sont liées aux différentes barrières que le contaminant doit franchir, à la taille de la molécule et à la physiologie des organes (Amiard et al., 2006).

1.3.3.2. La bioaccumulation par l'individu : la bioconcentration

La **bioconcentration**, en revanche, est le processus par lequel un organisme absorbe une substance chimique de l'environnement uniquement par les surfaces dermiques et respiratoires, sans inclure l'absorption alimentaire (Mackay & Fraser, 2000). Le degré de bioconcentration est exprimé par le **facteur de bioconcentration (BCF),** et ne peut être mesuré que dans des conditions de laboratoire contrôlées où l'ingestion alimentaire de la substance chimique est délibérément exclue (Arnot & Gobas, 2006). Le facteur de bioconcentration (BCF) est donc défini comme le rapport entre la concentration du contaminant dans l'organisme et la concentration de ce même contaminant dans l'eau :

$$\mathrm{BCF} = \frac{[\text{Contaminant}]\ \text{organisme}}{[\text{Contaminant}]\ \text{eau}}$$

1.3.3.3. La bioaccumulation entre individu : la bioamplification

En plus de la bioaccumulation et de la bioconcentration, un processus de **bioamplification** peut également se produire dans la chaîne alimentaire marine. La bioamplification (ou *biomagnification* en anglais) est le processus par lequel la concentration d'un contaminant dans un organisme devient plus élevée que celle présente dans ses proies, en raison d'une absorption alimentaire plus rapide que son élimination (Gobas & Morrison, 2000 ; Mackay & Fraser, 2000). Le **facteur de bioamplification (BMF)** est calculé comme étant la concentration de composés dans le prédateur divisée par celle de la proie (Borgå et al., 2004) :

$$\mathrm{BMF} = \frac{[\text{Contaminant}]\ \text{prédateur}}{[\text{Contaminant}]\ \text{proie}}$$

Des éléments tels que le mercure (Hg), qui s'accumule principalement sous forme méthylée dans les tissus gras, sont transférés des proies aux prédateurs par bioamplification. Cela entraîne une augmentation des concentrations de ces métaux chez les prédateurs de niveau trophique supérieur, atteignant ainsi les niveaux les plus élevés et les facteurs de bioaccumulation les plus importants chez les prédateurs terminaux (Graci et al., 2017 ; Harding et al., 2018).

OBJECTIFS DE LA THÈSE

Cette thèse relèvera le défi d'éclairer le compromis, souvent cité mais rarement étudié en profondeur, entre « **les risques et les avantages** » de la consommation de poissons, en mettant un focus particulier sur le Pacifique en général et plus spécifiquement en Nouvelle-Calédonie et en Polynésie française. Elle s'articule autour de deux hypothèses principales. La première hypothèse considère que les impacts anthropiques sur les assemblages de poissons de récifs coralliens (changement de la composition des espèces, de la structure de taille, des structures trophiques, etc.) se traduiront par : (1) des changements dans les captures, entraînant des implications en termes de modification de la contribution nutritionnelle des ressources en poissons, avec des effets potentiellement dramatiques sur la nutrition humaine et (2) des variations des teneurs relatives en contaminants parmi les différentes espèces. La deuxième hypothèse est que la modélisation écologique nous permettra de construire de solides modèles explicatifs des situations actuelles et passées.
Pour répondre à ces hypothèses, la thèse s'articule autour de quatre objectifs principaux.

1. **Analyser la contamination métallique et organique dans les poissons des récifs coralliens à l'échelle du Pacifique (*cf. Chapitre III*).**

Les questions scientifiques posées sont les suivantes : Peut-on modéliser la contamination des poissons des récifs coralliens à partir de mesures réalisées sur des poissons pêchés, tout en évaluant l'influence de diverses variables explicatives potentielles ? En s'appuyant sur les résultats obtenus précédemment, peut-on extrapoler ces conclusions à l'ensemble des communautés de poissons du Pacifique pour lesquelles des données précises de densité et de biomasse existent, afin de prédire les concentrations de contaminants pour 100 g de poisson frais ?

Pour atteindre cet objectif, notre travail s'est déroulé en deux grandes étapes : (i) nous avons utilisé la technique des arbres de régression boostés (BRT ; *cf. Chapitre II, section 2.8.3*) pour modéliser la contamination des poissons de récifs coralliens en fonction des concentrations mesurées sur 983 individus appartenant à 146 espèces de poissons, tout en évaluant le rôle potentiel de diverses variables explicatives (biologiques, environnementales, biogéographiques et humaines). Ensuite, (ii) nous avons intégré les résultats issus des BRT dans des études sur

les communautés de poissons, pour lesquelles la densité et la biomasse des communautés de poissons de récifs coralliens avaient déjà été évaluées dans 17 pays et territoires insulaires du Pacifique Sud afin de prédire et de cartographier les concentrations de contaminants pour 100 g de poisson.

2. **Évaluation de la contamination dans les poissons de récifs de la Nouvelle-Calédonie (*cf. Chapitre IV*).**

En raison de son contexte géologique particulier et de l'activité minière très présente, il est pertinent de faire un focus sur la Nouvelle-Calédonie. Les questions posées dans cet objectif sont les mêmes que pour l'objectif 1, seules les variables potentielles varient (*cf. Chapitre II, section 2.8.2*).

Pour atteindre cet objectif, notre travail s'est déroulé comme précédemment en deux grandes étapes : (i) nous avons utilisé des arbres de régression boostés (BRT) pour modéliser la contamination des poissons sur la base des concentrations mesurées dans 392 individus de 74 espèces de poissons, tout en évaluant le rôle de diverses variables susceptibles d'expliquer cette contamination ; (ii) nous avons ensuite intégré les résultats obtenus aux communautés de poissons, pour lesquelles la densité et la biomasse des communautés de poissons de récifs coralliens avaient déjà été évaluées en Nouvelle-Calédonie, afin de prédire et de cartographier les concentrations de contaminants pour 100 g de poisson.

3. **Variations spatiales des valeurs nutritionnelles et des teneurs en contaminants en Nouvelle-Calédonie (*cf. Chapitre V*).**

Les questions posées sont les suivantes : Quelles sont les valeurs nutritionnelles et les teneurs en contaminants des poissons récifaux en Nouvelle-Calédonie, et peut-on expliquer ces résultats par les traits d'histoire de vie et les paramètres environnementaux ? Est-ce que la variabilité entre espèces influence la valeur nutritionnelle et la teneur en contaminants ? Est-ce que la taille des individus influence la valeur nutritionnelle et la teneur en contaminants ? Est-ce que la variabilité spatiale influence la valeur nutritionnelle et la teneur en contaminants ?

Pour répondre à ces questions, le travail a débuté par la sélection d'espèces représentatives, couvrant environ 80 % des abondances et/ou des biomasses observées lors des comptages en

plongée en Nouvelle-Calédonie. Un total de 60 espèces a été choisi. Ensuite, afin d'étudier l'influence de la taille des poissons, 15 espèces parmi ces 60 ont été retenues pour des analyses plus approfondies. Enfin, pour examiner la variabilité spatiale et environnementale, ces mêmes 15 espèces ont été collectées sur différents sites autour de la Nouvelle-Calédonie. Ces échantillons ont ensuite été analysés afin de déterminer leur valeur nutritionnelle ainsi que leurs concentrations en contaminants.

La deuxième étape a consisté à combiner les données obtenues avec des paramètres environnementaux et écologiques à l'aide de modèles hiérarchiques bayésiens. Cette approche a permis de prédire les valeurs nutritionnelles et les charges en contaminants pour des assemblages complets d'espèces. Enfin, la troisième étape a intégré les prédictions issues des modèles avec les données de recensements UVC disponibles, ce qui a permis d'évaluer l'impact des pressions anthropiques et des facteurs environnementaux sur les valeurs nutritionnelles et les teneurs en contaminants des assemblages de poissons récifaux.

4. **Variations temporelles des valeurs nutritionnelles et de la teneur en contaminants en Polynésie française** (*Échantillons en cours d'analyse*).

Cet objectif de recherche vise à répondre aux questions suivantes : Quelles sont les valeurs nutritionnelles et les teneurs en contaminants des poissons récifaux en Polynésie française, et peut-on expliquer ces résultats par les traits d'histoire de vie et les paramètres environnementaux ? Les valeurs nutritionnelles des communautés de poissons récifaux en Polynésie française ont-elles varié dans le temps et, si oui, ces variations sont-elles liées à des fluctuations naturelles et/ou anthropiques ?

Pour aborder ces problématiques, un échantillonnage a été réalisé à Moorea, où 45 individus appartenant à des espèces couramment consommées par les populations locales ont été collectés. Ces échantillons sont en cours d'analyse afin d'évaluer leur valeur nutritionnelle ainsi que leur concentration en contaminants. Par ailleurs, en complément, des données supplémentaires sont disponibles pour 49 individus concernant la vitamine A, et pour 162 individus concernant les micronutriments et les éléments traces métalliques (ETM).

La dernière partie du manuscrit est consacrée à la synthèse des résultats de ce travail de thèse ainsi qu'aux perspectives qui en découlent.

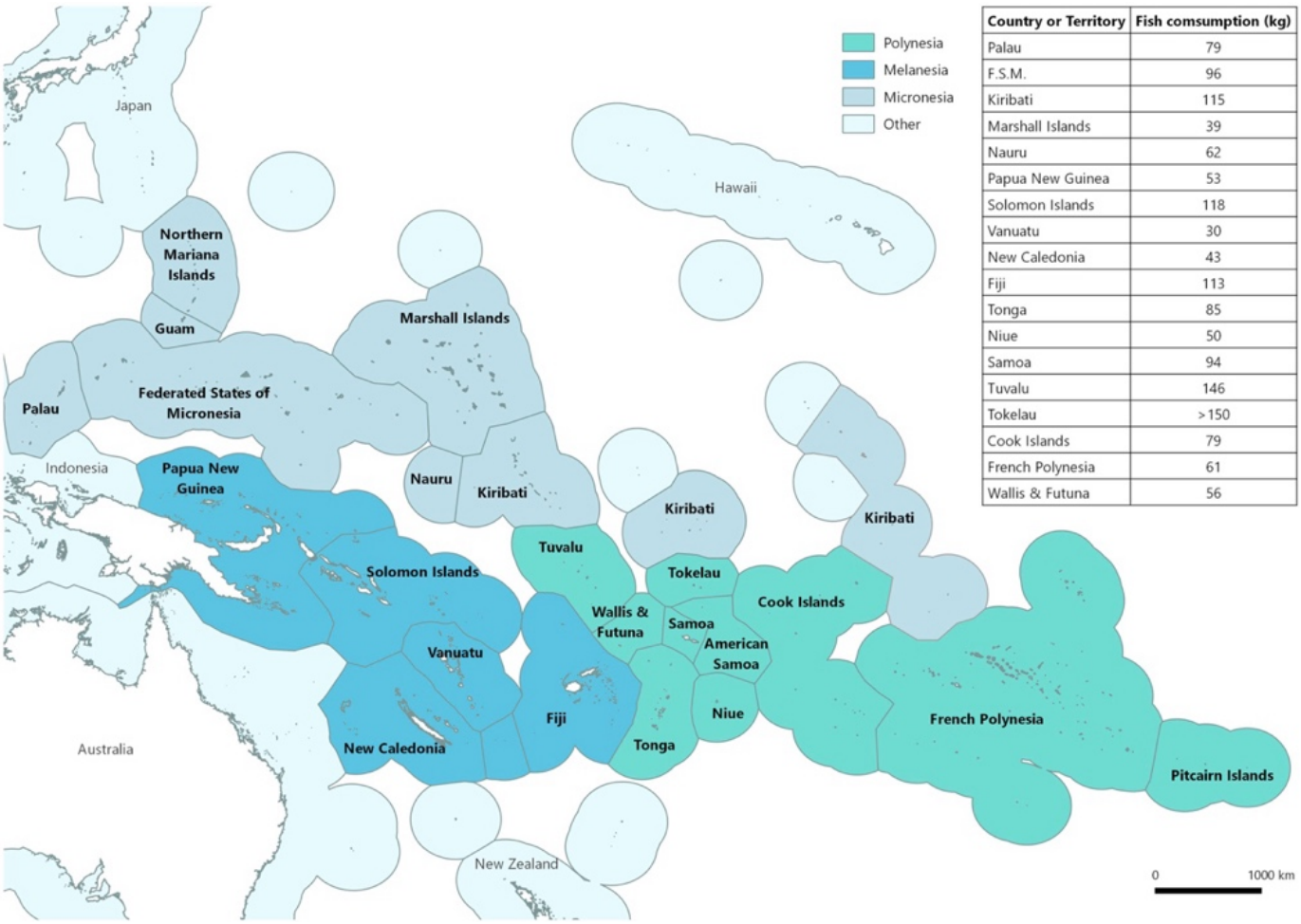
CHAPITRE II.

MATÉRIELS ET MÉTHODES

2.1. Le Pacifique

2.1.1. Contexte simplifié de l'étude

Les îles tropicales du Pacifique, réparties entre la Polynésie, la Micronésie et la Mélanésie, regroupent 22 pays et territoires insulaires (PICTs) s'étendant sur une vaste zone de l'océan Pacifique tropical et subtropical caractérisée principalement par son isolement géographique (Figure 2.1). Bien que les PICTs disposent d'une Zone Économique Exclusive (ZEE) combinée de plus de 27 millions de kilomètres carrés, ils sont parmi les plus petits pays du monde en termes de superficie terrestre. Leur territoire varie, allant des grandes îles continentales comme la Papouasie-Nouvelle-Guinée et la Nouvelle-Calédonie, aux grandes îles volcaniques océaniques telles que les Îles Salomon, Vanuatu et Fidji, en passant par des îles moyennes surélevées comme Niue, Nauru et Tonga, jusqu'aux petites îles basses d'atolls comme Kiribati et Tuvalu (McKenzie et al., 2021). Le climat des PICTs est tropical, caractérisé par des saisons humides et sèches influencées par les températures océaniques environnantes, lesquelles varient en fonction de la topographie des îles et des alizés, et peuvent fluctuer considérablement d'une année à l'autre sous l'effet de l'oscillation australe ENSO (McKenzie et al., 2021). Les îles situées à moins de 10° de latitude de l'équateur présentent des températures moyennes annuelles comprises entre 26,5 et 30 °C. Par ailleurs, le climat de la région est principalement influencé par trois grandes zones de convergence des vents à grande échelle : la Zone de Convergence Intertropicale (ITCZ), la Zone de Convergence du Pacifique Sud (SPCZ) et la Mousson du Pacifique Ouest (WPM). Les grands schémas de circulation atmosphérique influencent les courants océaniques et les températures de surface de la mer, qui influencent à leur tour les vents atmosphériques, les températures et les précipitations (McKenzie et al., 2021). Les pressions environnementales varient à travers les PICTs et incluent des événements épisodiques liés à l'activité géologique (par exemple, les séismes et les éruptions volcaniques), ainsi que des événements climatiques extrêmes comme les cyclones/typhons tropicaux, les ondes de tempête, les vagues de chaleur et canicules marines, les périodes de sécheresse ainsi que les fortes précipitations. Les cyclones/typhons tropicaux se forment généralement entre 10° et 25° de latitude dans les deux hémisphères, là où la température de l'océan est suffisamment élevée et l'effet de Coriolis assez marqué (CSIRO et al., 2015). Ces tempêtes génèrent des vents violents, des pluies intenses et des ondes de tempête ayant des impacts dévastateurs sur les zones côtières (McKenzie et al., 2021).



Country or Territory	Fish comsumption (kg)
Palau	79
F.S.M.	96
Kiribati	115
Marshall Islands	39
Nauru	62
Papua New Guinea	53
Solomon Islands	118
Vanuatu	30
New Caledonia	43
Fiji	113
Tonga	85
Niue	50
Samoa	94
Tuvalu	146
Tokelau	>150
Cook Islands	79
French Polynesia	61
Wallis & Futuna	56

Figure 2.1. Carte des PICTs présentant la consommation de poisson (en kg/habitant/an) dans l'ensemble de la région des îles du Pacifique. Extrait de Hanich et al., 2018.

Les îles tropicales du Pacifique se caractérisent par des populations traditionnelles étroitement liées à leur environnement, par leur petite taille, leur forte dispersion géographique et leur biodiversité aujourd'hui menacée, tant dans les milieux terrestres que marins (Payri & Vidal, 2019). En 2019, les densités de population étaient fortement contrastées entre les grandes villes et les îles ou zones rurales les plus isolées (Andrew et al., 2019). En raison de la mondialisation et de l'urbanisation croissante au cours des 50 dernières années, la région du Pacifique connaît une transition d'une économie de subsistance vers une économie monétaire, accompagnée d'une évolution des régimes alimentaires (Campbell, 2020 ; O'Meara et al., 2023). Les régimes alimentaires traditionnels, basés sur le poisson sauvage, les arbres fruitiers et les tubercules, sont désormais concurrencés par une abondance croissante d'aliments importés, ultra-transformés, riches en énergie mais pauvres en nutriments (Hughes & Lawrence, 2005 ; Charlton et al., 2016 ; Santos et al., 2019 ; Sievert et al., 2019 ; O'Meara et

al., 2023). Cette transition nutritionnelle a conduit les sociétés des îles du Pacifique à faire face à une triple charge de malnutrition : la **sous-nutrition,** qui peut entraîner des conditions irréversibles comme le retard de croissance ; les **carences en micronutriments,** notamment l'anémie ferriprive (ou carence en fer), qui affecte jusqu'à 57 % de la population dans certains PICTs, principalement les enfants et les femmes, et peut entraîner des troubles du développement cognitif et moteur, ainsi que des problèmes de santé liés à la prématurité et au faible poids à la naissance (Sachdev et al., 2005 ; Hughes, 2006 ; Global Nutrition Report, 2020), et enfin, **la surnutrition,** liée à un apport énergétique excessif ou déséquilibré, à l'origine du surpoids, de l'obésité et de maladies non transmissibles (MNT), telles que le diabète de type II et les maladies cardiovasculaires (Global Nutrition Report, 2020 ; Popkin et al., 2020 ; O'Meara et al., 2023). Dans les îles du Pacifique, ces trois formes de malnutrition peuvent coexister au sein d'une même communauté, voire d'un même foyer. Les MNT représentent désormais entre 60 et 80 % des décès dans la région (Finucane et al., 2011), et la prévalence du diabète et de l'obésité y est parmi les plus élevées au monde (WHO, 2015). Par conséquent, la malnutrition, sous toutes ses formes, reste une préoccupation de santé publique majeure. Cependant, bien que les enquêtes nationales sur la nutrition soient rares dans les îles du Pacifique, les données disponibles indiquent que la qualité des régimes alimentaires y est faible (Goris et al., 2017 ; Farrell et al., 2019 ; Horsey et al., 2019 ; O'Meara et al., 2019 ; Albert et al., 2020 ; Farmery et al., 2020), notamment en ce qui concerne les apports en fer, zinc, calcium et vitamine A (FAO, 2019 ; Eme et al., 2020 ; FAO & SBS, 2020 ; EPPSO et al., 2021 ; FAO & SPC, 2021 ; KNSO et al., 2021). De nombreuses populations présentent ainsi des carences en nutriments essentiels, par exemple, des carences en iode ont été observées en Polynésie française et au Vanuatu (Li et al., 2009 ; Cléro et al., 2012), tandis que des carences en vitamine A touchent les enfants à Kiribati et aux Tonga (Neate, 2021). La sécurité alimentaire, définie comme la capacité physique, sociale et économique d'accéder à une alimentation suffisante, sûre et nutritive, est déjà largement reconnue comme étant menacée dans de nombreux PICTs, en raison des changements alimentaires liés à la croissance démographique, à l'urbanisation et au climat (Bell et al., 2009 ; Barnett, 2011 ; Charlton et al., 2016).

Les populations des îles du Pacifique ont toujours fortement dépendu du poisson pour leur alimentation (Bell et al., 2019). Même au cours de ces dernières années, alors que de nombreux pays insulaires de la région connaissent une « transition nutritionnelle », la consommation annuelle de poisson par habitant est restée généralement 2 à 4 fois supérieure à

la moyenne mondiale (Bell et al., 2009 ; Gillett, 2009 ; Gillett, 2016 ; Bell et al., 2019) (Figure 2.1). En raison des possibilités agricoles et minières limitées, à l'exception notable de la Nouvelle-Calédonie et de la Papouasie-Nouvelle-Guinée, la région dépend fortement de son environnement marin, notamment des pêches océaniques et côtières, pour assurer sa sécurité alimentaire, ses moyens de subsistance, ses revenus, ses opportunités d'emploi et son développement économique (Pratchett et al., 2011 ; Bell et al., 2013 ; Albert et al., 2015 ; Johnson et al., 2017 ; Bell et al., 2018 ; Friedlander, 2018 ; André et al., 2021). Cette dépendance est accentuée par le fait que plus de 95 % des habitants des îles du Pacifique vivent à moins de 10 km de la côte, nombreux étant situés à seulement quelques kilomètres, à l'exception de la Papouasie-Nouvelle-Guinée, où la moitié de la population vit à plus de 5 km à l'intérieur des terres (Andrew et al., 2019). Dans la majorité des PICT, la consommation de poisson par les communautés côtières dépasse 50 kg par personne et par an, et atteint plus de 90 kg par personne et par an dans six d'entre eux (Bell et al., 2009). En comparaison, la consommation moyenne mondiale est estimée entre 16 et 18 kg par personne et par an (Delgado, 2003 ; FAO, 2007). Dans les zones rurales, le poisson représente souvent entre 50 et 90 % des apports en protéines animales, et entre 40 et 80 % dans les zones urbaines (Bell et al., 2009 ; Gillett, 2016 ; Charlton et al., 2016). Par exemple, à Tuvalu, Samoa, Niue, Wallis-et-Futuna, en Polynésie française et dans les États fédérés de Micronésie, la consommation de poisson est au moins deux fois supérieure au niveau recommandé par l'Organisation mondiale de la santé (André et al., 2021). La majorité du poisson consommé dans les zones rurales provient de la pêche de subsistance, sans ou avec très peu de coût monétaire pour les consommateurs (Hanich et al., 2018).

Les principales familles de poissons démersaux des récifs coralliens, pêchées à des fins de subsistance et comme moyens de subsistance essentiels, sont relativement stables dans l'ensemble du Pacifique tropical. Ainsi, les captures sont dominées par des empereurs carnivores (Lethrinidae), des vivaneaux (Lutjanidae) et des mérous (Serranidae), ainsi que par des poissons herbivores tels que les poissons-perroquets (Scaridae), les poissons-chirurgiens (Acanthuridae) et les poissons-lapins (Siganidae) (Pratchett et al., 2011). En Mélanésie, les captures de poissons démersaux sont principalement composées d'empereurs, tandis que la composition des captures en Micronésie et en Polynésie varie selon le pays ou le territoire. Dans ces deux régions, les espèces carnivores dominent les captures à Kiribati, aux Îles Marshall, à Palau, à Niue et à Tonga, tandis que les poissons-chirurgiens, les poissons-perroquets, les poissons-lapins ou les kyphosidés (Kyphosidae), espèces herbivores, sont plus

fréquemment capturés dans les États fédérés de Micronésie (FSM), à Nauru, aux Îles Cook, en Polynésie française et aux Samoa (Bell et al., 2011 ; Pratchett et al., 2011). Les méthodes de pêche utilisées pour capturer ces poissons démersaux varient considérablement. Elles incluent les lignes à main, les filets maillants, les fusils-harpons, les lances manuelles, les filets à lancer (ou éperviers), les épuisettes, ainsi que les pièges artisanaux et commerciaux, fixes ou mobiles. En Mélanésie, les lignes à main sont plus couramment utilisées qu'en Micronésie et en Polynésie, tandis que les lances manuelles, les fusils-harpons et les filets maillants sont largement pratiqués (Kronen et al., 2012 ; Pratchett et al., 2011). La méthode de pêche a un impact direct sur la diversité des espèces capturées (Cinner et al., 2009), ainsi que sur l'habitat. Certaines pratiques de pêche particulièrement destructrices, telles que l'utilisation de dynamite, de racines de *Derris ferruginea* ou de cyanure, entraînent une diminution rapide des espèces ciblées et non ciblées. Ces pratiques contribuent également à la dégradation des habitats, augmentant ainsi le risque de surexploitation (Pratchett et al., 2011).

De plus, la croissance démographique rapide et l'urbanisation dans de nombreuses parties de la région exercent une pression croissante sur ces récifs, qui ne peuvent plus fournir les quantités de poisson recommandées pour garantir une bonne nutrition, estimée à 35 kg par personne et par an (SPC, 2008 ; Bell et al., 2018). Gillett (2016) a mis en évidence une baisse notable de la production par habitant des pêcheries côtières entre 2007 et 2014, suggérant un déclin des stocks de poissons et une pêche non durable, en grande partie attribuable à l'augmentation de la population humaine. Par conséquent, un écart se creuse entre la quantité de poisson disponible grâce aux pêcheries côtières basées sur les récifs et les besoins croissants des populations locales. Les moyens de subsistance et les revenus des populations locales deviennent donc particulièrement vulnérables à toute variation dans la disponibilité de ces ressources marines, notamment en raison du changement global, de l'évolution des conditions climatiques, de la croissance démographique, de la surexploitation et de la dégradation de l'environnement liée au développement économique (Hanich et al., 2018). Les îles, de plus en plus exposées à ces menaces, sont fragiles et confrontées à des problèmes croissants de gestion des ressources et de conservation (Kueffer & Kinney, 2017). Des initiatives de conservation émergent pour atténuer les diverses menaces locales et globales. Dans certains cas, elles viennent compléter la gestion coutumière, traditionnellement utilisée pour protéger les lagons, les récifs et certaines espèces ciblées, avec des degrés de succès variables (Bartlett et al., 2010 ; Hamilton et al., 2019 ; Sangha et al., 2019 ; André et al., 2021).

2.1.2. Échantillonnage des poissons

Pour répondre aux questions scientifiques posées (*cf. Objectifs de la thèse et Chapitre III*), à savoir : (1) *Peut-on modéliser la contamination des poissons des récifs coralliens à partir de mesures réalisées sur des poissons pêchés, tout en évaluant l'influence de diverses variables explicatives potentielles* (*cf. Chap. II, section 2.8.2.)* ? (2) *En s'appuyant sur les résultats obtenus, peut-on extrapoler ces conclusions à l'ensemble des communautés de poissons du Pacifique pour lesquelles des données précises de densité et de biomasse existent, afin de prédire les concentrations de contaminants pour 100 g de poisson frais* ?

Chaque question posée est associée à un jeu de données spécifique. Pour répondre à la première question, les données utilisées proviennent de campagnes de terrain menées entre 2011 et 2021, au cours desquelles des poissons ont été échantillonnés sur 27 sites répartis dans neuf pays et territoires insulaires du Pacifique (Figure 2.2). Au total, 983 individus, appartenant à 146 espèces, ont été échantillonnés au cours de cette période (Tableau S3.1). L'objectif de l'échantillonnage était d'obtenir un large éventail d'espèces de poissons, présentant des stratégies alimentaires contrastées.

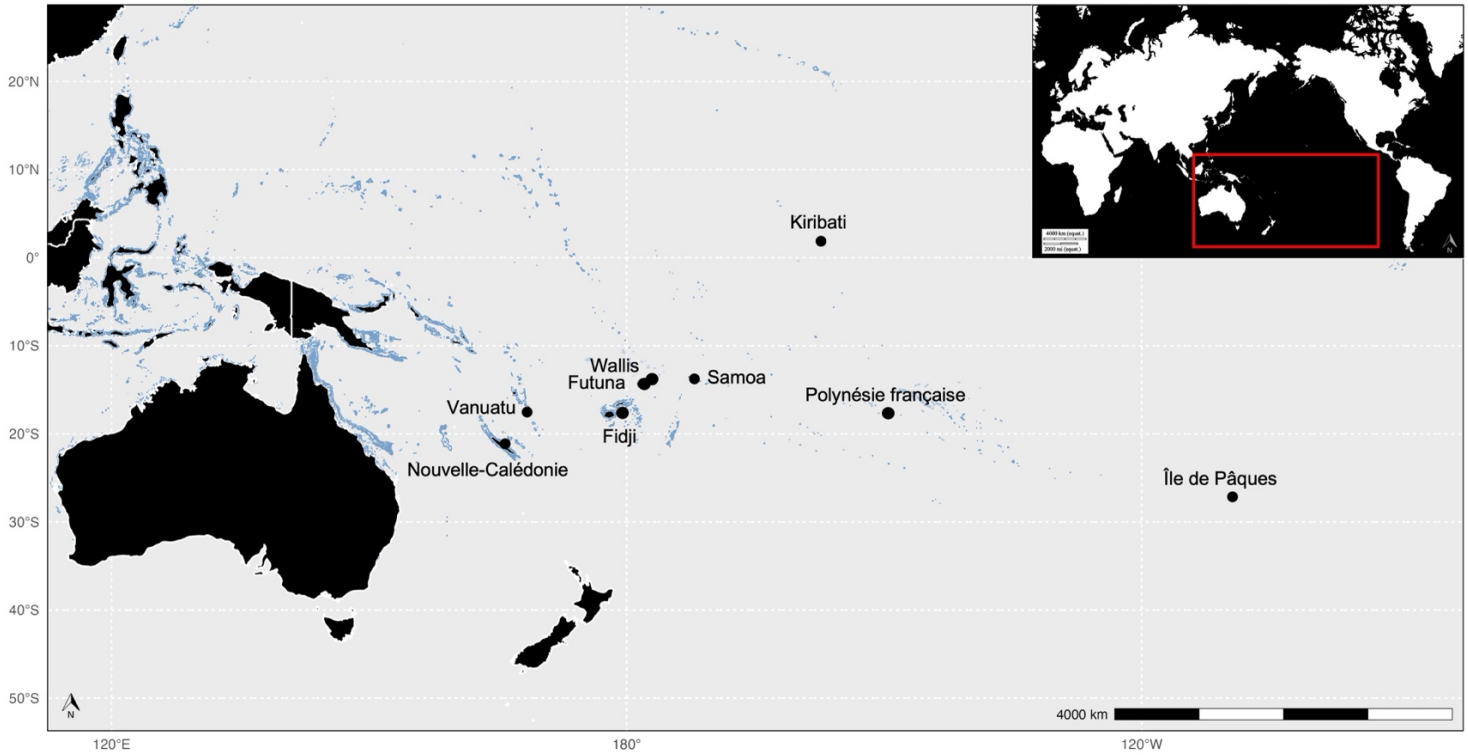


Figure 2.2. Carte montrant les 9 pays où des échantillonnages de poissons ont été effectués pour l'analyse de la contamination.

2.2. La Nouvelle-Calédonie : Archipel de corail

2.2.1. Contexte géographique et environnemental

La Nouvelle-Calédonie est un archipel subtropical situé dans le sud-ouest de l'océan Pacifique, à 1 500 km à l'est de l'Australie, entre les latitudes 19°S et 23°S et les longitudes 163°E et 168°E. Cet archipel, qui couvre une superficie de 18 575 km², se compose de plusieurs îles, dont la plus importante est l'île principale, « la Grande Terre », qui s'étend sur environ 400 km dans une direction nord-ouest/sud-est, avec une largeur maximale de 60 km (Andréfouët et al., 2009). L'île est traversée dans sa longueur par une chaîne montagneuse dont certains sommets culminent à plus de 1600 m. Ce massif asymétrique divise la Grande Terre en deux régions aux caractéristiques distinctes : de larges plaines caractérisent la côte ouest, tandis que la côte est est escarpée et entrecoupée de vallées profondes (Letourneur et al., 2023). Elle est prolongée par des îles hautes de faible altitude, notamment l'île des Pins au sud et les îles Belep au nord. À l'extrême nord, les récifs d'Entrecasteaux forment des atolls partiellement fermés, sur lesquels émergent quelques îlots. À une centaine de kilomètres à l'est, entre les latitudes 20°S et 22°S et les longitudes 166°E et 169°E, les îles Loyauté s'étendent le long d'une ride parallèle à la « Grande Terre » ; du nord au sud se trouvent Ouvéa (132 km²), Maré (642 km²), Lifou (1 196 km²), Tiga (11 km²) et Walpole (2 km²).

2.2.2. Récifs coralliens et biodiversité marine

La Grande Terre est entourée d'une barrière de corail de 1 500 km de long et de 100 à 1 000 m de large, ce qui en fait la plus longue barrière de corail continue au monde et la deuxième plus vaste après la Grande Barrière de Corail australienne (Cabioch, 2003 ; Andréfouët et al., 2009 ; Debenay & Fernandez, 2009 ; Grenz et al., 2010a ; Ouillon et al., 2010). En excluant le vaste et éloigné complexe marin de Chesterfield–Bellona (13 700 km²), situé à 550 km à l'ouest de la Grande Terre, les formations de récifs et de lagunes néo-calédoniennes couvrent environ 22 200 km² (Andréfouët et al., 2009). Ces constructions récifales peuvent être classées en neuf grands types récifaux, incluant des récifs frangeants, des barrières récifales simples, des barrières récifales multiples (une formation rare avec des sections de barrières parallèles entre elles), des atolls avec lagons, des atolls surélevés et des bancs coralliens. La Nouvelle-Calédonie se distingue par la diversité de ses structures récifales, avec au moins 161 unités récifales différentes identifiées par le programme Millennium de

cartographie des récifs coralliens, témoignant de l'importante hétérogénéité géomorphologique de l'île (Andréfouët et al., 2009). Les deux caractéristiques majeures de l'environnement lagunaire sont la faible profondeur de l'eau, qui est rarement supérieure à 50 m (Grenz et al., 2010b ; Minghelli-Roman & Dupouy, 2013), ainsi que ses caractéristiques oligotrophes à mésotrophes (Jacquet et al., 2006 ; Torreton et al., 2007, 2010 ; Dupouy et al., 2010 ; Fichez et al., 2010). Le paysage récifo-lagonaire abrite une grande diversité d'écosystèmes contrastés : mangroves, herbiers, algueraies, fonds meubles et récifs coralliens (Kulbicki & Rivaton 1997 ; Andréfouët et al., 2004). Proche du triangle corallien du Pacifique Sud, la Nouvelle-Calédonie est considérée comme un hotspot, notamment pour sa biodiversité marine exceptionnelle (Myers et al., 2000 ; Mittermeier et al., 2011 ; Payri et al., 2019). Les récifs de la Nouvelle-Calédonie abritent plus de 9 300 espèces marines, dont 1 453 espèces de poissons de récif, 457 espèces de coraux, 500 espèces de macroalgues, 48 espèces de requins, 27 espèces de mammifères marins, 32 espèces d'oiseaux marins et quatre espèces de tortues marines (Payri et al., 2018, https://whc.unesco.org/en/list/1115/) (Figure 2.3).



Figure 2.3. Assemblage de coraux à zooxanthelles dans un environnement bien éclairé formant une communauté à fort recouvrement corallien en bonne santé ; pente externe sur la côte ouest de la Grande Terre. © IRD/F. Benzoni. Extrait de Benzoni (2018).

2.2.3. Climat, conditions environnementales et activités humaines

2.2.3.1. Caractéristiques climatiques de la Nouvelle-Calédonie

Concernant le climat, la Nouvelle-Calédonie bénéficie d'un climat tropical océanique, chaud et tempéré, avec deux saisons principales alternant avec deux saisons de transition

(Trescases, 1975 ; Latham, 1986 ; Perrier, 2005 ; Ouillon et al., 2010). Le climat est caractérisé par un régime tropical sec, avec une saison humide et chaude (de novembre à avril, température moyenne de 27 °C) et une saison sèche plus fraîche (de mai à octobre, température moyenne de 20 °C). Ce système climatique est fortement influencé par l'oscillation australe El Niño (ENSO), entraînant des vents alizés du sud-est, des précipitations irrégulières, des cyclones épisodiques, de longues houles irrégulières provenant du sud et du sud-est, ainsi que des régimes hydrologiques torrentiels (Pesin et al., 1995). Les pluies sont inégalement réparties sur la Grande Terre, car son asymétrie génère plus de pluie sur la côte est que sur la côte ouest, ayant un climat considéré comme semi-aride. L'alternance des saisons, ainsi que l'étendue latitudinale de l'île, entraînent une variabilité spatio-temporelle de la température des eaux de surface. Elle varie généralement entre 26 et 28 °C durant la saison chaude (parfois > 29 °C au nord et ~25 °C au sud), et entre 22 et 24 °C durant la saison fraîche (parfois > 25 °C au nord et ~20 °C au sud) (Letourneur et al., 2023).

2.2.3.2. Démographie et répartition de la population

La population de la Nouvelle-Calédonie était de 271 240 habitants recensés en 2019, dont environ un tiers se concentre dans l'agglomération de Nouméa (94 285 habitants, Insee 2019). Cette population est répartie de manière inégale, avec une diminution progressive de la densité de population depuis le sud, densément peuplé, vers le nord de la Grande Terre, les îles, et jusqu'aux îlots inhabités de l'extrême nord, comme les récifs d'Entrecasteaux. Administrativement, la Nouvelle-Calédonie est subdivisée en trois provinces : la Province Nord, la Province Sud et la Province des Îles Loyauté.

2.2.3.3. Exploitation minière

La Nouvelle-Calédonie possède la plus ancienne activité minière parmi les îles du Pacifique (Kumar-Roiné et al., 2022). Les sols ultramafiques néo-calédoniens sont naturellement riches en cobalt (Co), chrome (Cr), fer (Fe), manganèse (Mn) et, surtout, en nickel (Ni), ce dernier représentant environ 10 % des ressources mondiales (Becquer et al., 2006 ; Grandcolas et al., 2008 ; Losfeld et al., 2015). Les activités de prospection et d'exploitation minière ont débuté sur le territoire à la fin du XIXe siècle. Aujourd'hui, la Nouvelle-Calédonie abrite trois grandes usines de traitement du minerai de nickel. La plus ancienne a été construite en 1910 à Nouméa, tandis que les deux autres, datant de 2010, sont

situées au nord (zone de Voh-Koné) et au sud (Mont-Dore-Yaté) (Payri et al., 2019) (Figure 2.4). Cette dernière est susceptible d'avoir l'impact environnemental le plus important sur l'écosystème marin, car elle utilise de l'acide sulfurique dans son procédé d'extraction du nickel, contrairement aux autres usines qui traitent le minerai dans des fours. L'usine du sud, ainsi que les mines voisines, ont occasionnellement provoqué des accidents chimiques et rejettent régulièrement des boues riches en nickel et en manganèse (1200–1500 m^3/h) dans le lagon. Ces activités minières, ainsi que les aménagements du territoire associés (dévégétalisation, mines à ciel ouvert, dragages, etc.), dénudent les sols, accentuant leur érosion et déstabilisent les pentes, générant ainsi une augmentation de l'export de sédiments ultramafiques vers les zones côtières et le lagon (Dalto et al., 2006 ; Hédouin et al., 2009, 2011 ; Bonnet et al., 2014). Ces sédiments se retrouvent dans les embouchures de rivières, entraînant la sédimentation dans les baies et une augmentation de la turbidité dans le lagon. Ce phénomène est l'une des principales sources de perturbations environnementales en Nouvelle-Calédonie (Labrosse et al., 2000 ; Fichez et al., 2008 ; Payri et al., 2019). Cependant, d'importants efforts ont été entrepris au cours des 20 dernières années pour limiter ces impacts sur les cours d'eau et le lagon, grâce à des initiatives telles que la reforestation/revégétalisation d'anciens sites miniers et une gestion améliorée de l'eau, incluant la présence de bassins de décantation, une gestion du drainage et un suivi régulier des sites miniers.



Figure 2.4. (A) La mine de nickel de Goro en Nouvelle-Calédonie. © Fred PAYET/AFP. (B) Mine de nickel, Poro, côte est de la Grande Terre en Nouvelle-Calédonie, ©CNRT/Sébastien Merion/Tikiwaka.com.

2.2.3.4. Pratiques agricoles

L'agriculture représente moins de 2 % du produit intérieur brut de la Nouvelle-Calédonie, dont l'économie est principalement portée par l'industrie du nickel et le secteur tertiaire (ISEE, 2016). Trois principales formes d'activités agricoles y sont pratiquées. L'élevage de bétail, qui occupe 95 % des terres agricoles, a un impact jugé relativement faible sur le lagon. L'agriculture traditionnelle kanak, pratiquée sous forme de champs cultivés et de jardins (igname, taro, etc.), utilise peu de produits chimiques et peu d'outils mécaniques, ce qui limite fortement son impact sur les eaux souterraines, les cours d'eau et le lagon. Toutefois, la pratique du brûlis, pouvant provoquer des feux importants en saison sèche, peut accentuer les phénomènes d'érosion des sols et favoriser l'évaporation locale (Payri et al., 2019). À l'inverse, les méthodes agricoles modernes présentent les risques classiques associés à une surexploitation des ressources en eau par l'irrigation, ainsi qu'à la pollution des milieux aquatiques par les pesticides (Restrepo et al., 2015 ; Schmidt et al., 2018). Bien que ce type d'agriculture soit encore peu développé en Nouvelle-Calédonie, son impact sur le lagon reste globalement limité. Cependant, des résidus de pesticides ont été détectés dans les poissons des récifs coralliens, révélant une contamination diffuse du milieu marin.

2.2.3.5. Pêche récifo-lagonaire et ses enjeux environnementaux et socio-économiques

En Nouvelle-Calédonie, la pêche récifo-lagonaire est une pratique essentielle pour atteindre l'autosuffisance alimentaire et contribue à l'autonomie des populations rurales. Exercée à la fois à l'intérieur et à l'extérieur du lagon, elle génère entre 400 et 600 emplois à temps partiel et mobilise près de 400 petites embarcations de pêche (Payri et al., 2019). Les principaux engins utilisés sont les moulinets, les lignes de traîne, les filets maillants et les pièges. La principale source d'informations sur cette activité provient des Provinces et des Affaires maritimes, qui estiment qu'environ 500 tonnes de poissons, 100 tonnes de crustacés, 15 tonnes de mollusques bivalves, 150 tonnes de trocas et 50 tonnes d'holothuries sont capturées chaque année (ISEE, 2016 ; Payri et al., 2019). La pêche récifo-lagonaire constitue une activité culturelle essentielle, fournissant une alimentation de base de très haute qualité. Cependant, elle reste l'une des activités maritimes les plus vulnérables, menacée par la dégradation de l'environnement, la surpêche et, potentiellement, la concurrence de la pêche récréative. La pêche de subsistance est une pratique coutumière des tribus kanak, ainsi que des populations urbaines les plus modestes. La pêche récréative, y compris la pêche sportive, concerne plus de 20 000 embarcations privées et repose principalement sur la pêche à la ligne, à la lance et au fusil sous-marin. Cette activité capture environ 5 000 tonnes par an, ce qui

soulève des questions sur son impact sur les ressources (Kowasch & Batterbury, 2024). La pression de pêche non commerciale est concentrée près des centres urbains de Nouméa dans la province Sud et près de l'agglomération urbaine de Voh, Koné et Pouembout dans le Nord (Gonson et al., 2018). La pêche dans le lagon cible généralement les mérous (Serranidés), les poissons chirurgiens (Acanthuridés), les vivaneaux (Lutjanidés), les empereurs (Lethrinidés), les poissons-perroquets (Scaridés), les mulets (Mugilidés), les poissons-lapins (Siganidés), les carangues (Carangidés) et les poissons-grunts (Haemulidés). Les réglementations relatives à la pêche dans les provinces Nord et Sud mettent toutes deux l'accent sur la « préservation à long terme » et l'« exploitation responsable et rationnelle » des ressources halieutiques. Les pêcheurs professionnels et artisanaux doivent détenir une licence, et la pêche récréative est également réglementée (Kowasch & Batterbury, 2024). Les méthodes de pêche et les engins sont contrôlés, des tailles minimales sont imposées, et des mesures de conservation sont définies pour certaines espèces marines (par exemple : mérous, langoustes, crabes de palétuviers, bénitiers, trocas, huîtres et holothuries) (Payri et al., 2019).

2.2.4. Réglementations environnementales et mesures de protection

Consciente de ces enjeux, la Nouvelle-Calédonie a mis en place une série de réglementations, de mesures de gestion et de suivi visant à protéger et pérenniser ses ressources naturelles. Ainsi, une grande partie de ses lagons, d'une superficie de 15 743 km², a été inscrite au patrimoine mondial de l'UNESCO en 2008 (Figure 2.5). En complément, un ensemble d'aires marines protégées a été établi, portant leur nombre à 42 en 2015 (Payri et al., 2019). Ces mesures ont pour objectif de préserver le patrimoine naturel, de maintenir la diversité biologique et les processus écologiques, et de protéger à la fois les ressources naturelles et les valeurs culturelles qui y sont associées. L'accès et les activités au sein de ces zones sont strictement réglementés pour garantir la protection des écosystèmes, de la biodiversité, ainsi que des paysages remarquables (*Articles 213-1 et suivants du code de l'environnement de la province Sud*). Certaines zones sont même désignées en tant que réserves intégrales, où l'entrée est interdite (*Article 211-9 du code de l'environnement de la province Sud*). Les objectifs de gestion de ces réserves incluent la préservation des écosystèmes et des espèces dans leur état naturel, le maintien des ressources génétiques dans un état dynamique et évolutif, la sauvegarde des processus écologiques, ainsi que la protection des éléments structurants du paysage et des formations géologiques ou géomorphologiques. Ces réserves servent également de milieux naturels exemplaires pour des études scientifiques et pour la surveillance continue de

l'environnement. Elles sont réparties autour de la Grande Terre, avec une concentration importante autour de Nouméa, pour faire face à la pression anthropique croissante. Elles se trouvent également dans le Parc Naturel de la Mer de Corail, sous la compétence du Gouvernement de la Nouvelle-Calédonie, qui vise à protéger des récifs sauvages, tels que ceux des îles Chesterfield, Bellona et Entrecasteaux, situés à plus de 10 heures de navigation de Nouméa.

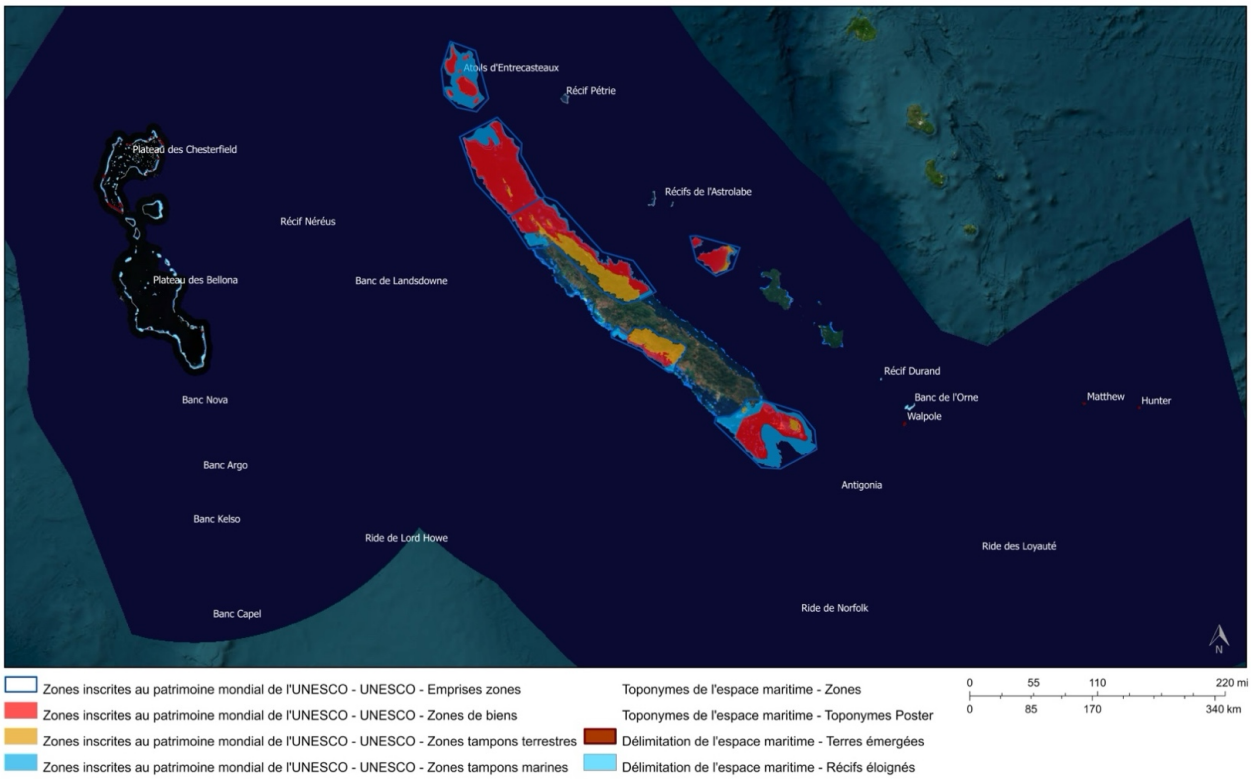


Figure 2.5. Carte de la zone économique exclusive (ZEE) de Nouvelle-Calédonie incluant les zones inscrites au patrimoine mondial de l'UNESCO (source : georep.nc).

2.2.5. Sites d'échantillonnage en Nouvelle-Calédonie

Deux campagnes d'échantillonnage distinctes ont été réalisées en Nouvelle-Calédonie, chacune correspondant à un objectif scientifique spécifique et ayant conduit à des analyses détaillées présentées dans deux chapitres différents (*cf. Chapitres IV et V).*

2.2.5.1. Évaluation de la contamination des poissons coralliens des récifs de la Nouvelle-Calédonie.

Pour répondre aux questions scientifiques posées (*cf. Objectifs de thèse* et *Chap. IV*), à savoir : (1) *Peut-on modéliser la contamination des poissons des récifs coralliens en utilisant des données de concentration provenant de 392 poissons individuels, tout en évaluant l'influence de diverses variables biologiques, liées à l'activité humaine, biogéographiques et environnementales sur les concentrations de contamination (cf. Chap. II, section 2.8.2) ? (2) En s'appuyant sur les résultats obtenus, peut-on extrapoler ces conclusions au niveau des communautés de poissons en utilisant une base de données de 1833 relevés visuels sous-marins sur l'abondance et la taille des poissons pour prédire et cartographier les concentrations de contaminants pour 100 g de poissons à travers l'archipel de la Nouvelle-Calédonie?*

Pour répondre à la première question, une base de données a été utilisée, comprenant des poissons échantillonnés sur 11 sites à travers la Nouvelle-Calédonie, répartis entre 2011 (divers sites autour de Nouméa), 2012 (Moindou), 2017 (sites d'Entrecasteaux), 2018 (Ouvéa) et 2021 (Walpole) (Figure 2.6).

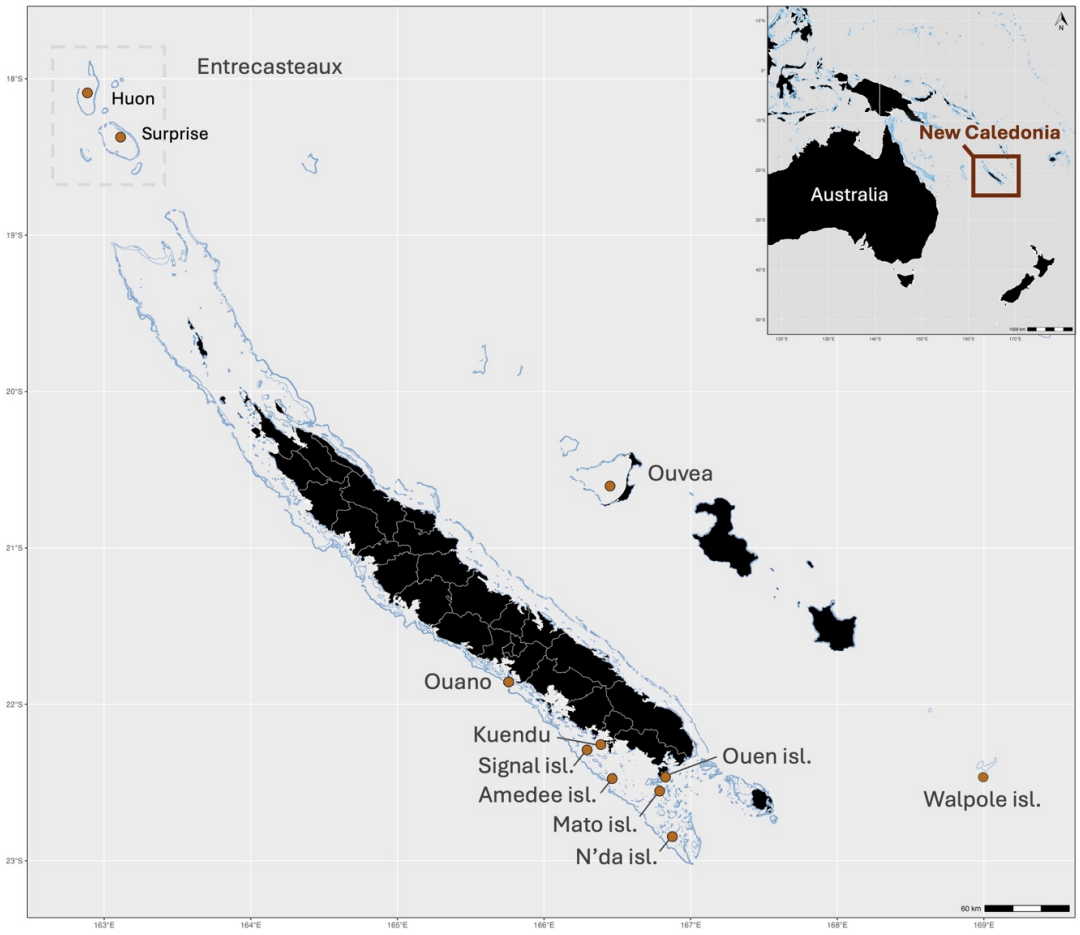


Figure 2.6. Emplacements des sites où les échantillons de poissons ont été collectés pour l'analyse de la contamination (en orange).

Ces sites ont été choisis afin de représenter un large gradient d'exposition à l'activité humaine, allant de zones situées à proximité de la zone urbaine de Nouméa, potentiellement soumises à diverses sources de pollution d'origine anthropique telles que les activités industrielles et les rejets d'eaux usées, à des sites de la côte ouest de la Grande Terre, principalement influencés par les pratiques agricoles. À l'inverse, les sites les plus isolés, comme ceux des récifs d'Entrecasteaux, seraient soumis à une influence humaine nettement plus faible. Au total, 392 individus appartenant à 74 espèces ont été échantillonnés. L'échantillonnage visait à inclure un éventail représentatif d'espèces de poissons aux stratégies alimentaires contrastées.

2.2.5.2. Variations spatiales des valeurs nutritionnelles et des teneurs en contaminants en Nouvelle-Calédonie

Pour répondre aux questions scientifiques posées (*cf. Objectifs de thèse* et *Chap. V*) : *Quelles sont les valeurs nutritionnelles et les teneurs en contaminants des poissons récifaux en Nouvelle-Calédonie, et peut-on expliquer ces résultats par les traits d'histoire de vie et les paramètres environnementaux ? Est-ce que la variabilité entre espèces influence la valeur nutritionnelle et la teneur en contaminants ? Est-ce que la taille des individus influence la valeur nutritionnelle et la teneur en contaminants ? Est-ce que la variabilité spatiale influence la valeur nutritionnelle et la teneur en contaminants* ?

La première étape a consisté à sélectionner les espèces à échantillonner. Nous avons d'abord choisi des espèces représentant 80 % des abondances et/ou 80 % des biomasses observées lors des comptages en plongée. Cette sélection reposait sur une analyse approfondie des bases de données disponibles (Ruppert et al., 2017 ; Barneche et al., 2019). Par ailleurs, un autre critère important a été l'analyse des traits de vie des espèces, réalisée à l'aide de la base de données des traits de vie de Parravicini et al. (2021). Bien que toutes les espèces sélectionnées ne soient pas consommées par les populations calédoniennes, certaines pourraient être pêchées et consommées dans d'autres îles du Pacifique. Leur inclusion dans l'étude garantit une extrapolation fiable des données. Ce modèle doit inclure à la fois des espèces représentatives et celles présentant des traits extrêmes, couvrant ainsi une large diversité de traits biologiques et de positions phylogénétiques, essentielles à la construction du modèle statistique. Enfin, les individus ciblés devaient être suffisamment grands pour permettre le prélèvement de quantités suffisantes de chair destinées aux différentes analyses.

L'échantillonnage représentatif a donc été réalisé dans le site du Grand Lagon Sud/Lagon Sud-Ouest (Figure 2.7). Les espèces sélectionnées, de taille "commune", ont fait l'objet d'un prélèvement de trois individus par espèce, chaque fois que cela était possible, pour un total de 167 poissons appartenant à 60 espèces (Tableau 2.1).

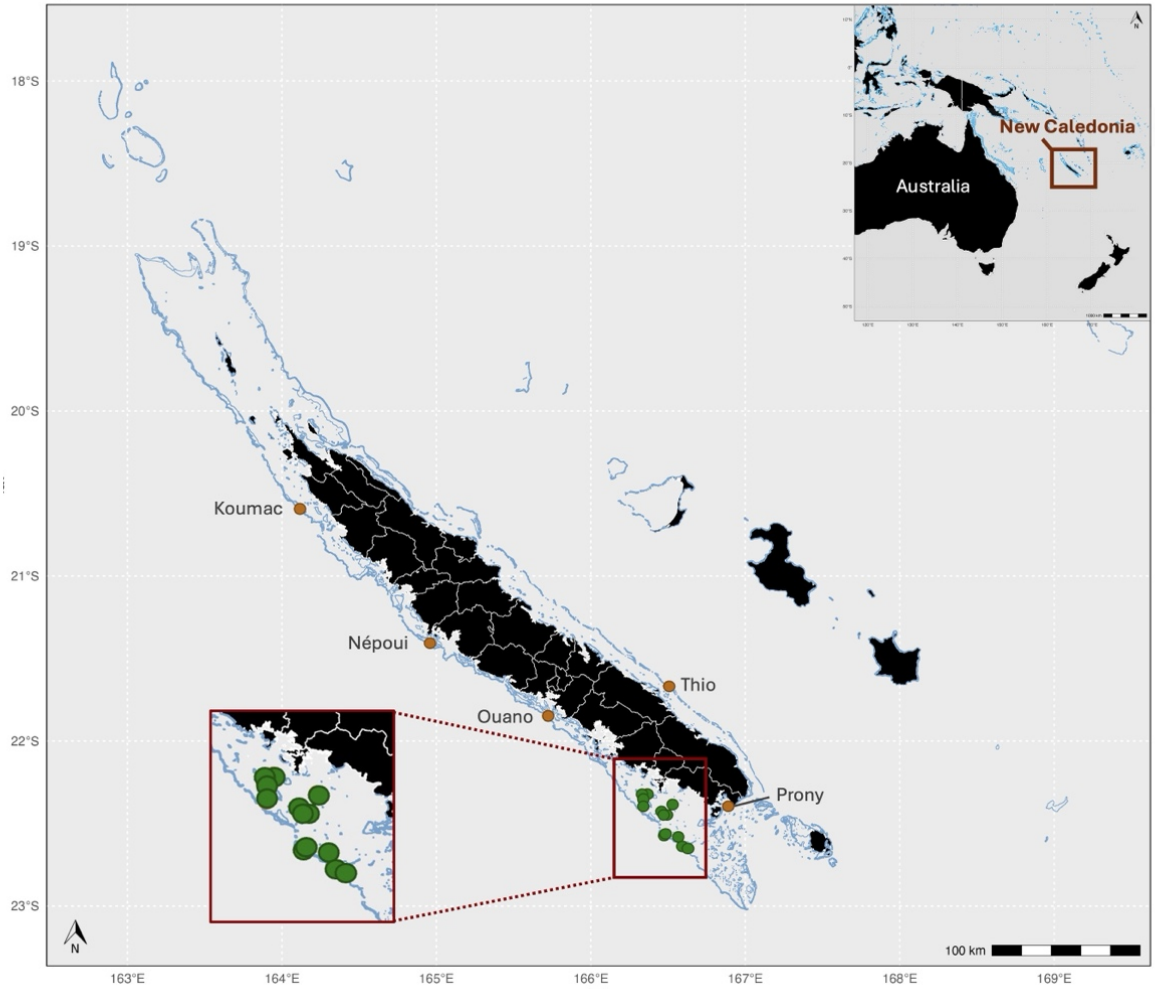


Figure 2.7. Carte montrant les sites d'échantillonnage dans le grand lagon sud (en vert) et les 5 sites d'échantillonnage autour de la Nouvelle-Calédonie (en orange) pour tester la variabilité spatiale.

Pour étudier l'influence de la taille (*cf. Objectifs de thèse* et *Chap. V*), nous avons sélectionné 15 espèces parmi les 60 précédemment évoquées, en tenant compte des critères suivants : des espèces abondantes, faciles à attraper, et présentant une diversité de traits de vie. Ces espèces ont été réparties en trois catégories de taille : petits, moyens et grands individus. Pour chaque catégorie, trois individus ont été prélevés, soit un total de 134 poissons (Tableau 2.1). L'échantillonnage a été effectué sur les mêmes sites qu'auparavant, dans le Grand Lagon Sud/Lagon Sud-Ouest, afin de minimiser la variabilité spatiale (Figure 2.7).

Tableau 2.1. Liste des 60 espèces de poissons récifaux étudiées en Nouvelle-Calédonie, avec leurs principaux traits écologiques (taille maximale, régime alimentaire, domaine vital, activité, type de regroupement et position verticale), utilisées pour l'analyse de la variabilité interspécifique. Parmi celles-ci, 15 espèces ont été sélectionnées pour les analyses de la variabilité spatiale et de l'effet de la taille.

Mobilité :
• **Sed** : *espèces sédentaires ou territoriales, restant dans une zone restreinte (moins de quelques centaines de m²) pendant des périodes prolongées (au moins un mois),*
• **Mob** : *espèces mobiles, qui changent de récif ou parcourent de grandes distances sur un récif donné en une période relativement courte (moins d'un mois),*
• **VMob** : *espèces qui changent fréquemment de récif ou qui parcourent quotidiennement de grandes distances sur un même récif.*

Activité :
• **Day** : *espèces diurnes, poissons essentiellement actifs pendant la journée,*
• **Night** : *espèces principalement actives la nuit,*
• **Both** : *espèces actives en continu, de jour comme de nuit.*

Grégarité :
• **Sol** : *espèces solitaires, poissons vivant généralement seuls (mais pouvant se regrouper pour la reproduction ou d'autres besoins spécifiques),*
• **Pair** : *espèces vivant généralement en couple,*
• **SmallG** : *espèces vivant en petits groupes (3 à 20 individus en moyenne). Ces groupes ne constituent pas nécessairement des bancs ; par exemple, certains Pomacentrus territoriaux vivent en agrégations qui ne peuvent pas être considérées comme des bancs,*
• **MedG** : *espèces vivant en groupes de 20 à 50 individus en moyenne,*
• **LargeG** : *espèces vivant en grands groupes ou en bancs (> 50 individus en moyenne).*

Famille	Espèces	Régime alimentaire	Taille maximale	Mobilité	Activité	Grégarité	Position verticale	*Échantillons pour l'étude de l'influence de la variabilité inter-spécifique*	*Échantillons pour l'étude de l'influence de la taille de l'individu*	*Échantillons pour l'étude de l'influence de la variabilité spatiale*
Acanthuridae	*Acanthurus blochii*	Herbivore	45	Mob	Day	SmallG	Bottom	**X** (n=3)		
Acanthuridae	*Acanthurus lineatus*	Herbivore	38	Sed	Day	Sol	Bottom	**X** (n=3)		

Acanthuridae	*Acanthurus olivaceus*	Herbivore	35	Mob	Day	MedG	Bottom	**X** (n=3)		
Acanthuridae	*Acanthurus triostegus*	Herbivore	27	VMob	Day	LargeG	Bottom	**X** (n=3)		
Acanthuridae	*Acanthurus xanthopterus*	Herbivore	70	Mob	Day	MedG	Bottom	**X** (n=3)		
Acanthuridae	*Ctenochaetus striatus*	Herbivore	26	Sed	Day	MedG	Bottom	**X** (n=3)	**X** (n=9)	**X** (n=18)
Acanthuridae	*Naso annulatus*	Planctivore	100	VMob	Day	MedG	High	**X** (n=3)		
Acanthuridae	*Naso brevirostris*	Herbivore	60	VMob	Day	LargeG	Low	**X** (n=3)		
Acanthuridae	*Naso hexacanthus*	Planctivore	75	VMob	Day	LargeG	High	**X** (n=3)	**X** (n=9)	**X** (n=18)
Acanthuridae	*Naso lituratus*	Herbivore	46	Mob	Day	SmallG	Bottom	**X** (n=3)		
Acanthuridae	*Naso tuberosus*	Herbivore	60	VMob	Day	MedG	High	**X** (n=3)		
Acanthuridae	*Naso unicornis*	Herbivore	70	Mob	Day	SmallG	Bottom	**X** (n=3)	**X** (n=9)	**X** (n=18)
Acanthuridae	*Zebrasoma scopas*	Herbivore	40	Mob	Day	SmallG	Bottom	**X** (n=3)		
Acanthuridae	*Zebrasoma velifer*	Herbivore	40	Mob	Day	Pair	Bottom	**X** (n=3)		
Carangidae	*Caranx papuensis*	Piscivore	88	VMob	Both	SmallG	High	**X** (n=2)		
Carangidae	*Gnathanodon speciosus*	Piscivore	120	VMob	Both	MedG	High	**X** (n=1)		
Carangidae	*Scomberoides tol*	Piscivore	60	VMob	Both	SmallG	High	**X** (n=1)		
Chaetodontidae	*Chaetodon lunulatus*	Carnivore	14	Sed	Day	Pair	Bottom	**X** (n=3)	**X** (n=9)	**X** (n=19)
Haemulidae	*Diagramma pictum*	Carnivore	100	Mob	Day	MedG	Bottom	**X** (n=3)		
Holocentridae	*Myripristis amaena*	Planctivore	26.5	Mob	Night	SmallG	Low	**X** (n=3)		
Holocentridae	*Neoniphon sammara*	Planctivore	32	Mob	Night	SmallG	Low	**X** (n=3)	**X** (n=8)	**X** (n=18)
Holocentridae	*Sargocentron rubrum*	Carnivore	32	Mob	Night	Sol	Low	**X** (n=3)		
Holocentridae	*Sargocentron spiniferum*	Carnivore	51	Mob	Night	Sol	Low	**X** (n=1)		
Kyphosidae	*Kyphosus vaigiensis*	Herbivore	70	VMob	Day	MedG	Low	**X** (n=3)	**X** (n=9)	**X** (n=18)
Labridae	*Cheilinus chlorourus*	Carnivore	45	Mob	Day	Sol	Bottom	**X** (n=3)		
Labridae	*Cheilinus fasciatus*	Carnivore	40	Mob	Day	Sol	Bottom	**X** (n=1)		
Labridae	*Choerodon graphicus*	Carnivore	51.5	Mob	Day	Sol	Bottom		**X** (n=9)	**X** (n=8)
Labridae	*Coris aygula*	Carnivore	70	Mob	Day	Sol	Bottom	**X** (n=3)		
Labridae	*Hemigymnus melapterus*	Carnivore	37	Mob	Day	Sol	Bottom	**X** (n=3)		
Lethrinidae	*Gnathodentex aureolineatus*	Carnivore	30	Mob	Night	LargeG	Bottom	**X** (n=3)	**X** (n=9)	**X** (n=15)

Lethrinidae	*Lethrinus atkinsoni*	Carnivore	50	VMob	Night	MedG	Bottom	**X** (n=3)		**X** (n=18)
Lethrinidae	*Lethrinus harak*	Carnivore	50	Mob	Day	SmallG	Bottom	**X** (n=3)		
Lutjanidae	*Aprion virescens*	Piscivore	112	VMob	Both	SmallG	Low	**X** (n=3)		
Lutjanidae	*Lutjanus bohar*	Piscivore	90	Mob	Night	MedG	Low	**X** (n=3)		
Lutjanidae	*Lutjanus fulviflamma*	Carnivore	35	Mob	Both	MedG	Low	**X** (n=3)	**X** (n=9)	**X** (n=18)
Lutjanidae	*Lutjanus fulvus*	Carnivore	40	Mob	Both	SmallG	Low	**X** (n=2)		
Lutjanidae	*Lutjanus quinquelineatus*	Carnivore	38	Mob	Night	LargeG	Low	**X** (n=3)		
Lutjanidae	*Lutjanus vitta*	Piscivore	40	Mob	Night	MedG	Low	**X** (n=3)	**X** (n=9)	
Lutjanidae	*Macolor niger*	Planctivore	75	Mob	Both	MedG	High	**X** (n=3)		
Mullidae	*Mulloidichthys flavolineatus*	Carnivore	43	Mob	Day	MedG	Bottom	**X** (n=3)		
Mullidae	*Parupeneus barberinus*	Carnivore	60	Mob	Day	Sol	Bottom	**X** (n=3)	**X** (n=9)	**X** (n=18)
Mullidae	*Parupeneus multifasciatus*	Carnivore	35	Mob	Day	SmallG	Bottom	**X** (n=3)		
Nemipteridae	*Scolopsis bilineata*	Carnivore	23	Mob	Day	Sol	Bottom	**X** (n=3)		
Priacanthidae	*Priacanthus hamrur*	Carnivore	45	Mob	Night	SmallG	Low	**X** (n=3)		
Scaridae	*Cetoscarus bicolor*	Herbivore	90	Mob	Day	SmallG	Bottom	**X** (n=3)		
Scaridae	*Chlorurus microrhinos*	Herbivore	70	Mob	Day	SmallG	Bottom	**X** (n=3)		
Scaridae	*Chlorurus sordidus*	Herbivore	40	Mob	Day	SmallG	Bottom	**X** (n=3)	**X** (n=9)	**X** (n=18)
Scaridae	*Hipposcarus longiceps*	Herbivore	60	Mob	Day	MedG	Bottom	**X** (n=3)		
Scaridae	*Scarus altipinnis*	Herbivore	60	Mob	Day	LargeG	Bottom	**X** (n=3)		
Scaridae	*Scarus frenatus*	Herbivore	47	Mob	Day	Sol	Bottom	**X** (n=3)		
Scaridae	*Scarus ghobban*	Herbivore	90	Mob	Day	SmallG	Bottom	**X** (n=1)		
Scaridae	*Scarus psittacus*	Herbivore	30	Mob	Day	MedG	Bottom	**X** (n=2)		
Scaridae	*Scarus rivulatus*	Herbivore	40	Mob	Day	MedG	Bottom	**X** (n=3)	**X** (n=9)	**X** (n=18)
Scaridae	*Scarus schlegeli*	Herbivore	40	Mob	Day	MedG	Bottom	**X** (n=3)		
Serranidae	*Cephalopholis argus*	Piscivore	60	Sed	Both	Sol	Bottom	**X** (n=3)		
Serranidae	*Epinephelus merra*	Piscivore	31	Mob	Both	Sol	Bottom	**X** (n=3)		
Serranidae	*Plectropomus leopardus*	Piscivore	120	Mob	Day	Sol	Bottom	**X** (n=3)	**X** (n=9)	**X** (n=15)
Siganidae	*Siganus argenteus*	Herbivore	40	VMob	Day	LargeG	Bottom	**X** (n=3)		

Siganidae	*Siganus doliatus*	Herbivore	25	Mob	Day	Pair	Bottom	**X** (n=3)	**X** (n=9)	**X** (n=18)
Siganidae	*Siganus lineatus*	Herbivore	43	VMob	Day	MedG	Bottom	**X** (n=3)		
Siganidae	*Siganus punctatus*	Herbivore	40	Mob	Day	Pair	Bottom	**X** (n=3)		
							Nombre total d'individus analysés	**167**	**134**	**255**

Enfin, pour étudier la variabilité spatiale et environnementale (*cf. Objectifs de thèse et Chap. V*), nous avons collecté trois individus de chacune des 15 espèces communes de poissons, correspondant en grande partie à celles sélectionnées pour l'étude de l'effet de la taille, à l'exception de *Lutjanus vitta*, qui n'a pas été prélevée en raison de son absence lors des prospections, et de *Lethrinus atkinsoni*, ajoutée en raison de sa forte abondance observée au cours de ce tour de Nouvelle-Calédonie (Tableau 2.2). Ces prélèvements ont été réalisés sur cinq sites répartis autour de la Nouvelle-Calédonie : Népoui, Ouano, Prony, Thio et Koumac (David, 2024) (Figure 2.7 et Tableau 2.2). Les espèces sélectionnées étaient de taille « commune », c'est-à-dire représentative des tailles fréquemment observées dans ces populations. Cet échantillonnage a permis de collecter un total de 255 individus.

Tableau 2.2. Caractéristiques environnementales des sites d'échantillonnage pour l'étude spatiale autour de la Nouvelle-Calédonie.

Sites	Caractéristiques
Proche Nouméa (Grand Lagon Sud/Lagon Sud-Ouest)	Usine pyrométallurgique de Doniambo (SLN : Société Le Nickel) Pollution urbaine
Koumac	Exploitation minière de Tiébaghi
Népoui	Exploitation minière de Népoui-Kopéto (SLN)
Ouano	Site non-minier Inscription au Patrimoine Mondial de l'UNESCO
Prony	Projet minier Présences de cheminées hydrothermales
Thio (Port Bouquet)	Exploitation minière de Thio (SLN)

2.3. La Polynésie française : archipel d'îles et d'atolls coralliens

2.3.1. Contexte d'étude

Située dans le Pacifique Sud, la Polynésie française s'étend entre 134° et 154° Ouest et 7° et 27° Sud, avec une zone économique exclusive (ZEE) de 5 500 000 km². La superficie totale des terres émergées est de seulement 3 726 km², tandis que l'écosystème corallien couvre 15 047 km², dont 2 140 km² de récifs et 12 907 km² de lagons (Andréfouët et al., 2005). Elle se compose de 118 îles (84 atolls et 34 îles hautes volcaniques) réparties en cinq archipels (Figure 2.8). Parmi ces archipels, celui des Tuamotu regroupe à lui seul 76 atolls. Tahiti, située dans l'archipel de la Société, est la plus grande île, avec 1 051 km² de terres

émergées et un point culminant à 2 241 m. Elle possède également 228 km² de récifs et de lagons, ainsi qu'un périmètre récifal de 203 km (Salvat et al., 2008).

Le climat de la Polynésie française est de type tropical océanique, avec des températures moyennes estivales variant de 20 °C dans les Australes à 27-28 °C dans les archipels de la Société et des Tuamotu. Les précipitations annuelles sur les zones littorales oscillent entre 1 mètre (aux Marquises) et 2,5 mètres (aux Australes et aux Gambier) (Salvat et al., 2008). Depuis la Seconde Guerre mondiale, la population polynésienne a quintuplé. Cependant, la répartition de la population reste très inégale : 32 des 84 atolls sont inhabités, et la majorité des habitants se concentre le long des côtes dans les îles de la Société, en particulier à Tahiti et Moorea, qui accueillent environ 75 % de la population (Salvat et al., 2008). Historiquement, la Polynésie française dépend largement des ressources marines, comme en témoignent ses deux principales exportations : les produits perliers et le poisson, représentant respectivement 62 % et 13 % des exportations (Gonsard, 2016). Chaque année, la Polynésie exporte environ 14 000 tonnes de poisson, générant près de 19 millions de dollars américains, le thon constituant la principale exportation (FAO, 2018). Entre 2005 et 2015, les exportations de produits de la pêche ont augmenté de plus de 16 %, soulignant l'importance croissante de ce secteur pour l'économie locale (Gonsard, 2016). Le poisson joue également un rôle essentiel dans l'alimentation des Polynésiens : environ 65 % des protéines animales consommées proviennent du poisson, un pourcentage atteignant 71 % dans les zones rurales (Bell et al., 2009). La consommation de poissons, qu'ils soient pélagiques ou récifaux, varie fortement selon les îles, avec des estimations allant de 50 à 139 kg/habitant/an (Lagadec, 2003). Cette proportion inclut davantage de poissons de récifs sur l'atoll de Tikehau (90 % de 139 kg) qu'à Moorea (74 % de 110 kg) (Salvat et al., 2008).

Située dans l'océan Pacifique Sud, Moorea est l'une des 118 îles de la Polynésie française (Figure 2.8). À seulement 25 km au nord-ouest de l'île principale, Tahiti, et faisant partie de l'archipel de la Société, Moorea s'étend sur 134 km² de terres émergées et compte environ 70 km de littoral. Elle est entourée d'une barrière récifale interrompue par 11 passes, délimitant un lagon de 49 km², dont la largeur varie entre 500 et 1500 mètres, avec des profondeurs comprises entre 0,5 et 30 mètres (Bell & Galzin, 1984). Par ailleurs, le couvert corallien autour de l'île a connu une dégradation importante ces dernières années, en raison de deux événements environnementaux majeurs successifs : une prolifération d'*Acanthaster planci* entre 2003 et 2010, suivie du passage du cyclone « Oli » en 2010 (Kayal et al.,

2012). Dans le même temps, l'île a connu une croissance démographique rapide depuis les années 1970, sa population étant passée de 5 058 habitants en 1971 à 16 899 en 2012 (source : www.ISPF.pf).

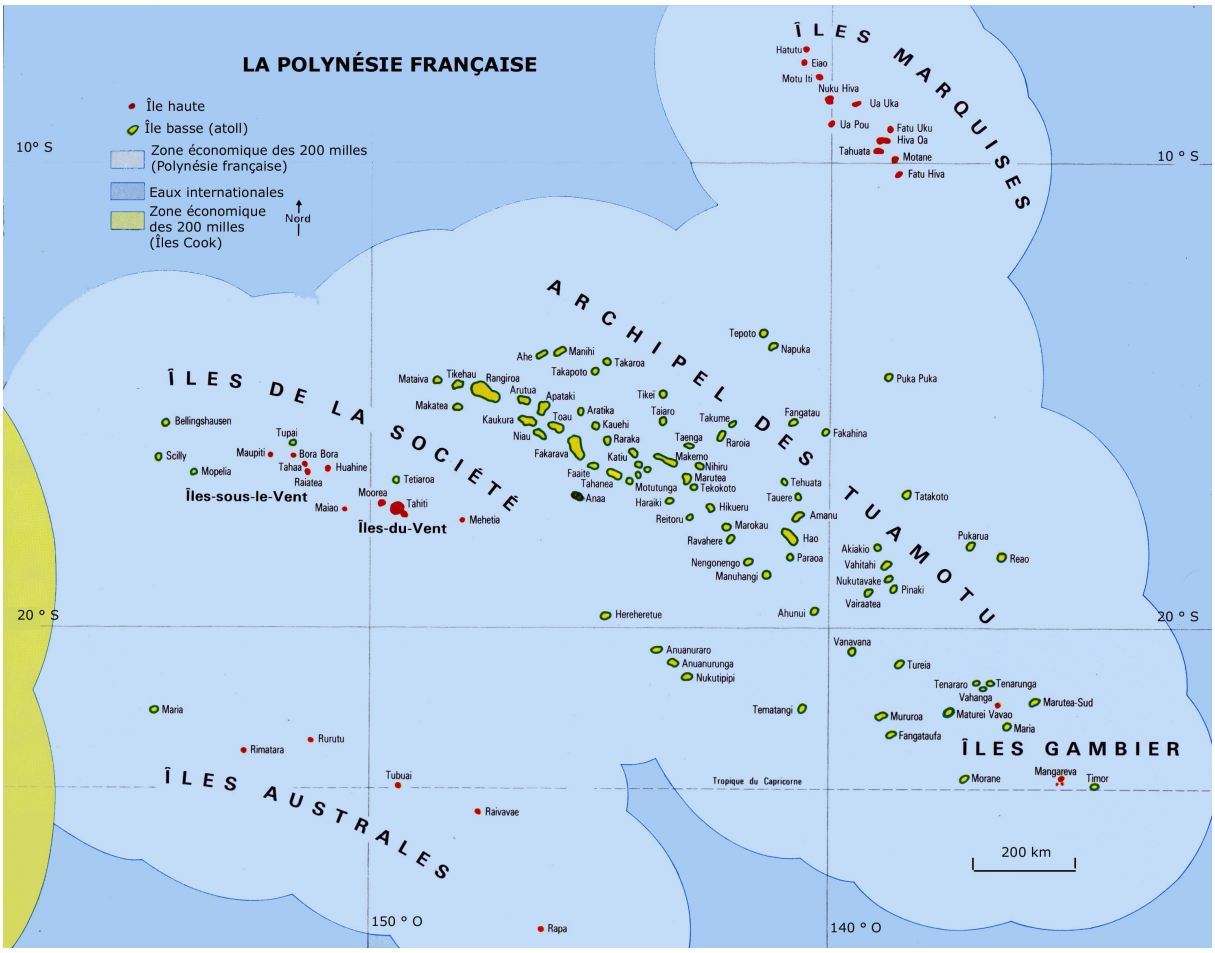


Figure 2.8. Carte montrant les îles de la Polynésie française avec un focus particulier sur Tahiti et Moorea (source : www.cartograf.fr).

La pêche constitue l'un des fondements des sociétés polynésiennes et demeure aujourd'hui un élément central de leur économie de subsistance ainsi que de leur identité culturelle. La population dépend fortement du poisson, avec une consommation moyenne annuelle estimée à 110 kg par habitant. Environ 23,4 % de la population (soit environ 3 954 personnes) pratique régulièrement la pêche, que ce soit à des fins récréatives, de subsistance ou professionnelles. Parmi eux, 2,6 % (environ 439 personnes) dépendent exclusivement de la pêche pour leurs revenus (Morin et al., 2016). La pêche est omniprésente à Moorea et se répartit en trois grandes catégories : les pêcheurs commerciaux, les pêcheurs de subsistance et les pêcheurs récréatifs. Ces derniers, motivés par des facteurs culturels plutôt qu'économiques ou alimentaires, représentent une large majorité. La population de pêcheurs est composée à 69 %

de pêcheurs récréatifs, 20 % de pêcheurs de subsistance et 11 % de pêcheurs commerciaux, bien que ces catégories puissent se chevaucher (Leenhardt, 2009 ; Brenier et al., 2013). Une grande diversité d'espèces est ciblée par la pêche sur les récifs de Moorea. Plus de 40 genres de poissons sont fréquemment observés en vente en bord de route (Figure 2.9). Trois groupes dominent les prises : les *iihi* (poissons soldats, *Myripristis spp.*), les *paati* (poissons-perroquets de moins de 50 cm, principalement *Scarus spp.* et *Chlorurus spp.*), et les *ume* (naso, *Naso spp.*). Cette diversité d'espèces capturées reflète la variété des techniques de pêche utilisées, chacune adaptée à un groupe d'organismes spécifique. Ainsi, les pêcheurs adoptent souvent une approche multifacette, modulant leurs techniques selon leurs préférences, leurs ressources, la fréquence de pêche, la saison, les conditions météorologiques, les espèces visées et le moment de la journée. Les principaux équipements utilisés dans le lagon comprennent les fusils harpons, les lignes (à la main ou à la canne), les filets (filets maillants ou filets associés à des nasses), les harpons, les sennes de plage et la traîne (Yonger, 2002 ; Leenhardt, 2009 ; Brenier et al., 2013).



Figure 2.9. Poissons de récif vendus en bord de route à Moorea. Les planches en arrière-plan sont utilisées par les scientifiques pour estimer les tailles (Images : R. Madi Moussa). Extrait de Leenhardt et al., 2016.

2.3.2. Sites d'échantillonnage et espèces ciblées à Moorea (Polynésie française)

Dans le cadre de cette étude, les espèces de poissons ont été échantillonnées à Moorea, principalement dans la baie d'Opunohu (Figure 2.10), afin de répondre aux questions scientifiques posées (*cf. Objectifs de thèse*). La sélection des espèces s'est basée sur plusieurs critères : l'accessibilité des individus le long des côtes ou à proximité des routes (notamment lors des ventes matinales des pêcheurs locaux), l'abondance des espèces et leur popularité auprès des consommateurs. Au total, 45 individus ont été collectés et sont actuellement en cours

d'analyse (Tableau 2.4). En complément, des données sont déjà disponibles pour 49 individus concernant la vitamine A, et pour 162 individus concernant les micronutriments et les éléments traces métalliques (ETM).

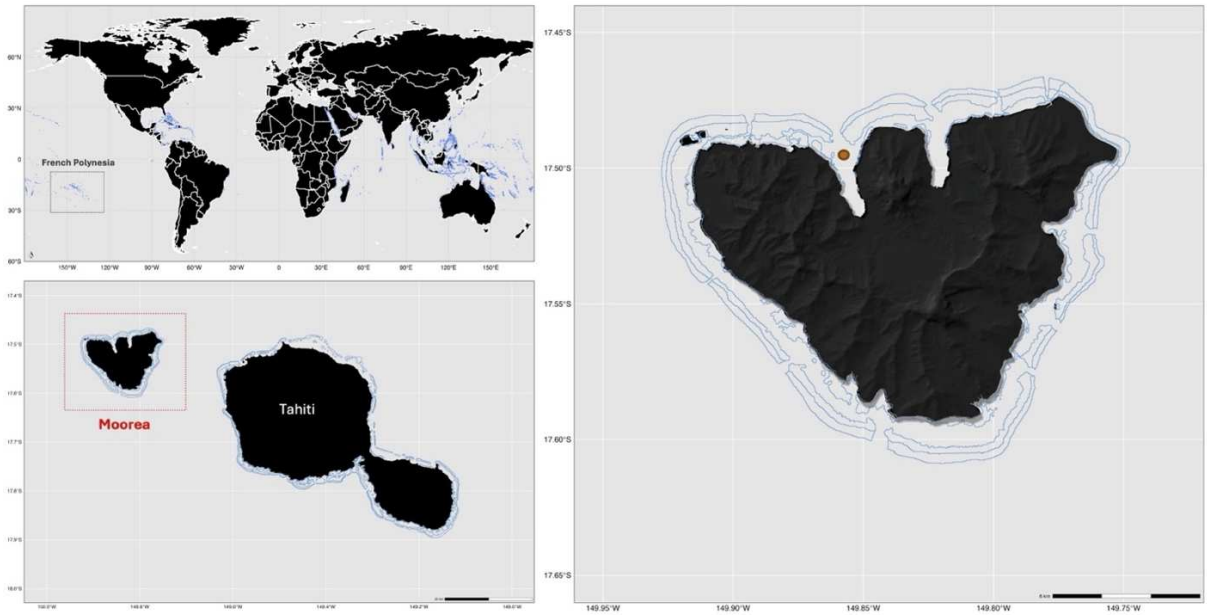


Figure 2.10. Carte montrant le site d'échantillonnage à Moorea, dans la baie d'Opunohu (en orange).

Tableau 2.3. Espèces échantillonnées à Moorea.

Famille	Espèces	Régime alimentaire
Acanthuridae	*Ctenochaetus striatus (n=5)*	Herbivore
Acanthuridae	*Naso lituratus (n=3)*	Herbivore
Holocentridae	*Myripristis berndti (n=3)*	Planctivore
Holocentridae	*Myripristis kuntee (n=8)*	Planctivore
Holocentridae	*Sargocentron caudimaculatum (n=2)*	Carnivore
Labridae	*Cheilinus chlorourus (n=1)*	Carnivore
Labridae	*Cheilinus trilobatus (n=1)*	Carnivore
Labridae	*Coris aygula (n=1)*	Carnivore
Lethrinidae	*Gnathodentex aureolineatus (n=4)*	Carnivore
Lethrinidae	*Monotaxis grandoculis (n=1)*	Carnivore
Lutjanidae	*Lutjanus fulvus (n=1)*	Carnivore
Mullidae	*Parupeneus multifasciatus (n=3)*	Carnivore
Scaridae	*Chlorurus sordidus (n=1)*	Herbivore
Scaridae	*Chlorurus spilurus (n=2)*	Herbivore

Scaridae	*Scarus psittacus (n=2)*	Herbivore
Serranidae	*Cephalopholis argus (n=3)*	Piscivore
Serranidae	*Epinephelus merra (n=1)*	Piscivore
Siganidae	*Siganus spinus (n=3)*	Herbivore

2.4. Organisation des missions de terrain

Tous les sites d'échantillonnage en Nouvelle-Calédonie ont bénéficié d'une mission sur site d'une semaine (voire plus, notamment pour Nouméa), avec les moyens navigants mis à disposition par l'IRD (Figure 2.11). Les dates d'échantillonnage dans le Grand Lagon Sud ont débuté le 02/06/23 et se sont terminées le 12/07/23. Celles pour le tour de la Nouvelle-Calédonie ont commencé le 15/01/2024 et se sont achevées le 09/04/2024. Les missions ont été réalisées par une équipe composée de quatre personnes : un scientifique, un pilote de bateau et deux plongeurs professionnels. Au total, ces campagnes de terrain ont duré environ une trentaine de jours. En Polynésie française, l'échantillonnage a duré environ une semaine en mai 2024, avec un scientifique et deux plongeurs, et les moyens navigants fournis par le CRIOBE.



Figure 2.11. Moyens navigants mis à disposition par l'IRD pour effectuer le travail de terrain autour de la Nouvelle-Calédonie.

2.5. Préparation des échantillons

Pour répondre aux questions scientifiques posées (*cf. Chapitres III, IV et V*), les poissons ont été collectés soit directement sur le terrain par chasse sous-marine, principalement à l'aide d'un fusil-harpon, soit à l'aide d'une petite quantité d'anesthésique non sélectif, à savoir 10 % d'eugénol dilué dans de l'éthanol, ou encore en achetant des poissons auprès de pêcheurs locaux

(notamment à Moorea). Une fois collectés, les échantillons ont été mesurés, photographiés et placés dans des sacs plastiques annotés (date, site de prélèvement et nom de l'espèce), puis immédiatement stockés dans une glacière jusqu'au retour à terre. À terre, des morceaux de muscle dorsal ont été prélevés et conditionnés dans des tubes hermétiques de 4,5 mL pour chaque type d'analyse (c.-à-d. minéraux, acides gras, polluants, etc.). Pour l'analyse des vitamines, environ 100 g de chair ont été conservés à -20 °C dans des sachets plastiques enveloppés de papier aluminium afin d'éviter tout contact avec la lumière. Un code spécifique a été attribué à chaque individu, indiquant la mission, l'espèce, le numéro d'échantillon et la date (ex. : première capture d'un Naso unicornis → NAUN_01_02/06). Tous les échantillons prélevés ont ensuite été congelés à -20 °C, à l'exception des échantillons destinés aux analyses des acides gras, qui ont été conservés à -80 °C en attente d'analyse. Concernant l'étude des éléments traces métalliques (ETM) et des polluants organiques persistants (POP), les échantillons ont été lyophilisés (c.-à-d. desséchés par sublimation après congélation), puis réduits en poudre fine à l'aide d'un mortier et d'un pilon en agate, puis tamisés.

2.6. Analyses des contaminants

2.6.1. Analyses des éléments traces métalliques (ETM)

Onze éléments traces métalliques (ETM) ont été analysés : argent (Ag), arsenic (As), cadmium (Cd), cobalt (Co), chrome (Cr), cuivre (Cu), manganèse (Mn), mercure (Hg), nickel (Ni), plomb (Pb) et vanadium (V). À l'exception du Hg, les analyses de ces éléments ont été effectuées sur des échantillons secs (lyophilisés et broyés en poudre) de 150 à 300 mg à l'aide de la spectroscopie d'émission atomique par plasma à couplage inductif (ICP-AES Vista-Pro Varian®) ou de la spectrométrie de masse par plasma à couplage inductif (ICP-MS II Series Thermo Fisher Scientific®), suivant les protocoles décrits dans Kojadinovic et al. (2011). Les concentrations totales de Hg ont été quantifiées dans des échantillons allant de 3 à 100 mg d'échantillons secs (lyophilisés et en poudre) par spectrométrie d'absorption atomique avec un analyseur de mercure avancé (AMA 254 ALTEC®), suivant la procédure décrite par Bustamante et al. (2006). Un programme de contrôle qualité a été mis en œuvre, incluant le traitement et l'analyse de matériaux de référence certifiés (MRC, comprenant le foie de squalidé DOLT-4 et le hépato-pancréas de homard TORT-2 du Conseil national de recherches du Canada) et des blancs en parallèle avec les échantillons. Ces MRC ont été traités et analysés simultanément avec les échantillons. Les taux de récupération pour les MRC variaient de 83 %

à 115 %. Toutes les concentrations d'ETM sont exprimées en microgrammes par gramme de masse sèche (µg.g^{-1} dm). Les limites de détection (en µg.g^{-1} dm) étaient de 0,005 µg.g^{-1} (Hg), 0,015 µg.g^{-1} (Ag, Cd), 0,02 µg.g^{-1} (Cr, Co, Pb), 0,03 µg.g^{-1} (Ni), 0,08 µg.g^{-1} (Mn), 0,1 µg.g^{-1} (Cu), 0,2 µg.g^{-1} (As) et 0,3 µg.g^{-1} (V).

Ces analyses ont été réalisées au LIENSs (Université de La Rochelle), à Flinders University (Adélaïde, Australie) et au laboratoire d'analyses LAMA IRD de Nouméa.

2.6.2. Analyses des polluants organiques persistants (POP)

2.6.2.1. Les polychlorobiphényles (PCB)

Quarante et un congénères de PCB ont été analysés, identifiés par leurs numéros IUPAC (Union internationale de chimie pure et appliquée) : 17, 18, 20, 28, 31, 33, 44, 49, 52, 60, 70, 74, 82, 87, 92, 95, 99, 101, 105, 110, 118, 128, 132, 136, 138, 141, 149, 151, 153, 156, 170, 174, 177, 180, 183, 187, 191, 194, 195, 196 et 201. Les concentrations de PCB sont exprimées en ng.g^{-1} dm. La quantification a été réalisée par chromatographie en phase gazeuse (Agilent Technologies HP6890®) équipée d'un détecteur à capture d'électrons à 300 °C et d'un injecteur automatique dans la colonne (colonne DB5 J&W, 60 × 0,32 i.d × 0,25 µm), avec l'hélium comme gaz porteur. Lors de l'injection, la température est de 60°C, puis elle augmente de 10°C par minute jusqu'à 160°C, et ensuite de 25°C par minute jusqu'à 280 °C. La limite de détection était de 0,01 ng.g^{-1} dm.
Il existe plusieurs indices composites pour analyser les PCB (Annema et al., 1995 ; Wafo et al., 2012), mais il était plus pertinent ici d'utiliser la ΣPCB totale des différents congénères, compte tenu des faibles concentrations observées.

2.6.2.2. Les pesticides

Vingt et un pesticides ont été examinés, y compris l'aldrine, l'atrazine, l'α- et le cis-chlordane, le diazinon, le dieldrine, l'α- et le β-endosulfan, l'endrine, le glyphosate, l'heptachlore, les époxydes A et B de l'heptachlore, l'isodrine, le lindane, le linuron, le malathion, la simazine, le pp'-DDT, le pp'-DDE et le pp'-DDD, choisis en raison de leur persistance et de leur intérêt pour la santé publique. Le glyphosate a été quantifié par chromatographie liquide, et les autres composés ont été quantifiés par chromatographie en

phase gazeuse-spectrométrie de masse. Les limites de détection (LD, en $ng.g^{-1}$ dm) étaient de 0,01 $ng.g^{-1}$ pour les époxydes A et B de l'heptachlore, de 0,02 $ng.g^{-1}$ pour le linuron et le malathion. Pour l'aldrine, le diazinon, l'endosulfan II, l'endrine, l'heptachlore, le lindane, le pp'-DDT, le pp'-DDE et le pp'-DDD, la LD est de 0,1 $ng.g^{-1}$; 0,2 $ng.g^{-1}$ pour l'atrazine, le dieldrine et l'endosulfan I. Enfin, la LD pour le glyphosate est de 1 $ng.g^{-1}$. Les concentrations de pesticides sont exprimées en $ng.g^{-1}$ dm. Les concentrations de pesticides sont exprimées en $ng.g^{-1}$ dm.

En revanche, le glyphosate et son principal métabolite, l'acide aminométhylphosphonique (AMPA), ont été analysés séparément, selon la méthode décrite par Jansons et al. (2021), dans un second laboratoire spécialisé en spectrométrie de masse haute résolution. Les réactifs utilisés dans cette étude comprennent le FMOC Chloride (Fluka) pour la dérivatisation, ainsi que les standards de pesticides AMPA (Acide aminométhylphosphonique) et Glyphosate (100 % pureté, AccuStandard), préparés dans de l'eau avec 10 % d'acétonitrile (ACN) et conservés à 4 °C dans des flacons en Nalgène. Les solvants et produits chimiques utilisés incluent de l'eau ultra-pure (Milli-Q), l'acetonitrile et l' acétate d'éthyle UHPLC-SM (Carlo Erba), le Di-hydrogenophosphate de potassium (Fluka) et le tétraborate de sodium décahydraté (Sigma-Aldrich). Les échantillons de poissons, préalablement lyophilisés, broyés et stockés à 5 °C. Pour l'extraction, environ 0,5 g d'échantillon est placé dans un pilulier en polypropylène de 25 mL, auquel sont ajoutés 10 mL de tampon KH_2PO_4 (pH 5.5), puis soumis aux ultrasons pendant 15 minutes, suivi d'une digestion de 3 heures. La phase aqueuse est ensuite filtrée et recueillie dans un tube en polypropylène de 15 mL. La dérivatisation est effectuée en ajoutant successivement dans des tubes en polypropylène de 15 mL : 1 mL d'extrait, 1 mL de tampon phosphate (0.05 M), homogénéisé au vortex pendant 30 secondes, suivi de 0,3 mL de tampon borate (pH 9) avec agitation pendant 20 minutes. Ensuite, 1 mL de FMOC est ajouté pour dérivatiser les composés, avec une agitation de 20 minutes, puis l'ensemble est incubé à 37–38 °C pendant 5 heures avec agitation toutes les 2 heures. Après un vortex, 1 mL d'acétate d'éthyle puis 1 mL d'ACN sont ajoutés, et l'ensemble est agité pendant 5 à 10 minutes. Une centrifugation à 3600 tr/min pendant 15 minutes est réalisée, puis la phase organique est récupérée et filtrée à l'aide d'un vial-filtre 0.45 µm (Agilent Captiva). L'analyse est effectuée en injectant 20 µL de l'extrait dérivatisé dans un système UHPLC Thermo Scientific Vanquish couplé à un Orbitrap Exploris 120. Les limites de détection (LD) et de quantification (LQ) ont été établies à 3 et 11 µg/L respectivement.

Toutes les analyses ont été réalisées au laboratoire de chimie analytique de la Faculté de Pharmacie de l'Université d'Aix-Marseille.

2.7. Analyses de la valeur nutritionnelle

2.7.1. Méthode d'analyse des acides gras

Après lyophilisation, les échantillons de muscle ont été homogénéisés, puis stockés à −80 °C avant l'extraction des lipides. À cet effet, environ 10 mg de poudre homogénéisée ont été placés dans des flacons en verre préalablement calcinés, auxquels ont été ajoutés 6 ml d'un mélange de solvants ($CHCl_3$:MeOH, 2:1, v:v). Comme décrit dans Mathieu-Resuge et al. (2023), les extraits lipidiques ont été rincés sous un flux d'azote, soniqués, vortexés, puis laissés au repos pendant 24 heures afin d'assurer une extraction complète des lipides. Ainsi, un aliquote de l'extrait lipidique total a été utilisé pour séparer les lipides neutres (c'est-à-dire les lipides de réserve) et les lipides polaires (c'est-à-dire les lipides membranaires) par extraction en phase solide à basse pression. Ensuite, après ajout du C23:0 comme standard interne (sous forme d'acide gras libre), les deux fractions lipidiques ont été transestérifiées, d'abord avec KOH, puis avec H_2SO_4, afin de former des esters méthyliques d'acides gras (FAME) qui ont ensuite été récupérés avec de l'hexane. Les FAME ont été analysés sur un chromatographe en phase gazeuse TRACE 1300 (Thermo Scientific), programmé en température, équipé d'un injecteur en mode splitless, d'une colonne ZB-WAX (30 m × 0,25 mm ID × 0,2 µm) et d'un détecteur à ionisation de flamme, en utilisant de l'hydrogène comme gaz vecteur. Les chromatogrammes obtenus ont été traités avec le logiciel Chromeleon 7.2 (Thermo Scientific). Au total, soixante-six FAME ont été identifiés par comparaison de leurs temps de rétention avec ceux de mélanges commerciaux de référence (37 composants FAME, PUFA1 et PUFA3, Sigma) ainsi qu'avec des standards maison. La quantification des FAME en µg a été réalisée sur la base de la récupération du standard interne, puis exprimée en $mg.g^{-1}$ de poids sec. Les proportions relatives des acides gras ont été exprimées en pourcentage massique (%) par rapport au total des acides gras identifiés.

Toutes les analyses ont été effectuées sur la plateforme analytique LIPIDOCEAN, à l'université de Bretagne occidentale (Brest).

2.7.2. Méthode d'analyse de la vitamine A

Principe de la méthode analytique : Le dosage de la vitamine A dans la chair de poissons repose sur une saponification des vitamines contenues dans les échantillons à l'aide d'une solution de KOH en milieu éthanolique à reflux, suivie d'une extraction dans de l'éther de pétrole. L'analyse est ensuite réalisée par chromatographie liquide haute performance (HPLC) en phase normale. L'appareil utilisé est un HPLC équipé d'un auto-échantillonneur et d'une pompe isocratique, couplé à des détecteurs fluorimétrique et UV, la détection étant adaptée à la vitamine dosée. Cette méthode est conforme aux normes NF EN 12823-1 (ou V03-130-1, partie 1) pour les produits alimentaires, et NF EN ISO 14565 (ou V18-401) pour les aliments destinés aux animaux.

Toutes les analyses ont été réalisées par le laboratoire Rouen SGS France.

2.7.3. Analyses des minéraux

Sept minéraux ont été analysés : Calcium (Ca), fer (Fe), magnésium (Mg), phosphore (P), potassium (K), sélénium (Se) et zinc (Zn). Les analyses de ces éléments ont été effectuées sur des échantillons secs (lyophilisés et broyés en poudre) de 150 à 300 mg à l'aide de la spectroscopie d'émission atomique par plasma à couplage inductif (ICP-AES Vista-Pro Varian®) ou de la spectrométrie de masse par plasma à couplage inductif (ICP-MS II Series Thermo Fisher Scientific®), comme décrit dans Kojadinovic et al. (2011). Un programme de contrôle qualité a été mis en œuvre, incluant le traitement et l'analyse de matériaux de référence certifiés (MRC, comprenant le foie de squalidé DOLT-4 et le hépato-pancréas de homard TORT-2 du Conseil national de recherches du Canada) et des blancs en parallèle avec les échantillons. Ces MRC ont été traités et analysés simultanément avec les échantillons. Les taux de récupération pour les MRC variaient de 83 % à 115 %. Toutes les concentrations sont exprimées en microgrammes par gramme de masse sèche ($\mu g.g^{-1}$ dm). Les limites de détection (en $\mu g.g^{-1}$ dm) étaient de 0,1 $\mu g.g^{-1}$ (Se) et 3,3 $\mu g.g^{-1}$ (Fe, Zn).

Ces analyses ont été réalisées au LIENSs (Université de La Rochelle) et à Flinders University (Adélaïde, Australie).

2.8. Traitements des données

2.8.1. Synopsis des bases de données

Pour extrapoler la contamination à l'échelle du Pacifique (*cf. Chap. III*) et de la Nouvelle-Calédonie (*cf. Chap. IV*), et ainsi prédire la contamination des assemblages de poissons récifaux, nous avons utilisé plusieurs bases de données issues de relevés visuels réalisés en plongée dans le Pacifique et en Nouvelle-Calédonie, ainsi qu'une base de données concernant les traits d'histoire de vie des espèces. L'ensemble de ces bases de données est géré par l'IRD-Nouméa.

La base de données "Pacifique"(projet CPS) : Le projet PROCFish (Programme régional pour le développement des pêches océaniques et côtières) visait à collecter des données de référence sur l'état des ressources récifales. La faune piscicole des récifs et les habitats coralliens associés ont été étudiés de 2002 à 2009. Au total, 63 sites dans 17 pays et territoires insulaires du Pacifique (PICTs) ont été étudiés, s'étendant de Palau à l'ouest à la Polynésie française à l'est, et des îles Marshall au nord à Tonga au sud (couvrant environ 35 degrés de latitude et 85 degrés de longitude). Des sites fortement impactés près des capitales ainsi que de petits villages isolés ont été échantillonnés dans chaque pays. De plus, quatre habitats (récif frangeant, intermédiaire, arrière-récif, pente externe) ont été échantillonnés de manière équilibrée. La méthode de recensement visuel sous-marin par échantillonnage à distance (Kulbicki,1998 ; Labrosse et al., 2002) a été utilisée pour étudier les poissons le long de transects de 50 mètres dans des sites sélectionnés. Cette base de données a notamment été utilisée dans le cadre de nos travaux liés au chapitre III de cette thèse.

La base de données "PRISTINE" : Cette base de données a été collectée entre 2012 et 2013. Le projet visait à échantillonner des récifs isolés des activités humaines dans le Pacifique Sud-Ouest (Nouvelle-Calédonie, Polynésie française et Tonga) afin de redéfinir les états de référence de l'écosystème corallien. Pour toutes ces données, les espèces ont été identifiées et comptées, et leurs tailles et biomasses ont été estimées. Avec un total de 162 transects comprenant 74 familles et 647 espèces. La méthode utilisée pour ces dénombrements est l'échantillonnage à distance comme précédemment. Cette base de données a notamment été utilisée dans le cadre de nos travaux présentés dans les chapitres III et IV de cette thèse.

Base de données de traits d'histoire de vie (Parravicini et al., 2021). Cette base de données couvre les traits d'histoire de vie (e.g, la taille maximale des espèces, le régime alimentaire, la mobilité, la position sur le récif, l'activité (diurne ou nocturne), la grégarité, etc.) de 6 325 espèces de poissons récifaux. Ces traits résultent de plusieurs années d'observations réalisées dans la région Indo-Pacifique, complétées par les données de Fishbase© (Kulbicki et al., 2005, 2010, 2011 ; Chabanet et al., 2010). Le consortium GASPAR, qui s'est penché sur la relation diversité-abondance des poissons coralliens à l'échelle mondiale entre 2011 et 2014, a également contribué à enrichir et affiner cette base de données (Mouillot et al., 2014 ; Parravicini et al., 2014). Cette base de données a notamment été utilisée dans le cadre de nos travaux présentés dans les chapitres III, IV et V de cette thèse.

2.8.2. Les facteurs influençant les contaminations et/ou les valeurs nutritionnelles

Pour examiner les relations entre les variables prédictives spécifiques au site qui pourraient influencer les concentrations de nutriments, d'ETM et de POP chez les poissons de récif corallien, nous avons sélectionné quatre catégories de variables liées à l'environnement, à la biogéographie, aux activités humaines et aux caractéristiques biologiques des poissons. Ces facteurs ont été utilisés dans le cadre des travaux présentés aux chapitres III et IV de cette thèse.

2.8.2.1. Facteurs biologiques

Les facteurs biologiques spécifiques à chaque espèce sont connus pour influencer l'accumulation de contaminants et de nutriments chez les organismes marins (Zizek et al., 2007).

La **taille individuelle (longueur totale LT en cm)** est une variable importante pour évaluer la niche écologique des poissons et reflète également le métabolisme des espèces (Munday & Jones, 1998).

Les **habitudes alimentaires** déterminent l'influence de l'espèce sur le fonctionnement de l'écosystème grâce aux interactions trophiques et aux flux de nutriments dans le réseau alimentaire (Vanni, 2002 ; Mumby et al., 2006 ; Burkepile et al., 2013). Les habitudes alimentaires ont été caractérisées en fonction des éléments consommés par chaque espèce, ce qui a abouti à quatre catégories trophiques principales : herbivores (c'est-à-dire les poissons qui

consomment des algues et/ou des herbes marines), omnivores (c'est-à-dire les poissons pour lesquels les matières végétales et animales sont significatives dans leur alimentation), micro-carnivores (c'est-à-dire les poissons se nourrissant de petits organismes dans la colonne d'eau) et macro-carnivores (c'est-à-dire les poissons consommant de plus grosses proies) (Parravicini et al., 2020).

La **mobilité** détermine l'étendue spatiale sur laquelle les espèces contrôlent les ressources et transfèrent les nutriments (Meyer & Schultz, 1985 ; Nagelkerken et al., 2000), notamment entre les récifs, et influencent également les besoins énergétiques métaboliques, qui sont plus élevés pour les espèces mobiles par rapport aux espèces sédentaires (Norman & Jones, 1984). La mobilité a été catégorisée en trois groupes : sédentaires, mobiles (c'est-à-dire au sein d'un récif) et très mobiles (c'est-à-dire entre les récifs).

La **grégarité** est un indicateur du comportement des espèces, influençant leur capacité à échapper à la prédation (Hoare et al., 2000 ; Geange et al., 2013 ; Stier et al., 2013) et affectant les processus écologiques locaux ; les espèces en groupe ont un impact significatif sur le cycle des nutriments et la réduction des ressources (Robertson et al., 1976 ; Foster, 1985). La grégarité a été codée en cinq catégories : espèces solitaires, espèces en couple, espèces vivant en petits groupes (en moyenne, 3 à 20 individus), espèces vivant en groupes de taille moyenne (en moyenne, 20 à 50 individus) et espèces vivant en grands groupes ou bancs (plus de 50 individus en moyenne).

La **position verticale dans la colonne d'eau** affecte la gamme de proies disponibles (Bellwood et al., 2006) et influence les flux de nutriments entre les différentes strates verticales (Schaus & Vanni, 2000). Les sédiments représentent le réservoir le plus significatif pour les métaux et les POPs dans l'environnement aquatique (Covaci et al., 2005 ; Zrnčić et al., 2013). Ces polluants, associés aux sédiments, peuvent être libérés dans la colonne d'eau après resuspension, représentant ainsi une menace pour les écosystèmes (Wasi et al., 2013 ; Mataba et al., 2016). De plus, ils peuvent entrer dans la chaîne alimentaire aquatique par l'alimentation des espèces benthiques et benthopélagiques (Mdegela et al., 2009). Pour les espèces vivant dans la colonne d'eau, l'absorption des contaminants se fait principalement par voie dermique, respiratoire et orale. En revanche, chez les espèces benthiques, l'ingestion de sédiments contaminés constitue une voie majeure d'absorption des métaux. Par conséquent, les espèces vivant à proximité du fond sont plus exposées aux contaminants que les espèces pélagiques

(Kerambrun et al., 2012 ; Rajeshkumar et al., 2018). Ainsi, la position verticale dans la colonne d'eau a été catégorisée en trois groupes : benthique, benthopélagique et pélagique.

L'**activité**, qui correspond à l'heure de la journée où les espèces sont actives a des implications pour leur rôle dans le réseau alimentaire, car elle influence les ressources qu'elles peuvent cibler (Fox & Bellwood, 2011) ainsi que leur susceptibilité à la prédation. Les périodes d'activité ont été catégorisées en trois types : diurne, à la fois diurne et nocturne, et nocturne.

2.8.2.2. Facteurs environnementaux

La **température de surface de la mer (SST)** a été obtenue à partir de données fournies par le projet *Group for High Resolution Sea Surface Temperature* (GHRSST) (http://podaac.jpl.nasa.gov/). Elle représente les températures mensuelles sur une période de 2004 à 2024, avec une résolution spatiale de 0,011° de latitude et 0,011° de longitude. Trois variables ont été prises en compte pour la modélisation : SST minimale, moyenne et maximale mensuelles. La température de l'eau est un facteur conditionnant la distribution, le mouvement et l'activité des espèces marines (Lea et al., 2015). Ce facteur exerce également une influence significative sur la distribution des contaminants environnementaux, tels que les polluants organiques persistants (POP), dans le sol, l'eau et l'atmosphère (Noyes et al., 2009) et pourrait influer sur l'assimilation et/ou le stockage des nutriments.

Dans le cas spécifique de la Nouvelle-Calédonie, les **moyennes mensuelles des précipitations** sur une période de dix ans ont également été prises en compte (www.meteo.nc). En Nouvelle-Calédonie, la précipitation annuelle varie de 800 mm dans les plaines de la côte ouest à 2500 mm dans les régions nord et sud de la côte est. Une intensification des précipitations et de la pluviométrie totale locale entraîne une augmentation du ruissellement, donc de l'érosion de particules de sols et de leurs contaminants vers les rivières, constituant ainsi une préoccupation majeure pour la contamination des écosystèmes côtiers (Kossin, 2018). Par ailleurs, les eaux de la pointe sud de la Nouvelle-Calédonie sont plus froides que celles du reste du territoire (Alory et al., 2006).

Pour le cas de la spécifique de la Nouvelle-Calédonie, la **lithologie**, disponible sous forme de carte géologique à une échelle de 1/1 000 000, fournit des informations géologiques, détaillant les surfaces et les contours géologiques (https://dimenc.gouv.nc/) (Figure 2.12). Elle

catégorise les roches en fonction de leur composition minérale, de leur texture et de leur structure. La composition minérale des roches détermine la capacité des sols adjacents à retenir ou à libérer des éléments tels que les éléments métalliques, certains types de roches contenant naturellement des concentrations élevées. Les processus géochimiques associés à ces roches peuvent influencer la dissolution des métaux et leur transport à travers les bassins versants et les rivières lors des processus d'érosion (David et al., 2010). Cette variable a été mesurée à l'aide du logiciel QGIS 3.28.

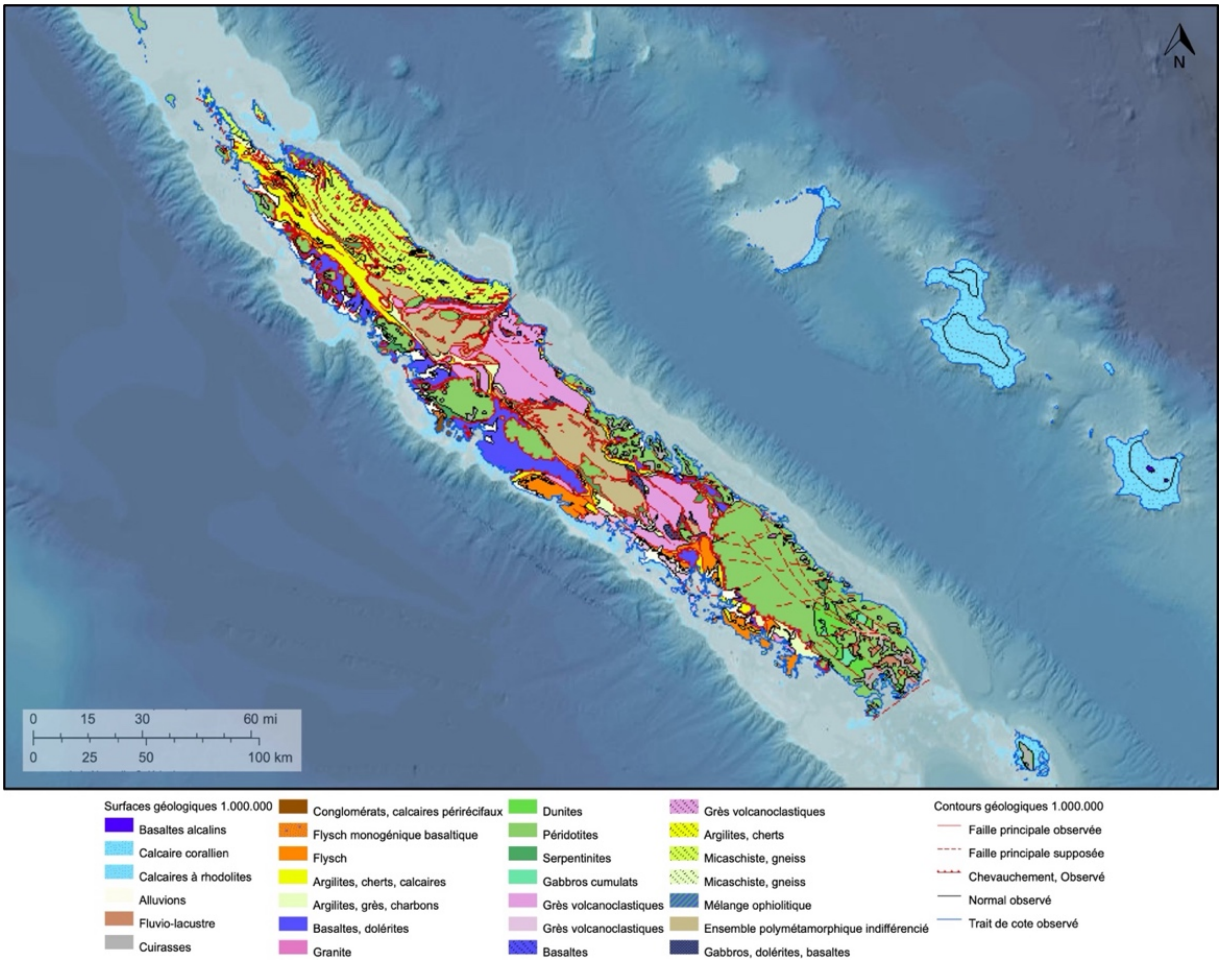


Figure 2.12. Carte géologique de la Nouvelle-Calédonie à l'échelle 1:1 300 000. En vert figurent les zones géologiques abritant notamment des sols ultramafiques enrichis en ETM (source : georep.nc).

2.8.2.3. Facteurs biogéographiques

Des variables biogéographiques ont été incluses dans les modèles pour tenir compte de l'étendue spatiale de l'étude. Sandin et al. (2008) ont démontré l'effet positif de la superficie des îles, qui peut fournir des informations sur les diverses interactions potentielles entre les écosystèmes terrestres et marins, y compris les ruissellements terrestres. De plus, les POP sont

souvent semi-volatils, ce qui leur permet d'être transportés sur de longues distances et de contaminer des sites éloignés de leur lieu d'utilisation ou de production initiale (Polder et al., 2014).

La **superficie terrestre totale du pays/île** provient principalement de la Banque mondiale (www.worldbank.org).

La **superficie terrestre** a été quantifiée dans des zones tampons de 3, 30 et 600 km en utilisant les limites administratives de chaque pays/île (https://pacificdata.org). Cette approche nous permet de considérer les interactions potentielles entre les caractéristiques environnementales à différentes échelles spatiales. Les zones tampons de 3 km et 30 km peuvent refléter les effets environnementaux locaux à petite et moyenne échelles, tandis que la zone tampon de 600 km peut englober des effets à plus grande échelle.

Pour le cas spécifique de la Nouvelle-Calédonie, la **surface terrestre** a été quantifiée dans des zones tampons de 3 et 30 km à l'aide des limites administratives terrestres, obtenues à partir des observations satellites SPOT6 de 2014, disponibles auprès du gouvernement de la Nouvelle-Calédonie (https://georep.nc). Les zones tampons de 3 km et 30 km peuvent refléter les effets environnementaux locaux. Cette variable a été calculée à l'aide du logiciel QGIS 3.28.

La **superficie des récifs coralliens** environnant le point d'échantillonnage, qui décrit à la fois la disponibilité et la diversité des habitats disponibles pour les organismes marins, a été mesurée à l'aide de la carte des récifs coralliens collectée par le Programme des Nations Unies pour l'environnement Centre de surveillance de la conservation du monde (www.unep-wcmc.org). La superficie des récifs dans un rayon de 3, 30 et 600 km a été quantifiée pour chaque point d'échantillonnage. Plusieurs rayons ont été considérés pour tenir compte à la fois de la connectivité écologique à 3 et 30 km (Treml et al., 2008 ; Mellin et al., 2010 ; Kool et al., 2011 ; Leis et al., 2011) et de la connectivité évolutive à 600 km (Bellwood & Hughes, 2001). Cette variable a été calculée à l'aide du logiciel QGIS 3.28.

Dans le cas spécifique de la Nouvelle-Calédonie, les **surfaces de bassins versants** dans une zone tampon de 30 km ont été obtenues à partir du scan IGN local à 1/50 000 (https://georep.nc) (Figure 2.13). Les bassins versants induisent deux types de pression potentielle en aval : une pollution organique qui contribue notamment à l'eutrophisation et, une

pollution terrigène principalement influencée par les feux et les activités minières. Ces dernières ont l'impact le plus significatif sur la biodiversité et les habitats côtiers (Richer de Forges & Pascal, 2008). Cette variable a été calculée à l'aide du logiciel QGIS 3.28.



Figure 2.13. Carte des régions hydrographiques (i.e. bassins versants) en Nouvelle-Calédonie (source : georep.nc).

2.8.2.4. Variables humaines

Des variables humaines ont été prises en compte, car les activités humaines dans les zones côtières adjacentes aux récifs coralliens peuvent également affecter les écosystèmes côtiers par la pollution, l'urbanisation, l'agriculture ou la pêche (Mora et al., 2011).

La superficie de la ville ou du village à proximité du site d'échantillonnage a été déterminée à partir des rapports de recensement national.

Les **populations côtières** peuvent influencer les écosystèmes côtiers par des changements dans l'utilisation des terres, le développement côtier, l'exploitation des ressources

naturelles telles que la pêche et la pollution, notamment par le biais des rejets d'eaux usées et industrielles (Wear & Thurber, 2015), de la construction (Wenger et al., 2017) et de l'agriculture (Wenger et al., 2020). La taille de la population humaine a été évaluée pour chaque ville ou village près du site d'échantillonnage, principalement à partir des rapports de recensement national.

La **population humaine totale** pour chaque pays/île a été obtenue auprès de la Banque mondiale (www.worldbank.org). La densité de population joue un rôle crucial dans la structure des communautés de poissons de récif, englobant divers aspects des activités humaines dans les zones côtières, y compris la pêche et les changements d'utilisation des terres qui peuvent conduire à la sédimentation et à la charge en nutriments (Mora et al., 2011), ou qui sont associés à la surexploitation des ressources naturelles (Cinner et al., 2018) et à la dégradation de l'habitat (Darling et al., 2019).

Le **Produit Intérieur Brut (PIB)** représente la valeur totale de tous les biens et services produits par une nation en un an (en USD). Le PIB par habitant est souvent utilisé comme mesure du niveau de vie (Klugman et al., 2011). Les données proviennent de la Banque mondiale (www.worldbank.org).

L'**Indice de Développement Humain (IDH)** est une mesure composite qui intègre des éléments tels que l'espérance de vie, l'éducation et la richesse (http://hdr.undp.org/en/statistics/hdi/). Dans les cas où les valeurs de l'IDH n'étaient pas disponibles pour des îles spécifiques (par exemple, l'île de Pâques), la valeur nationale de l'IDH a été utilisée (par exemple, le Chili).

La **gravité** sert d'indicateur des interactions potentielles entre les populations humaines et les communautés coralliennes, prenant en compte à la fois la taille des populations humaines et l'accessibilité des récifs coralliens aux établissements humains et aux marchés voisins (Cinner et al., 2018).

La **superficie des terres** utilisées pour l'agriculture (en km²) dans chaque pays/île provient principalement de la Banque mondiale (www.worldbank.org).

Dans le cas spécifique de la Nouvelle-Calédonie, la **surface des terres agricoles**, qui englobe diverses pratiques telles que la culture de récoltes, l'élevage, les terres en jachère et la culture de tubercules tropicaux traditionnels, a été quantifiée. Les données sur l'utilisation des terres agricoles dans une zone tampon de 30 km ont été obtenues sur https://georep.nc. Les activités agricoles, y compris l'utilisation de pesticides, d'engrais et d'autres produits chimiques, peuvent entraîner le ruissellement de substances potentiellement contaminantes vers les zones côtières. Cette variable a été calculée à l'aide du logiciel QGIS 3.28.

La **quantité de pesticides** importés chaque année, y compris les herbicides agricoles qui sont plus ou moins intensivement utilisés dans le monde (FAO, 2018). Ces données incluent les pesticides *sensu lato*, englobant les insecticides, les nématicides, les fongicides, les herbicides, les désinfectants et d'autres produits dangereux, importés chaque année par chaque pays (www.fao.org). De plus, l'utilisation de pesticides agricoles en Océanie a connu une croissance significative, triplant entre 1990 et 2021 (FAO, 2023a,b). Bien que la quantité de pesticides utilisés par hectare de terre cultivée (1,66 kg/ha) et par rapport à la valeur de la production agricole (0,83 kg/1 000 $US) soit relativement faible, la quantité par habitant est notablement élevée, atteignant 1,30 kg par personne.

Dans le cas spécifique de la Nouvelle-Calédonie, les **cadastres miniers** rassemblent les informations provenant du registre minier actif (concessions, permis d'exploration et réserves techniques) en Nouvelle-Calédonie (https://dimenc.gouv.nc/) (Figure 2.14). Ces données fournissent des informations détaillées sur les titres miniers, les propriétaires, les limites des concessions et d'autres aspects liés à l'activité minière dans la région. En Nouvelle-Calédonie, où l'industrie minière du nickel prédomine, le registre minier est particulièrement important en raison de l'extraction significative de nickel à ciel ouvert. L'extraction et le traitement du nickel peuvent libérer du Ni et d'autres métaux lourds dans l'environnement, affectant ainsi la qualité de l'eau des cours d'eau adjacents (Massabuau et al., 2006 ; http://www.vale.nc/activites/i_usine ; http://www.sln.nc). Cette variable a été calculée à l'aide du logiciel QGIS 3.28.

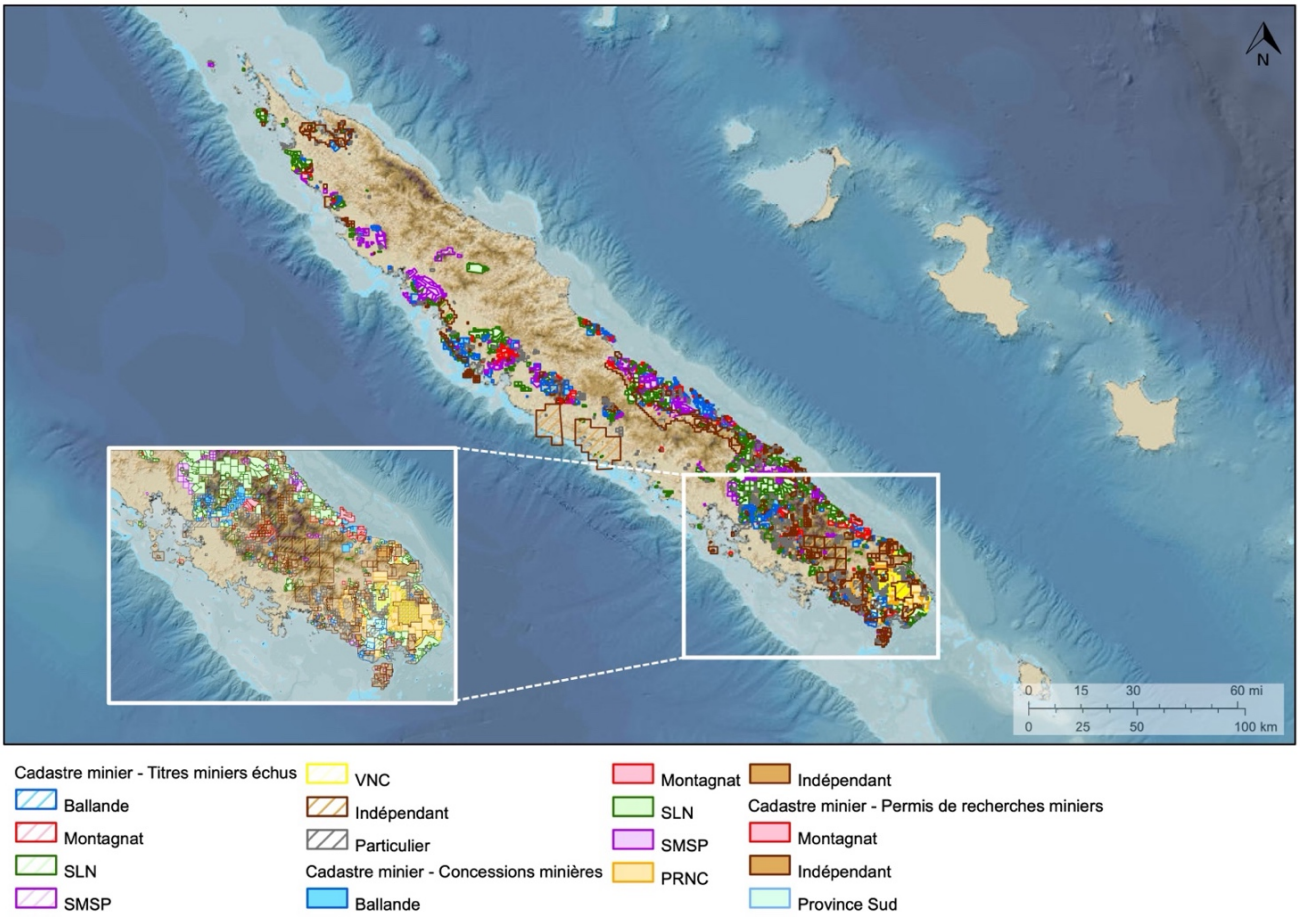


Figure 2.14. Cadastre minier de la Nouvelle-Calédonie (source : georep.nc). A noter que les mines sont toutes à ciel ouvert.

2.8.3. Analyses statistiques

Plusieurs types d'analyses statistiques ont été utilisés en fonction des différentes questions posées (*cf. Objectifs de la thèse*).

2.8.3.1. Modélisation : les arbres de régression forcés ou « Boosted Regressions Trees » (BRT)

Un des objectifs de ce travail a été d'identifier les variables explicatives potentielles qui influencent la contamination des poissons des récifs coralliens échantillonnés (*cf. Chap. III et IV*). Pour ce faire, nous avons utilisé les BRT, un outil puissant pour modéliser le rôle de ces variables sur la contamination. Les liens entre ces variables sont souvent complexes, caractérisés par des relations non linéaires, des seuils et des interactions (e.g. McClanahan et al., 2011). Dans cette approche multivariée, les arbres de régression boostés peuvent gérer

efficacement ces relations non linéaires et les interactions entre les variables (Elith et al., 2008). En effet, les BRT sont capables de prendre en compte des variables de différentes natures (continues, discrètes, binaires ou catégorielles), ce qui les rend particulièrement adaptés au traitement des variables écologiques, où les relations non linéaires, les interactions et les effets de seuil sont fréquents. Le principe de cette méthode consiste à générer une série d'arbres de régression, où chaque nouvel arbre explique les résidus du précédent. L'objectif fondamental de cette analyse est d'expliquer et de prédire la valeur d'une variable continue à partir de variables explicatives. Par exemple, dans notre cas, nous cherchons à expliquer la concentration des différents contaminants dans les poissons des récifs coralliens échantillonnés en fonction des variables environnementales, biologiques, biogéographiques et humaines. Cette méthode repose sur un algorithme d'apprentissage des valeurs du jeu de données collectées, permettant notamment de déterminer les variables qui expliquent le mieux la variable réponse. Les BRT présentent de nombreux avantages. Tout d'abord, ils ne nécessitent pas de transformations de données ni l'élimination de points aberrants. De plus, ils sont capables de modéliser des relations non linéaires, ce qui améliore considérablement le pouvoir de prédiction par rapport aux arbres de régression classiques. Le processus de construction de la série d'arbres inclut également un composant stochastique, par l'utilisation d'un échantillon aléatoire du jeu de données d'apprentissage ("Out of bag"). Cette stochasticité réduit la variance du modèle final et prévient le surapprentissage en fournissant des jeux de données d'apprentissage différents (Friedman, 2002).

Pour utiliser les BRT, plusieurs paramètres principaux doivent être spécifiés. La taille du jeu de données d'apprentissage est déterminée par le "bag fraction", une valeur de 0,5 a été utilisée dans nos analyses, conformément aux recommandations d'Elith et al. (2008). Deux autres paramètres doivent également être définis dans un modèle BRT : le taux d'apprentissage ("learning rate", lr), qui détermine la contribution de chaque arbre au modèle, et la complexité des arbres ("tree complexity", tc), qui détermine le nombre de nœuds des arbres et contrôle les interactions dans le modèle. Ces deux paramètres agissent de concert et conditionnent le nombre d'arbres créés dans le modèle. Plus le taux d'apprentissage est faible, plus le nombre d'arbres générés est élevé. À l'inverse, plus la complexité des arbres est grande, plus le nombre d'arbres générés est réduit. Un fort coefficient de détermination en validation croisée (CV) et un nombre d'arbres supérieur à 1 000 sont deux critères importants pour un BRT (Elith et al., 2008). Afin de déterminer les valeurs optimales pour le taux d'apprentissage (lr) et la complexité des arbres (tc), différentes combinaisons de lr et tc (de 0,001 à 0,1 et de 1 à 5, respectivement)

ont été testées, générant ainsi une multitude de BRT (environ 100 simulations pour chaque variable réponse modélisée). Le modèle ayant le plus fort coefficient de détermination en validation croisée (CV) et un nombre d'arbres compris entre 1 000 et 5 000 a été retenu. Les variables explicatives n'améliorant pas significativement le pouvoir explicatif (avec une contribution inférieure à 10 %) ont été considérées comme non significatives. Si des variables étaient fortement corrélées entre elles, la variable ayant la plus forte contribution au modèle a été conservée, tandis que les autres ont été éliminées. La contribution relative de chaque variable explicative correspond au nombre de fois où celle-ci est choisie pour séparer la variable réponse (c'est-à-dire les nœuds des arbres), pondérée par l'amélioration au carré du modèle à chaque création d'arbre, et moyennée sur l'ensemble des arbres (Elith et al., 2008). L'effet marginal d'une variable explicative sur la variable réponse est produit en prenant en compte les effets moyens de toutes les autres variables explicatives du modèle. Cet effet marginal peut être considéré comme l'effet pur de la variable explicative sur la variable réponse.
Les BRT ont été ajustés en utilisant la bibliothèque gbm dans R (Ridgeway, 2024), avec des fonctions supplémentaires fournies par Elith et al. (2008).

2.8.3.2. Modèles hiérarchiques bayésiens

Les modèles multiniveaux (ou modèles hiérarchiques, *Multilevel Models*, MLMs) offrent une grande flexibilité aux chercheurs de nombreuses disciplines (Pinheiro & Bates, 2000 ; Gelman & Hill, 2006 ; Demidenko, 2013 ; Brown & Prescott, 2015). Ils permettent de modéliser des données mesurées à plusieurs niveaux simultanément, par exemple des individus imbriqués dans des groupes (tels que des individus au sein d'espèces ou d'aires géographiques), tout en prenant en compte l'incertitude associée à l'estimation des paramètres. Les modèles hiérarchiques bayésiens reposent sur plusieurs éléments fondamentaux : les distributions *a priori*, les fonctions de vraisemblance et les hyperparamètres. Les distributions *a priori* représentent les croyances initiales sur les paramètres, avant l'observation des données. Les fonctions de vraisemblance décrivent la relation entre les données observées et les paramètres du modèle. Quant aux hyperparamètres, ils régissent la forme et le comportement des distributions *a priori*. L'ensemble de ces éléments permet de représenter explicitement la structure hiérarchique des données. L'un des principaux avantages des modèles hiérarchiques bayésiens réside dans leur capacité à partager l'information entre les niveaux du modèle. Cela signifie que les données issues de groupes apparentés peuvent contribuer à affiner les estimations pour des groupes individuels, ce qui améliore la robustesse des inférences, en

particulier lorsque les données sont limitées. En outre, le cadre bayésien permet d'incorporer des connaissances préalables dans l'analyse, pouvant ainsi renforcer la performance du modèle, notamment dans des contextes à faible effectif. Enfin, ces modèles offrent un cadre naturel pour quantifier l'incertitude associée aux estimations de paramètres, ce qui les rend particulièrement pertinents dans les contextes décisionnels fondés sur des données incertaines. Dans la grande majorité des cas, les distributions a posteriori ne peuvent pas être calculées analytiquement, en raison de leur complexité. C'est pourquoi l'inférence bayésienne repose sur des méthodes numériques d'approximation, en particulier les algorithmes de Monte Carlo par chaînes de Markov (MCMC). Ces algorithmes ont pour but de générer un grand nombre d'échantillons tirés des distributions *a posteriori,* à partir desquels on peut ensuite estimer n'importe quelle quantité d'intérêt (moyenne, intervalle de crédibilité, probabilité qu'un effet soit positif, etc.). Le principe général est de construire une chaîne de Markov, c'est-à-dire une suite dépendante d'échantillons dont la distribution stationnaire est précisément la distribution *a posteriori* visée. Au fil des itérations, la chaîne explore l'espace des paramètres et converge vers cette distribution. Une fois la phase de convergence atteinte (généralement après un certain nombre d'itérations de *warm-up*), les échantillons peuvent être utilisés pour décrire fidèlement l'incertitude entourant chaque paramètre. Plusieurs algorithmes MCMC existent, dont le plus utilisé dans le cadre des modèles bayésiens complexes est le No-U-Turn Sampler (NUTS), une variante adaptative du Hamiltonian Monte Carlo (HMC), qui permet une exploration efficace, y compris dans des espaces de grande dimension.

Dans ce travail (*cf. Chap. V*), les modèles hiérarchiques bayésiens ont été construits à l'aide du package brms dans R, qui facilite la spécification de modèles bayésiens multiniveaux en s'appuyant sur le langage probabiliste Stan (Bürkner, 2017). Chaque modèle comportait des effets fixes pertinents (par exemple le groupe trophique, la taille corporelle ou le site) ainsi que des effets aléatoires (par espèce ou par site), afin de prendre en compte la structure hiérarchique et la dépendance des données.

Pour évaluer la variabilité interspécifique et entre les groupes trophiques des teneurs en nutriments et en contaminants, des modèles bayésiens hiérarchiques ont été construits à l'aide du package R brms (Bürkner, 2017). Les espèces ont été classées en groupes trophiques (TrophicG) à partir d'une base de données de traits d'histoire de vie (Parravicini et al., 2021). Chaque modèle incluait un effet fixe du groupe trophique (TrophicG) ainsi qu'un effet aléatoire phylogénétique modélisé comme suit : *Nutriments/Contaminants ~ TrophicG + (1 | gr(Species, cov = A))*, où A représente la matrice de covariance phylogénétique dérivée de l'arbre évolutif

des espèces obtenu via le package fishtree (Chang et al., 2019), permettant de prendre en compte les liens de parenté entre les espèces. Les concentrations, transformées en logarithme, ont été modélisées selon une distribution de Student-t, plus robuste que la distribution normale en présence de valeurs extrêmes ou atypiques. L'ordonnée à l'origine (intercept) était soumise à un prior normal informatif, centré sur la moyenne des concentrations (log-transformées) avec un écart-type de 1. Les termes de variance, incluant les écarts-types des effets aléatoires et l'erreur résiduelle, étaient quant à eux modélisés par des distributions Student-t ($df = 3$, $\mu = 0$, $\sigma = 10$). L'inférence bayésienne a été réalisée à l'aide de 2 chaînes MCMC de 4 000 itérations chacune, dont 1 000 itérations de warmup, avec un paramètre adapt_delta = 0.99 afin d'assurer la convergence et limiter les divergences. La convergence des chaînes a été vérifiée ($\hat{R} < 1.01$). Les estimations des concentrations par espèce et par groupe trophique ont été visualisées pour chaque élément, illustrant la variation interspécifique dans un cadre phylogénétiquement informé.

Pour analyser la variabilité spatiale, les concentrations log-transformées ont été modélisées avec un modèle bayésien mixte hiérarchique de la forme : *Nutriments/Contaminants ~ 0 + Site + (Site | Species)*. Les effets fixes *0 + Site* capturent les différences moyennes entre sites, tandis que l'effet aléatoire croisé *(Site | Species)* modélise les variations interspécifiques dans la réponse aux conditions locales. Une distribution Student-t a été choisie pour la robustesse aux valeurs extrêmes. L'inférence a utilisé 4 chaînes MCMC (4 000 itérations, warmup = 1 000) via cmdstan, avec convergence vérifiée ($\hat{R} < 1.01$).

Enfin, l'influence de la variabilité intraspécifique, notamment la taille corporelle, sur les teneurs a été étudiée via des modèles hiérarchiques incorporant un effet fixe pour la taille et des effets aléatoires par espèce sur l'ordonnée à l'origine et la pente taille-concentration : *Nutriment/Contaminant ~ Taille + (1 + Taille | espèce)*. La distribution log-normale a été sélectionnée pour les données de concentrations (positives et asymétriques). Les priors étaient des normales standard ($\mu = 0$, $\sigma = 1$) pour les coefficients fixes et les écarts-types aléatoires. L'inférence a été menée avec 4 chaînes MCMC (2 000 itérations dont 1 000 de warmup), avec convergence assurée ($\hat{R} < 1.01$). Les effets significatifs ont été identifiés lorsque les intervalles de crédibilité à 95 % excluaient zéro. Les résultats sont présentés sous forme de distributions a posteriori des pentes spécifiques par espèce.

Pour évaluer la contribution relative de la phylogénie et du régime alimentaire dans la détermination des concentrations en nutriments (Ca, Fe, K, Mg, P, Se, Zn, ω3, ω6 et vitamine A) et en contaminants (Glyphosate, AMPA et Hg), nous avons ajusté des modèles linéaires

hiérarchiques bayésiens intégrant la structure phylogénétique. La phylogénie des espèces échantillonnées a été extraite à partir de la *Fish Tree of Life* (Rabosky et al., 2018), en utilisant le package R fishtree version 0.3.2 (Chang et al., 2019). Pour chaque élément analysé, nous avons modélisé les concentrations spécifiques par espèce, en tenant compte de la parenté évolutive entre espèces. Cela nous a permis d'estimer l'héritabilité phylogénétique (notée ici h^2), définie comme le rapport entre la variance expliquée par la phylogénie et la variance totale (Lynch, 1991). Cette mesure est comparable, dans son interprétation, au λ de Pagel (Pagel, 1999), qui quantifie également le signal phylogénétique d'un trait. Ces indices varient entre 0 et 1 : une valeur proche de zéro indique une absence d'influence phylogénétique sur le trait étudié, tandis qu'une valeur proche de un reflète une forte dépendance phylogénétique, comme attendue sous un modèle d'évolution brownien, où les espèces proches sur l'arbre tendent à présenter des traits similaires (Nakagawa & Santos, 2012).

CHAPITRE III.

WIDESPREAD PRESENCE OF METALLIC COMPOUNDS AND ORGANIC CONTAMINANTS ACROSS PACIFIC CORAL REEF FISH

Ce chapitre à fait l'objet d'une publication dans la revue « **Science of the Total Environment** » (*cf.* ci-dessous).

Science of the Total Environment 958 (2025) 177914

Contents lists available at ScienceDirect

Science of the Total Environment

journal homepage: www.elsevier.com/locate/scitotenv

Widespread presence of metallic compounds and organic contaminants across Pacific coral reef fish

Noreen Wejieme [a], Laurent Vigliola [b], Valeriano Parravicini [c], Javier Sellanes [d], Emmanuel Wafo [e], German Zapata-Hernandez [d,f], Paco Bustamante [g], Yves Letourneur [a,*]

[a] *ENTROPIE (UR-IRD-CNRS-IFREMER-UNC), Université de la Nouvelle-Calédonie, LabEx "Corail", BP R4, 98851 Nouméa, Cedex, New Caledonia*
[b] *ENTROPIE (UR-IRD-CNRS-IFREMER-UNC), Institut de Recherche pour le Développement, LabEx « Corail », BP A5, 101 Promenade Roger Laroque, 98848 Nouméa, New-Caledonia, France*
[c] *CRIOBE, PSL Research University, USR 3278 EPHE-CNRS-UPVD, LabEx « Corail », Université de Perpignan, Avenue Paul Alduy, 66860 Perpignan, Cedex, France*
[d] *Departamento de Biología Marina & Centro ESMOI, Facultad de Ciencias del Mar, Universidad Católica del Norte (UCN), Coquimbo, Chile*
[e] *Aix-Marseille Université, INSERM SSA-MCT, Laboratoire Chimie Analytique, Faculté de Pharmacie, 27 boulevard Jean Moulin, 13385 Marseille, cedex 05, France*
[f] *Department of Integrative Marine Ecology, Stazione Zoologica Anton Dohrn, National Institute of Marine Biology, Genova Marine Center, 16126 Genova, Italy*
[g] *Littoral Environnement et Sociétés (LIENSs), UMR 7266 CNRS-La Rochelle Université, 2 rue Olympe de Gouges, 17000 La Rochelle, France*

Résumé

Les poissons des récifs coralliens représentent une source inestimable de macro- et micronutriments pour les populations côtières tropicales. Cependant, plusieurs composés potentiellement toxiques peuvent compromettre leur contribution à la sécurité alimentaire. Les concentrations de composés métalliques et d'éléments traces (ETM), ainsi que de polluants organiques persistants (POP, incluant les pesticides et les polychlorobiphényles (PCB)), totalisant 36 contaminants, ont été mesurées chez des poissons de récifs coralliens provenant de plusieurs îles du Pacifique. L'objectif de cette étude était de décrire la distribution spatiale de ces composés et contaminants afin d'identifier les variables susceptibles d'expliquer leur répartition à l'échelle du Pacifique. Pour cela, nous avons utilisé des arbres de régression boostés (Boosted Regression Trees) afin de modéliser les concentrations spécifiques par espèce et au niveau de la communauté en contaminants et composés inorganiques à l'échelle de l'océan Pacifique tropical. Globalement, en utilisant 15 variables explicatives facilement accessibles, nous avons réussi à expliquer entre 60 % et 87 % de la variation globale, la taille corporelle des poissons étant le facteur le plus important corrélé aux concentrations de ETM et de POP dans les poissons récifaux. Notre approche de modélisation nous a permis d'estimer et de cartographier la distribution des concentrations communautaires de 19 contaminants et composés inorganiques à l'échelle de l'océan Pacifique équatorial et sud. Les schémas spatiaux variaient significativement selon le composé, avec des quantités modélisées par 100 g de chair de poisson généralement plus élevées dans le centre et le sud-ouest du Pacifique que dans la partie est du bassin. Ces schémas étaient influencés par une combinaison de variables biologiques, environnementales, anthropiques et biogéographiques. Globalement, cette approche représente une étape importante vers l'estimation des concentrations des principaux composés en fonction de l'identité des espèces et du lieu de pêche. Nos résultats améliorent notre compréhension de l'ampleur de la contamination dans le Pacifique tout en soulignant l'urgence de mettre en place un suivi spatial à long terme et à grande échelle des divers contaminants dans cette région.

Abstract

Coral reef fishes represent an invaluable source of macro- and micro-nutrients for tropical coastal populations. However, several potentially toxic compounds may jeopardize their contribution to food security. Concentrations of metallic compounds and trace elements (MTEs), and persistent organic pollutants (POPs, including pesticides and polychlorobiphenyls PCBs), totalizing 36 contaminants, were measured in coral reef fish from several Pacific islands. The objective of this study was to describe the spatial distribution of these compounds and contaminants in order to identify potential variables explaining their distribution at a Pacific-wide scale. To achieve this, we applied Boosted Regression Trees to model species-specific and community-level contaminant and inorganic compound concentrations at the scale of the tropical Pacific Ocean. Overall, using 15 easily accessible explanatory variables, we successfully explained between 60 and 87 % of the global variation, with fish body size being the most important correlate of MTEs and POPs concentrations in reef fish. Our modeling approach allowed us to estimate and map the distribution of the community-level concentration of 19 contaminants and inorganic compounds at the scale of the equatorial and south Pacific Ocean. Spatial patterns varied significantly depending on the compound, with modeled quantities per 100 g of fish flesh generally being higher in the central and southwest Pacific than in the eastern part of the basin. These patterns were influenced by a combination of biological, environmental, anthropogenic and biogeographical variables. Overall, this approach represents an important step toward the estimation of concentrations of the main compounds on the basis of species identity and fishing location. Our results enhance our understanding of the extent of contamination in the Pacific while underscoring the urgent need for long-term and large-scale spatial monitoring of diverse compounds in this region.

Keywords: *Trace elements, Pesticides, PCBs, Boosted regression trees, Statistical model, Coral reef fishes, Pacific Islands.*

3.1. Introduction

Most of the islands and atolls of the Pacific Ocean are geographically isolated from continental margins, with limited industrial and agricultural production and relatively small human populations (Fey et al., 2019; Nalley et al., 2023). In these territories, human communities have traditionally relied on harvesting marine resources, with a particular emphasis on the consumption of coastal and pelagic fish (Pratchett et al., 2011; Johnson et al., 2017; Bell et al., 2018). Per capita fish consumption in the Pacific is among the highest in the world, ranging from 2 to 4 times higher than the global average (Bell et al., 2009; Gillett and Fong, 2016), and ranges from 55 kg to 110 kg per person per year (Bell et al., 2009). Coral reef and other coastal fish are often favored in subsistence fishing practices over pelagic species due to the accessibility of their stocks. Moreover, coral reef fish represent a major source of proteins, essential vitamins e.g., retinol (A), nicotinamide (B3), pyridoxine (B6), cobalamin (B12), minerals e.g., calcium, iron, selenium, and zinc, as well as essential ω3 and ω6 polyunsaturated fatty acids (Wang et al., 2006; Hicks et al., 2019; Byrd et al., 2021). However, despite their high nutritional value, coral reef fishes may also represent a major vector of several chemical contaminants, which raises concerns due to their high consumption in the Pacific (Storelli, 2008; Sabino et al., 2022). Coral reefs are currently facing a range of disturbances, both of natural and anthropogenic origin (Graham et al., 2008, 2013; Hoey et al., 2016; Mumby et al., 2016), with chemical pollution playing a significant role (Richmond, 1993).

The continuous expansion of anthropogenic activities on Earth, such as urbanization, agriculture, industrialization, and mining has led to habitat degradation and environmental pollution through effluents and emissions (Ashraf et al., 2012; Kumar-Roine et al., 2022). Three major classes of contaminants are of particular concern: polychlorobiphenyls (PCBs), pesticides (both of which are classified as persistent organic pollutants or POPs), and metallic trace elements or MTEs (Briand et al., 2014; Fey et al., 2019). These ubiquitous contaminants can be toxic even at low concentrations, they are resistant to degradation and may be dispersed over long distances (Phillips, 1995). Furthermore, they have the potential to bioaccumulate during individual life and/or to bioamplify along trophic networks, posing potential health risks to consumers (e.g., De Gieter and Baeyens, 2005; Peter and Viraraghavan, 2005; Baeyens et al., 2005). Most previous research on contaminants in coral reefs has focused on a specific type of contaminant or a limited number of species (Chouvelon et al., 2009; Metian et al., 2009, 2013; Hédouin et al., 2010, 2011; Bonnet et al., 2014; Dromard et al., 2016; Ritger et al., 2018

but see Sabino et al., 2022), thereby limiting our capacity to understand the complex multidimensional nature of fish contamination in the Pacific Ocean. Here, we assess the potential contamination of coral reef fish assemblages across 9 islands in the tropical Pacific Ocean, with the main aim of identifying the main variables driving the spatial distribution of contaminant, including biological, environmental, biogeographic, and anthropogenic aspects. To achieve this goal, our approach is based on two main steps: (i) we used Boosted Regression Trees (BRT) to model the contamination of reef fishes according to their traits on the basis of a comprehensive dataset of contaminants concentration for 980 individual fish. Then, (ii) we integrated this model with fish community surveys across the Pacific (Ruppert et al., 2018), in order to predict and map contaminant concentrations at a larger spatial scale. Overall, we provide information on fourteen MTEs, twenty-one pesticides, and one PCB contamination index (the sum of all measured congeners), at the scale of the equatorial and south Pacific.

3.2. Material and methods

3.2.1. Study sites and fish sampling

Fish were sampled at 27 sites across 9 Pacific Island countries and territories (hereafter PICTs) from 2011 to 2021 (Figure 3.1). A total of 983 individuals belonging to 146 species were sampled during this period (Table S3.1). Analyses were conducted to obtain a wide range of fish species with contrasting feeding strategies. Fish species were categorized into four broad trophic groups: herbivores (mainly consuming macrophytes), omnivores (consuming both animal and plant material), micro-carnivores (consuming small prey), and macro-carnivores (consuming larger prey), based on known dietary patterns (Parravicini et al., 2020). Fish were collected either directly in the field through spearfishing, handlining or using a small quantity of non-selective anesthetic, namely 10 % diluted eugenol in ethanol, or by purchasing specimens from local fishermen. In all cases, fish were stored in coolers, and each individual was identified and total length (in cm) measured. For each fish, dorsal muscle samples were taken and frozen at – 20 °C until analysis. For each sample, subsamples of approximately 1 to 5 g (wet weight) were prepared for nitrogen stable isotope analysis, and of approximately 5 to 10 g (wet weight) for MTEs measurements and POPs analysis, i.e., pesticides and PCBs.

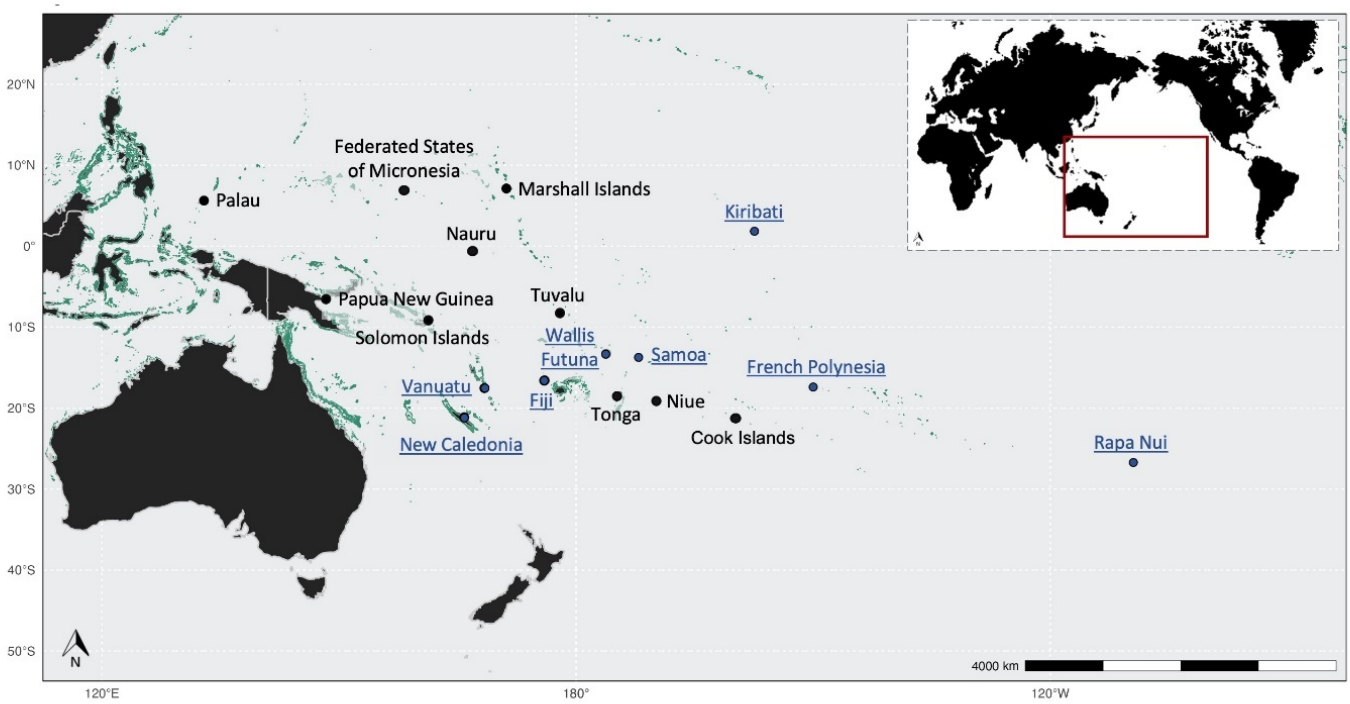


Figure 3.1. Map showing the 17 PICTs where coral reef fish assemblages were assessed by Ruppert et al. (2018) (in black and underlined in blue, except Rapa Nui), and the 9 PICTs where fish individuals were sampled for contamination analysis (in blue and underlined).

3.2.2. Contaminant analyses

3.2.2.1. Analysis of metallic compounds and trace elements (MTEs)

A total of 14 MTEs were analyzed: silver (Ag), arsenic (As), cadmium (Cd), cobalt (Co), chromium (Cr), copper (Cu), iron (Fe), manganese (Mn), mercury (Hg), nickel (Ni), lead (Pb), selenium (Se), vanadium (V), and zinc (Zn). Except for Hg, analyses of these elements were performed on dry (lyophilized and powdered) samples (150–300 mg) using either inductively coupled plasma atomic emission spectroscopy (ICP-AES 5800 VDV, Agilent Technologies ®) or inductively coupled plasma-mass spectrometry (ICP-MS II Series Thermo Fisher Scientific®), as described in Kojadinovic et al. (2011). Total Hg concentrations were quantified in samples ranging from 3 to 100 mg of dry (lyophilized and powdered) samples by atomic absorption spectrometry with an advanced mercury analyzer (AMA 254 ALTEC®), following the procedure described by Bustamante et al. (2006).

A quality control program was implemented, including the treatment and analysis of certified reference materials (CRMs, which included DOLT-5 dogfish liver and TORT-3

lobster hepatopancreas from the National Research Council, Canada) and blanks alongside the samples. These CRMs were processed and analyzed simultaneously with the samples. The recovery rates for the CRMs ranged from 83 % to 115 %. All MTEs concentrations are reported in $\mu g.g^{-1}$ of fish dry mass (dm), and were conducted on 980 fish samples. The detection limits (in $\mu g.g^{-1}$,dm) were 0.005 $\mu g.g^{-1}$ (Hg), 0.015 $\mu g.g^{-1}$ (Ag, Cd), 0.02 $\mu g.g^{-1}$ (Cr, Co, Pb), 0.03 $\mu g.g^{-1}$ (Ni), 0.08 $\mu g.g^{-1}$ (Mn), 0.1 $\mu g.g^{-1}$ (Cu, Se), 0.2 $\mu g.g^{-1}$ (As), 0.3 $\mu g.g^{-1}$ (V), and 3.3 $\mu g.g^{-1}$ (Fe, Zn). When concentrations were below the detection limit, half of the detection limit was used.

3.2.2.2. Analysis of persistent organic pollutants (POPs)

PCBs comprise a large family of synthetic compounds (209 congeners). A total of 41 PCB congeners were analyzed on 710 fish samples, and identified by their IUPAC (International Union of Pure and Applied Chemistry) numbers: 17, 18, 20, 28, 31, 33, 44, 49, 52, 60, 70, 74, 82, 87, 92, 95, 99, 101, 105, 110, 118, 128, 132, 136, 138, 141, 149, 151, 153, 156, 170, 174, 177, 180, 183, 187, 191, 194, 195, 196, and 201. The overall PCB contamination i.e., the sum of all analyzed congeners (Σ PCB) was calculated, and expressed in $ng.g^{-1}$ dm. Quantification was performed using gas chromatography (Agilent Technologies HP6890®) equipped with an electron capture detector at 300°C and an automatic injector in the column (DB5 J&W column, 60 × 0.32 i.d × 0.25 µm), with helium as the carrier gas. During injection, the temperature is 60 °C, then it increases by 10 °C per minute to 160 °C, and then by 25 °C per minute to 280 °C. The detection limit was 0.01 $ng.g^{-1}$ dm. When concentrations were below the detection limit, half of the detection limit was used.

Pesticides, a group of chemical compounds widely used to hinder the development of various pests such as insects, weeds, and others (Abhilash and Singh, 2009; Kim et al., 2017), were analyzed in this study on 716 fish samples, and expressed in $ng.g^{-1}$ dm. Twenty-one pesticides were examined, including aldrin, atrazine, α- and cis-chlordane, diazinon, dieldrin, α- and β-endosulfan, endrin, glyphosate, heptachlor, heptachlor epoxide A and B, isodrin, lindane, linuron, malathion, simazine, pp'-DDT, pp'-DDE, and pp'-DDD, chosen due to their persistence and public health interest. Glyphosate was quantified using liquid chromatography, and the other compounds were quantified using gas chromatography–mass spectrometry following the methods fully described in Dierking et al. (2009). The detection limits (DL, in $ng.g^{-1}$ dm) were 0.01 $ng.g^{-1}$ for heptachlor epoxide A and B, 0.02 $ng.g^{-1}$ for linuron and

malathion. For aldrin, diazinon, endosulfan II, endrin, heptachlor, lindane, pp'-DDT, pp'-DDE, and pp'-DDD, the DL is 0.1 $ng.g^{-1}$, 0.2 $ng.g^{-1}$ for atrazine, dieldrin, and endosulfan I. Finally, the DL for glyphosate is 1 $ng.g^{-1}$. When concentrations were below the detection limit, half of the detection limit was used.

3.2.3. Selection of potential predictive variables

To examine the relationships between site-specific predictive variables potentially influencing MTEs and POPs concentrations in coral reef fish, we have selected four categories of variables related to environment, biogeography, human activities, and fish biological characteristics. Within each of these four categories, several variables were considered, totalizing 25 potential variables influencing contaminants' concentrations (*cf. Chap. II section 2.8.2* for details and justification of variables' choice).

Species-specific biological variables are known to influence contaminant bioaccumulation in marine organisms (Žižek et al., 2007). Here, we accounted for 7 biological variables: $\delta^{15}N$, individual size (total length, in cm), dietary habits, mobility, gregariousness, position in the water column, and the activity period.

Water temperature is a key-environmental variable because it significantly influences the distribution of environmental contaminants, such as POPs, in sediment, water, and the atmosphere (Noyes et al., 2009), and impacts the distribution, movement and activity of marine species (Lea et al., 2015). Sea Surface Temperature (SST) was obtained from data provided by the Group for High Resolution Sea Surface Temperature (GHRSST) project (http://podaac.jpl.nasa.gov/). It represents the monthly temperatures over a ten-year period from 2004 to 2014, with a spatial resolution of 0.011° latitude and 0.011° longitude. Three variables were considered for modeling: minimal, averaged and maximal monthly SST.

Seven biogeographical variables were included in the models to account for the spatial extent of the study. Sandin et al. (2008) demonstrated the positive effect of island surface area, which can provide insights into the various potential interactions between terrestrial and marine ecosystems, including terrestrial runoffs. Additionally, POPs are often semi-volatile, allowing them to be transported over long distances and leading to contamination of sites far from their initial use or production location (Polder et al., 2014). These biogeographical variables used in the models were total land area of the country/island, land area within 3, 30, and 600 km buffer zones, and coral reef area within a radius of 3, 30, and 600 km.

Finally, eight human variables were considered, because human activities in coastal areas adjacent to coral reefs may also affect coastal ecosystems through pollution, urbanization, agriculture or fishing (Mora et al., 2011): the surface of the nearby city or town at the sampling site, the coastal population size, the total human population size for each country/island, the Gross Domestic Product (GDP) per capita, the Human Development Index (HDI), the human gravity, the land area used for agriculture, and the pesticide trade, i.e. the quantity of pesticides imported annually.

Among the 25 variables initially considered and presented above (*cf. Chap. II section 2.8.2*), we conducted correlation tests (Pearson's r) between the predictive variables to identify and remove those that were highly correlated. In accordance with a recommended practice (Dormann et al., 2013), we eliminated collinearity among the explanatory variables by removing those with a Pearson correlation coefficient exceeding 0.7. As a result of these tests, data related to $\delta^{15}N$, position in the water column, minimum and averaged SST, the size of the nearby city or town at the sampling site, coastal population sizes, 600 km coral reef radius, 600 km land buffer zones, the HDI, and population density were removed from our potential driving variables. Therefore, for the first part of our analysis (see Section 3.2.4 below), we utilized 15 predictive variables, including individual size, diet, mobility, activity, gregariousness, coral reef area within a 3 km and 30 km buffer zone, land area within a 3 km and 30 km buffer zone, maximum SST, total population, GDP per capita, human gravity, agricultural land area, and pesticide trade (Table S3.2).

3.2.4. Drivers of fish contamination

To identify potential predictive variables influencing the contamination of sampled coral reef fish, we employed Boosted Regression Trees (BRT). BRT can handle non-linear relationships and interactions between variables, and generate a series of regression trees, with each new tree explaining the residuals from the previous one (Elith et al., 2008). Four main parameters need to be specified: the bag fraction (bf), the learning rate (lr), tree complexity (tc), and the number of trees (nt). According to the recommendations of Elith et al. (2008), to determine the best model parameters, we tested different combinations of lr and tc to generate multiple BRT models. Consequently, a combination of lr (0.01, 0.005, 0.001) and tc (1 to 5) was used to run BRT models. BRTs with the best cross-validation (10-fold) correlation were kept, and then fitted again keeping only variables with >5 % importance in the model. The

BRTs were fitted using the gbm package in R (Ridgeway, 2024) in addition to functions provided by Elith et al. (2008). Before starting the analyses, it was suggested that eliminating collinearity among explanatory variables with a Pearson correlation coefficient exceeding 0.7 is a recommended practice (Dormann et al., 2013). Once each model has been run and selected relative to its predictive deviance, a modified simplification procedure according to Elith et al. (2008) was applied so irrelevant factors were removed objectively from the model.

3.2.5. Modeling contamination in coral reef fish communities

After completing the first phase of our analysis, during which we modeled the contamination of coral reef fish based on their measured concentrations of contaminants while evaluating the potential role of various variables, we then proceeded to the second phase of our analysis, which consists of two fundamental steps. In the first step, we used an existing dataset on Pacific fish densities and biomasses (Ruppert et al., 2018), combined with similar data from the Marquesas Islands (SO CORAIL, 2023) and Rapa Nui (i.e., Easter Island) (Hinojosa et al., 2021). In summary, this dataset included a total of 86 sites in 17 PICTs, ranging from Palau in the west to Rapa Nui in the east, and from the Marshall Islands in the north to Tonga in the south (Figure 3.1). To do that, we used the predict.gbm function from the gbm package in R. This function is specifically designed to make predictions based on the regression model established in the first phase (i.e., in 9 PICTs), while ensuring that exactly the same explanatory variables are used as in the initial model. By applying the predict.gbm function, we were able to estimate fish contamination levels for the densities and biomass data, enabling us to extend our 1st phase' analysis to a wider spatial scale. These data were then associated with the contaminant concentrations measured during the first phase; only contaminants with a cross-validation (CV) correlation ≥ 0.6 were retained to ensure the reliability and robustness of our model, resulting in a total of 22 contaminants being selected. Thus, 14 contaminants were excluded: Co, Pb, aldrin, α-chlordane, cis-chlordane, dieldrin, endrin, heptachlor, heptachlor epoxide A, isodrin, linuron, malathion, pp'-DDD and pp'-DDE.

It should be noted that the BRT models developed in this second phase initially considered the 18 environmental, biogeographic and human variables used in the first part, but not biological ones as the collected data consisted of fish community censuses. In line with the recommendations of Dormann et al. (2013), we removed variables showing collinearity i.e., a Pearson correlation coefficient >0.7.

Following these tests, 9 variables were used for the analyses, including mean SST, human gravity, reef area within 3 km, 30 km, and 600 km buffer zones, land area within 3 km and 30 km buffer zones, total population, and pesticide trade (Table S3.3). The 9 variables that were removed (due to collinearity, which could have introduced bias in the model) were minimum and maximum SST, land area in 600 km buffer zones, size of town or village near sampling site, size of coastal population, total population density, GDP per capita, human development index and land area used for agriculture. The second step of our process focused on normalizing contamination for each element, based on a quantity of 100 g of fish. This facilitated mapping at the Pacific scale, providing an overview of estimated contamination levels in the region. By combining these two phases, we established a framework for assessing coral reef fish contamination at the regional scale, while also providing information on the predictive variables used in the BRT models.

3.3. Results

3.3.1. Contaminants' concentrations in sampled fish

Overall, averaged MTE concentrations, all trophic categories pooled, ranged from very low (e.g. Ag, Cd; elements often being under the DL) to higher (e.g. As, Fe, Zn) values; the other elements being at intermediate levels (Table S3.4a).

Regarding POPs concentrations, glyphosate was globally and by far the most abundant pesticide reaching ~85 % of all pesticides, with an average concentration slightly lower than 90 $ng.g^{-1}$, all trophic categories pooled (Suppl Table S4b). Other pesticides showed very low (e.g., pp-DDT, isodrine; elements often being under the DL) to intermediate values (pp-DDD, β-endosulfan). The sum of PCB, all values pooled, reached ~30 $ng.g^{-1}$ (Table S3.4b).

3.3.2. Drivers of fish contamination

Using 15 predictive variables, BRT modeling explained 60 % to 87 % of the global variation (cross-validation, CV) in concentrations of 36 compounds and contaminants (14 MTEs, 21 pesticides, and the sum of PCBs) in coral reef fish (Table S3.5). Averaging the contributions of the predictive variables for each contaminant category (i.e., MTEs, pesticides and PCBs) revealed that individual size was consistently and by far the most important variable determining the concentration of all contaminant categories, with an importance for MTEs,

PCBs and pesticides of 22.4 %, 31.5 %, and 27.5 % respectively. Land area in a 3 km buffer zone was a secondary variable for MTEs, with a contribution of 14.8 %. Maximum SST was the second most influential variable for PCBs and pesticides, with relative importance of 11.6 % and 12.6 % respectively, and the third for MTEs with an importance of 10.5 %. Several other predictive variables played a lower or even a marginal role (i.e., <10 %) as drivers of fish contamination, depending on contaminant categories (Figure 3.2 and Figure S3.1).

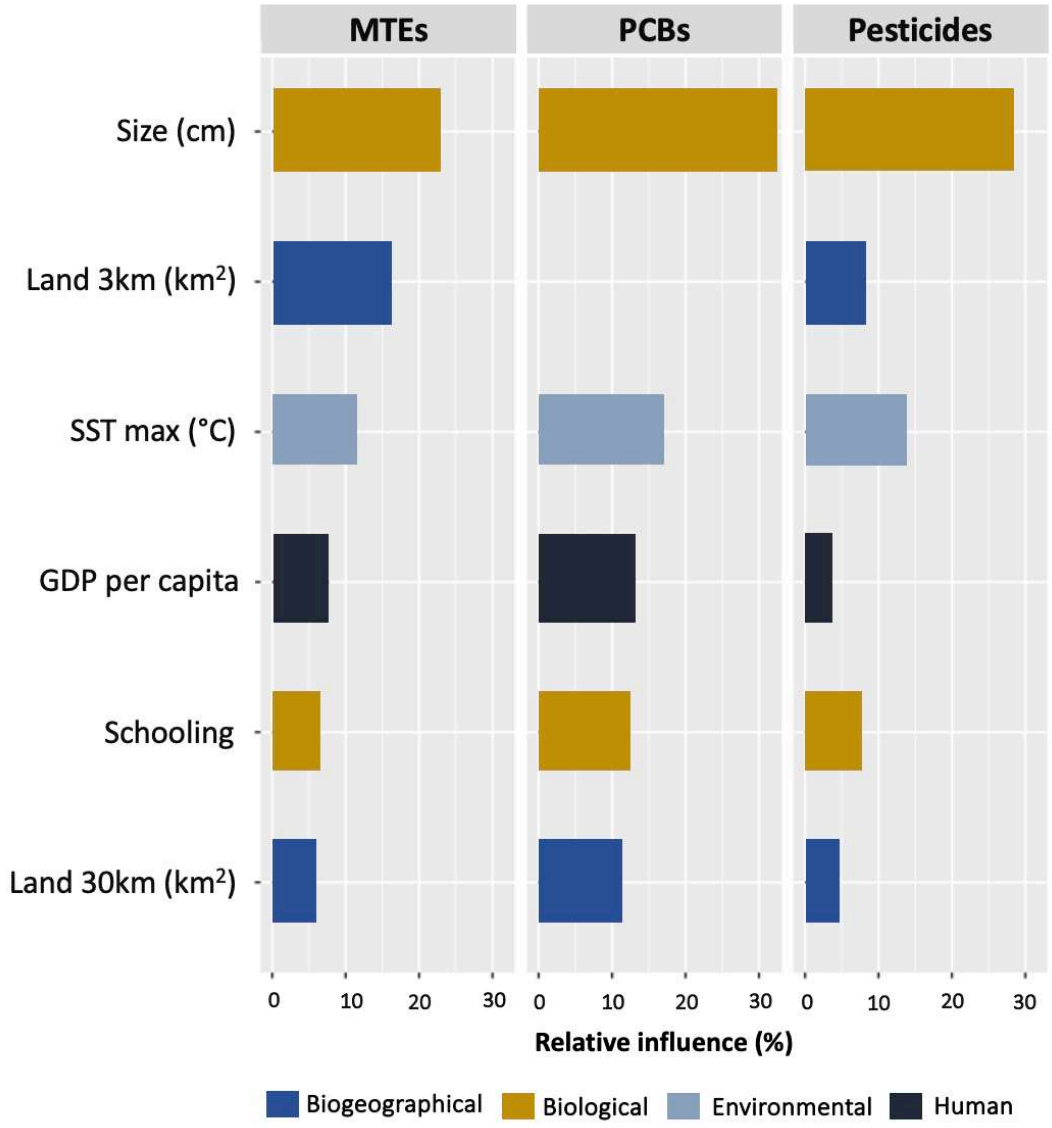


Figure 3.2. Summary of the average relative contributions (%) of the six most significant variables (i.e., > 10 %) used in BRTs explaining their relative influence on coral reef fish contamination (See Figure S3.1 for more details of all variables).

Although individual size was the main driver for most MTE, significant exceptions highlighted the diversity of variables influencing fish contamination (Table 3.1). For example,

Pb followed the general trend (i.e., the trend found for all MTE pooled), showing a significant influence of individual size (62.1 %). In contrast, Fe exhibited a strong relationship with human and biogeographical variables such as agricultural land area (31.2 %) and land within a 3 km radius (30.4 %), relegating individual size to the fourth position (13.8 %). Similarly, Ni relied more on environmental variables such as SST (31.0 %), thereby reducing the influence of individual size to the second place (21.5 %). This diversity of interactions was also present in the in-depth study of pesticides, where the individual size of fish emerged as a major determinant of concentrations. Notably, for example, aldrin (29.7 %), cis-chlordane (26.6 %), diazinon (26.3 %), dieldrin (28.1 %), and many others followed the general trend. Conversely, certain pesticides, such as Heptachlor epoxide B, heavily depended on human and biogeographical variables (total population (25.5 %), land area 3 km (18.8 %), agricultural land area (16.5 %), and GDP per capita (14.0 %)), diminishing the importance of individual size as a determining variable. Similarly, for atrazine, which relied more on environmental variables as SST (35.2 %) and biogeographical variables (land 3 km (22.2 %)), reduced the role of individual size to a lower contribution (19.3 %). These additional examples highlighted the variety of responses observed among various MTEs and pesticides, underscoring the intrinsic complexity of interactions between these contaminants and fish. While individual size remained a key variable in most cases, these results emphasized the importance of a nuanced approach to understanding fish contamination by these pollutants.

Table 3.1. Summary of the most important drivers explaining MTEs and POPs concentrations in coral reef fish.

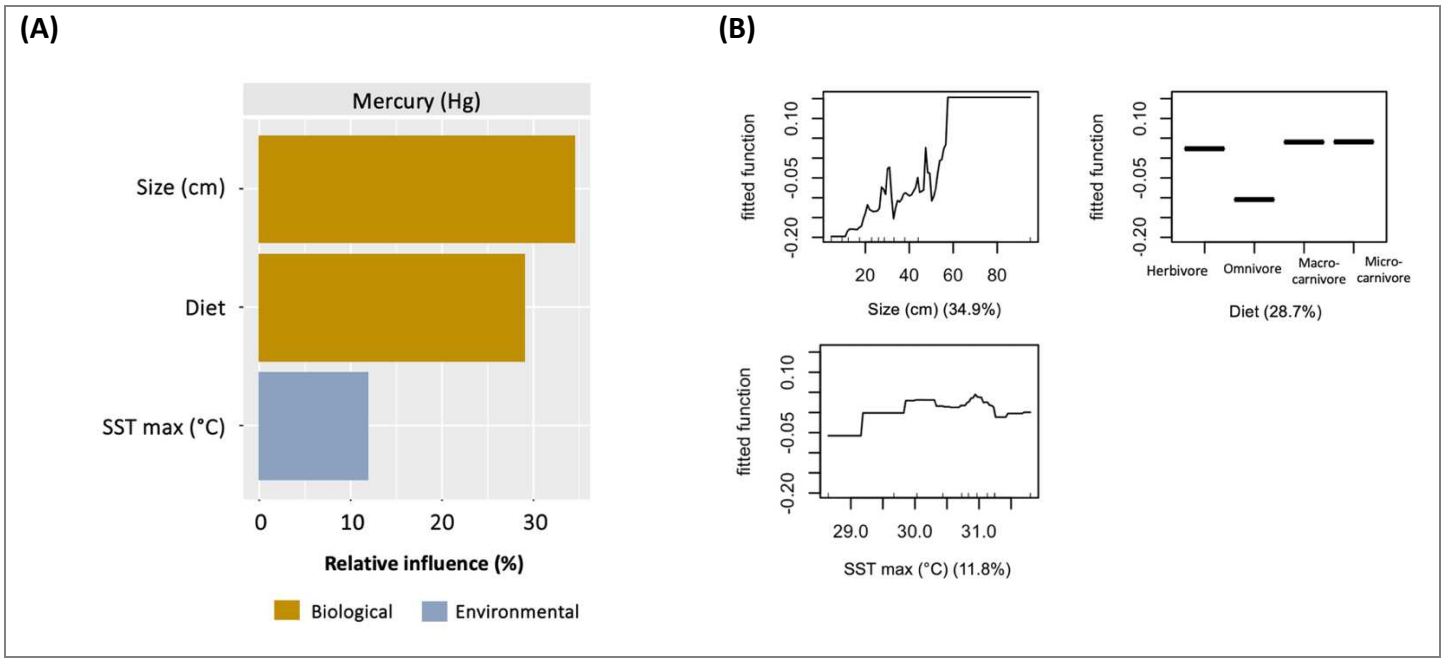
Only contributions >10% were mentioned. SST in °C, land, agricultural and reef areas in km², size in cm.

	Rank 1	Rank 2	Rank 3	Rank 4	Rank 5
MTEs					
Ag	GDP per capita (44.4%)	SST max (16.9%)	Land 3km (15.8%)	Reef 30km (11.8%)	Land30km (11.1%)
As	Diet (30.0%)	Size (27.0%)	Reef 30km (19.1%)		
Cd	Land 3km (68.1%)	Size (14.4%)			
Co	Schooling (21.0%)	Land 30km (17.7%)	Size (13.6%)	Reef 30km (10.4%)	
Cr	Land 3km (20.4%)	Reef 30km (19.5%)	Agricultural land (16.0%)	Human gravity (15.1%)	SST max (13.8%)
Cu	Agricultural land (34.2%)	Size (23.8%)	Pesticides trade (22.0%)	Reef 30km (13.4%)	
Fe	Agricultural land (31.2%)	Land 3km (30.4%)	Reef 30km (20.1%)	Size (13.8%)	

Hg	Size (34.9%)	Diet (28.7%)	SST max (11.8%)		
Mn	SST max (23.8%)	Size (20.1%)	GDP per capita (16.5%)	Land 3km (13.9%)	Reef30km (10.8%)
Ni	SST max (31.0%)	Size (21.5%)	Schooling (13.7%)		
Pb	Size (62.1%)	Land 30km (29.3%)			
Se	Size (25.2%)	Diet (22.3%)	Land 3km (15.3%)	SST max (11.0%)	Pesticides trade (10.6%)
Vn	Total population (32.2%)	GDP per capita (22.9%)	Land 3km (13.4%)	Agricultural land (11.5%)	Size (10.9%)
Zn	Total population (35.3%)	Size (25.1%)	Land 3km (22.5%)	GDP per capita (17.1%)	
POPs					
Aldrin	Size (29.7%)	Schooling (11.5%)			
Atrazine	SST max (35.2%)	Land 3km (22.2%)	Size (19.3%)	Reef 3km (10.9%)	
α-chlordane	Reef 3km (27.6%)	Size (23.6%)	Total population (21.6%)	Schooling (15.6%)	Diet (11.5%)
cis-chlordane	Size (26.6%)	Reef 3km (21.5%)	Land 3km (12.9%)	Human gravity (12.7%)	
Diazinon	Size (26.3%)	SST max (22.0%C)	Reef 3km (14.4%)	Human gravity (14.0%)	Pesticides trade (12.7%)
Dieldrin	Size (28.1%)	Land 3km (14.2%)	SST max (13.5%)	Schooling (12.1%)	Diet (11.4%)
α- endosulfan	Land 3km (34.4%)	Human gravity (28.1%)	Size (22.4%)		
β-endosulfan	Land 30km (36.0%)	Size (29.1%)	Pesticides trade (13.2%)		
Endrin	Size (38.4%)	Reef 3km (18.0%)	SST max (16.1%)	Total population (10.5%)	
Glyphosate	Size (42.4%)	Total population (17.5%)	Reef 30km (13.2%)		
Heptachlor	Size (37.3%)	Human gravity (15.1%)	Agricultural land (15.0%)	Land 3km (14.0%)	
Heptachlor epoxide A	Size (34.9%)	Pesticides trade (14.1%)	Human gravity (11.8%)	Reef 3km (10.8%)	Land 3km (10.2%)
Heptachlor epoxide B	Total population (25.5%)	Land 3km (18.8%)	Agricultural land (16.5%)	GDP per capita (14.0%)	
Isodrin	Size (35.4%)	Total population (15.3%)	Schooling (12.4%)		
Lindane	Size (29.3%)	SST max (24.8%)	Reef 3km (13.4%)	Pesticides trade (10.1%)	
Linuron	Land 30km (30.8%)	SST max (21.2%)	Size (20.6%)	Pesticides trade (16.0%)	
Malathion	Size (24.5%)	Pesticides trade (20.4%)	SST max (14.0%)	GDP per capita (13.1%)	Diet (10.8%)
pp'-DDD	Size (27.7%)	Reef 3km (25.0%	SST max (18.4%)	Land 3km (11.5%)	Diet (10.5%)

pp'-DDE	Size (41.4%)	Reef 30km (13.4%)	SST max (12.6%)	Schooling (12.5%)	Reef 3km (10.7%)
pp'-DDT	SST max (49.6%)	Agricultural land (21.1%)			
Simazine	Size (30.3%)	Total population (21.8%)	Pesticides trade (14.0%)	GDP per capita (11.7%)	
ΣPCBs	Size (29.0%)	SST max (18.5%)	Land 30km (16.3%)	GDP per capita (13.7%)	Total population (11.7%)

For illustrative purposes, we specifically highlighted the cases of Hg and glyphosate because they are considered priority contaminants in terms of public health due to their high established (Hg) or suspected (glyphosate) toxicity levels. The Hg concentration in coral reef fish was predominantly influenced by biological variables, such as individual size (34.9 %) and diet (28.7 %) (Figure 3.3A, B). The maximum SST also drove Hg concentration, although to a lower extend (11.8 %) and ranking third. The concentration of Hg in fish clearly increased with increasing fish size but also with increasing SST, whereas carnivore diets implied higher concentrations (Figure 3.3B). Glyphosate concentration in reef fish was primarily determined by individual size (42.4 %) (Figure 3.3C, D). Other variables driving glyphosate concentration are only half as important as size, i.e., the total population (17.5 %) and coral reef area within a 30 km buffer zone (13.2 %) (Figure 3.3C, D). The concentration of glyphosate in fish clearly increased with the increase in fish size and the total population, whereas the driving role of reef area mostly appeared for 30–50 km^2 (Figure 3.3D).



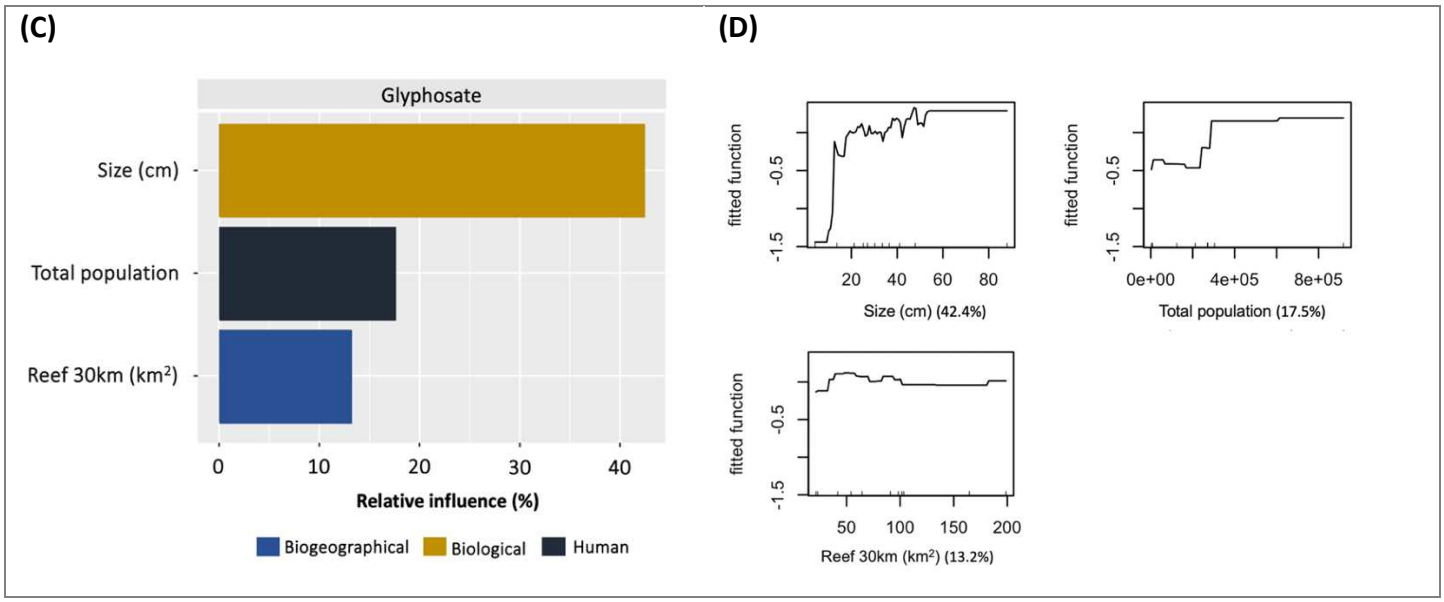


Figure 3.3. (A) Summary of the relative contributions (%) of the three most significant variables (i.e., >10 %) used in BRT explaining Hg contamination in coral reef fish (CV = 0.75) and, (B) their three fitted functions (ranked by percentage of relative influence from left to right). (C) Summary of the relative contributions (%) of the three most significant variables (i.e., >10 %) used in BRT explaining glyphosate contamination in coral reef fish (CV = 0.65) and, (D) their three fitted functions (ranked by percentage of relative influence from left to right).

3.3.3. Modeling Pacific coral reef fish communities' contamination

By integrating fish community data with contamination data, we then determined the quantities of contaminants per 100 g of fish at 86 sites across 17 PICTs. The BRT modeling revealed that contamination at the fish community level was mainly explained by biogeographical variables, followed by human and environmental variables (Figure 3.4). The land area within a 30 km radius was the primary predictive variable determining the concentration of MTEs in coral reef fish communities (mean contributions of 22.7 %), followed by the human gravity (18.6 %), and the coral reef area within a 30 km radius (12.4 %). For pesticides, the most important variables were also of biogeographical nature, i.e., the coral reef area within a 30 km radius (16.3 %), the land area within a 30 km radius (15.4 %), and the human gravity (13.4 %). In contrast, for PCB concentration, the most influential variable was an environmental driver, i.e., the average SST (18.3 %). The coral reef area within a 30 km radius was the secondary variable (15.0 %), and the third variable was the land area within a 30 km radius (12.7 %) (Figure 3.4).

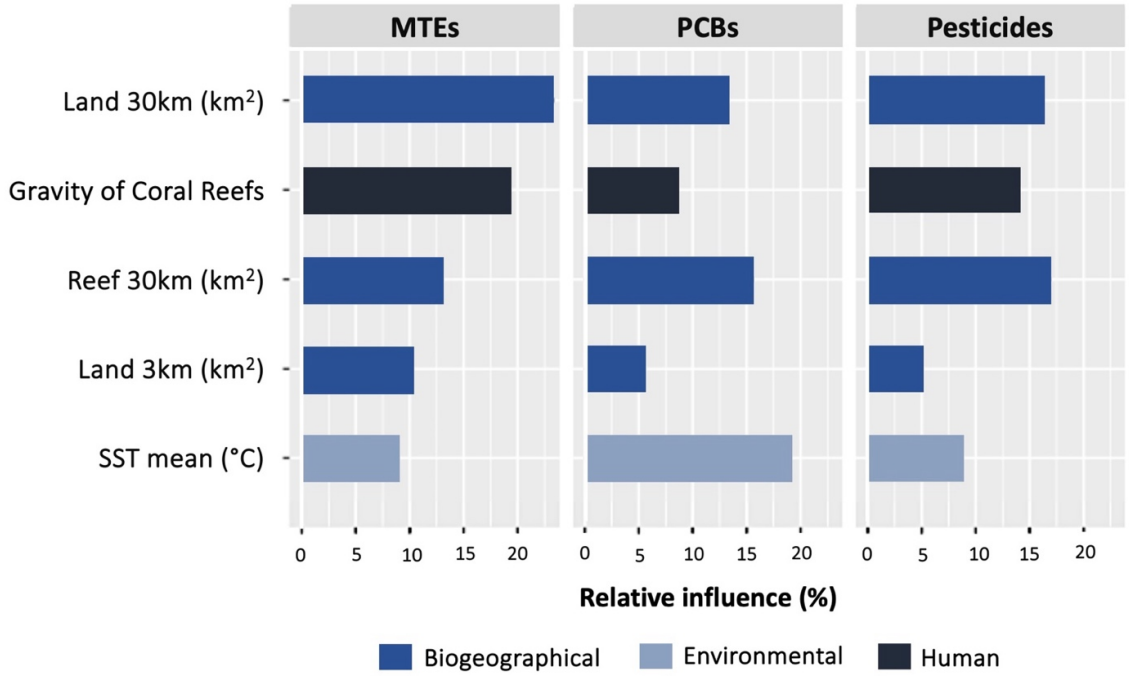


Figure 3.4. Summary of the average relative contributions (%) of the five most significant variables (i.e., >10 %) used in BRT explaining their relative influence on extrapolated coral reef fish contamination (See Figure S3.2 for variables <10 %).

3.3.4. Mapping contamination distribution in the Pacific

Modeled concentrations of contaminants, whether for MTEs or POPs, were generally higher in the central and southwest Pacific, and lower in the eastern part of the basin, encompassing regions such as French Polynesia, the Cook Islands, and Rapa Nui (Figure 3.5, Figure S3.3, S3.4). For example, the highest Hg concentrations were found in New Caledonia, in the southwest Pacific (4.4 $\mu g.g^{-1}$), the lowest in the Tuamotu archipelago, French Polynesia (0.7 $\mu g.g^{-1}$), the Solomon Islands (0.8 $\mu g.g^{-1}$), and Tuvalu (0.9 $\mu g.g^{-1}$), while moderately low concentrations were found in the Cook Islands (1.2 $\mu g.g^{-1}$), in Niue (1.3 $\mu g.g^{-1}$) and in the Marshall Islands (1.7 $\mu g.g^{-1}$) (Figure 3.5A). Despite these large differences across the regions, the concentration of Hg in coral reef fish in PICTs was generally low.

The areas with the highest concentrations of glyphosate in coral reef fish were mainly located in the central and southern Pacific, such as the Fiji Islands (198.0 $ng.g^{-1}$) and Tonga (178.5 $ng.g^{-1}$). Elevated concentrations were also found in the western part of the Pacific basin, including the Solomon Islands (159.9 $ng.g^{-1}$), Papua New Guinea (142.9 $ng.g^{-1}$), New Caledonia (132.0 $ng.g^{-1}$), and even in some eastern parts, as in Tahiti, French Polynesia (120.3

ng.g^{-1}). Conversely, areas with the lowest glyphosate concentrations did not show a clear spatial pattern, such as Niue (54.9 ng.g^{-1}), Nauru (31.9 ng.g^{-1}) and the Cook Islands (28.5 ng.g^{-1}) (Figure 3.5B).

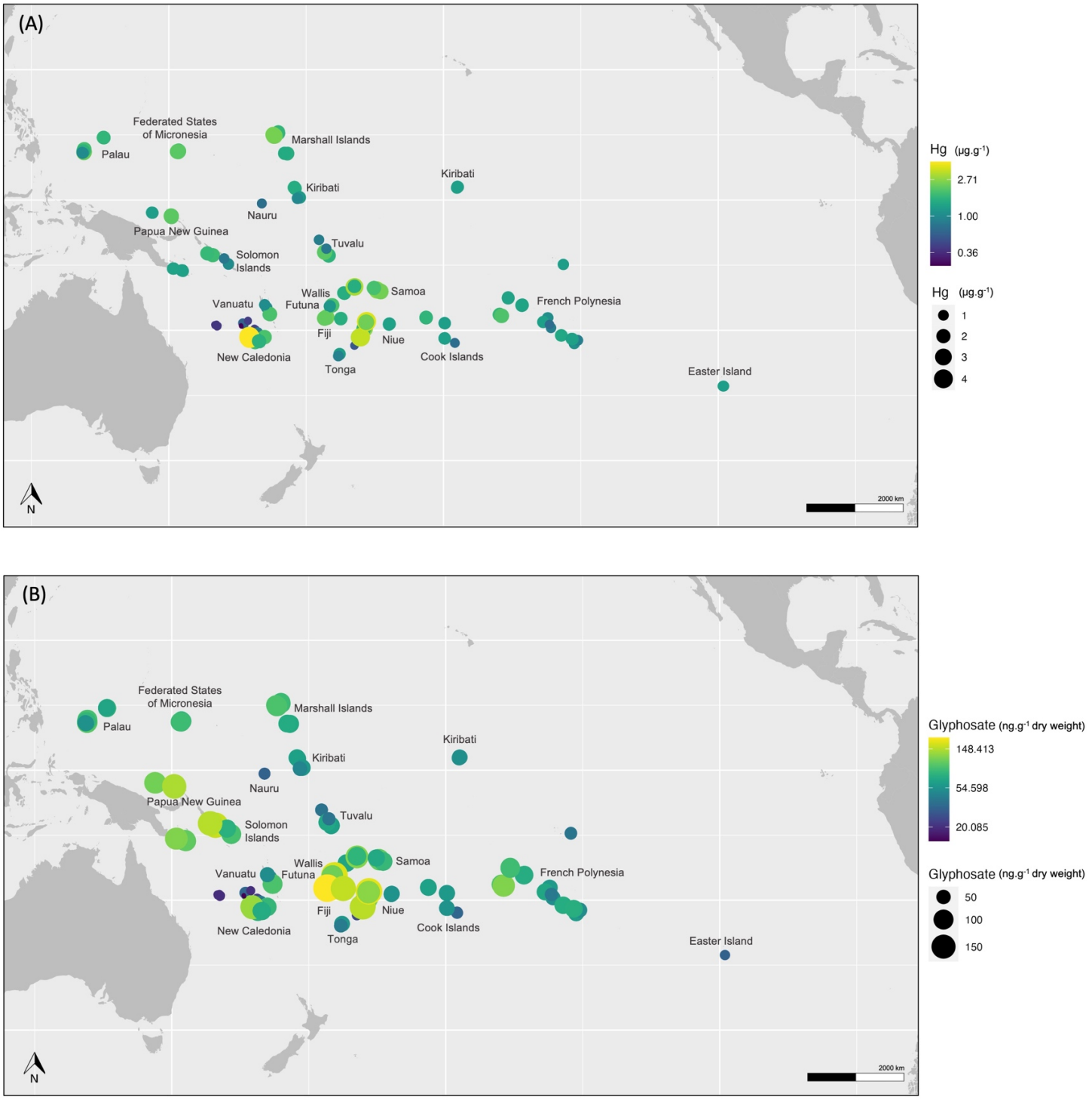


Figure 3.5. Maps of predicted Hg (A) and (B) glyphosate concentration in coral reef fish using a BRT model with environmental, biogeographic and human variables as predictors. (See Figure S3.3 and S3.4 for other contaminants).

3.4. Discussion

By combining fish community data with contamination measurements, this work constitutes, to our knowledge, the most extensive research on fish contamination in coral reef ecosystems, involving the most common and potentially deleterious contaminants at the scale of the tropical Pacific Ocean. Our results contribute significantly to the understanding of the mechanisms underlying the distribution of both organic and inorganic compounds. We revealed low/modest levels of contamination, but widely dispersed across the Pacific Ocean, although our predictive mapping approach is to be considered as an important step but requiring validation by new contaminant analyses, notably (but not only) in unsampled PICTs (see Section 3.4.1 below). For most compounds, the modeled concentrations were generally higher in the central and southwest Pacific, while lower in the eastern part of the basin, especially in French Polynesia, the Cook Islands, and Rapa Nui.

3.4.1. Methodological limits

Any modeling process involves simplifications, sometimes approximations and possible biases depending on model parameters and input variables. Although the variables influencing contamination are solidly established in our BRTs modeling on fish contamination data, it is important to acknowledge that the contamination maps produced for fish communities at the South-Pacific scale were model predictions, and should be treated with some caution. The first reason is that our sampling, while covering a relatively large number of 146 species, was not spatially and temporally homogeneous. Rather, it reflected only a modest proportion of local diversity of coral reef fish (for instance ~1450 species in New Caledonia, Letourneur et al., 2023). However, the species analyzed belong to those that globally make up the largest proportion of total density and biomass, and are among those most consumed by human populations in PICTs, making this species selection globally coherent. The second reason is that, in the absence of direct measurements of fish contamination in many PICTS, the assessments provided by our mapping are still based on the projection of values measured elsewhere to unassessed coral reef ecosystems. In addition, the sites sampled in the 9 PICTs are partial representations of the diversity of coral reef habitats in these countries. As with any modeling, many of the local variables that would be incorporated into the model might influence the processes studied and it is therefore likely that some variables will be over- or underestimated in view of the various local realities. Nevertheless, our exploratory predictive

mapping produced the best indication to date of what might plausibly be coral reef fish contamination levels in the South Pacific on the basis of ~1000 fish analyzed for a wide range of contaminants. However further investigations on islands other than those we sampled are needed to refine our model and its predictive power. With these limitations in mind, our analyses nevertheless allow exploring below the mechanisms likely to explain the patterns observed, both for fish contamination drivers and for exploratory mapping on a Pacific scale.

3.4.2. Factors influencing fish contamination

BRT allowed us to explore the complex interactions between various predictive variables (e.g. related to coral reef environments, biogeography, human influence, and fish biology) to explain the variation in contaminant concentrations across space and species. Our models explained a substantial portion of the global variation, with cross-validated r^2 ranging from 60 % to 87 % for the entire groups of contaminants. One of the main outcomes of our modeling approach is the consistent and predominant role of fish size as a key-variable influencing contaminant concentrations. These results align with previous research showing that fish size, as a proxy of age, plays a crucial role in the bioaccumulation of some MTEs (Monteiro and Lopes, 1990; Zhang and Wang, 2007; Jonathan et al., 2015; Fey et al., 2019). Similarly, contamination by PCBs can vary depending on many parameters such as species, fish body size, locations, and environmental conditions (Bayarri et al., 2001; Storelli, 2008; Fey et al., 2019). Likewise, the rate of pesticide bioaccumulation can also vary based on species, fish size, pesticide structural composition, and the extent of contamination in associated aquatic systems (Banaee, 2013; Rohani, 2023). Biogeographic variables, especially land area and coral reef area, also played a significant role as drivers of contamination, suggesting strong interactions between terrestrial/coastal and marine ecosystems. Indeed, human activities in coastal areas adjacent to coral reefs generate pollution that may affect the entire food web (Mora et al., 2011). For example, overgrazing, deforestation, and agriculture in watersheds alter the nitrogen cycle, introduce pollutants, and increase sedimentation rates on coastal ecosystems. These terrestrial activities ultimately degrade benthic communities, reducing coral cover and altering the structure and functioning of the coral reef ecosystem (Mora et al., 2011). Our analysis of concentration levels of MTEs and POPs revealed a generally fluctuant effects of variables related to human activity. However, their explanatory power was on average relatively high (relative average contributions >10 %, depending on the contaminant). For example, human gravity appears to play a significant role in contamination at the community scale,

although its impact was not as pronounced as at the individual level. There is evidence of increasing anthropogenic activity in PICTs altering marine environments such as land degradation on watersheds (Atkinson et al., 2016; Wairiu, 2017), plastic debris (Markic et al., 2018), sewage discharges (Ford et al., 2017), uncontrolled fishing activities (Veitayaki et al., 1995), and even occasional oil spills (Dutra et al., 2018).

We paid particular attention to Hg and glyphosate due to potential risks to public health. Mercury raises particular concern in marine environmental studies due to its sources being both natural and anthropogenic (Chouvelon et al., 2009; Eagles-Smith et al., 2018). Our results indicate that biological variables, especially individual body size and diet, were the main determinants of Hg concentration, suggesting bioaccumulation in fish. This is consistent with numerous studies showing that Hg in marine organisms can vary based on biological and environmental variables such as age, size, diet, and geographical origin (e.g., Burger et al., 2007; Žižek et al., 2007; Briand et al., 2018; Fey et al., 2019). Size is a well-known variable correlated with Hg concentrations in fish (Monteiro and Lopes, 1990; Mathieson and McLusky, 1995; Adams, 2004; Chouvelon et al., 2009; Briand et al., 2018). Furthermore, SST was correlated with higher Hg concentrations, suggesting an important role of temperature in physiological processes potentially involved in the basal metabolism of fish. This is consistent with other studies showing that biomagnification patterns in fish are complex and vary depending on food resources, feeding habitats, species metabolic activity, and physicochemical conditions in the water column (e.g., Lavoie et al., 2013; Le Croizier et al., 2016), which can directly affect the bioavailability of Hg as well as other MTEs (Tesser et al., 2021). Additionally, the organic form of Hg, i.e. methyl-Hg, usually representing >90 % of the Hg load in fish (Bloom, 1992; Sadhu et al., 2015) can naturally be found in anoxic sediments even at low depths, or form in semi-deep layers of water (~500–800 m) through complex biochemical processes (Houssard et al., 2019) mostly driven by microorganisms (Heimbürger et al., 2010), and through connections with solid and gaseous volcanic emissions during eruptions (Kumar-Roiné et al., 2022), as in Tongian and Vanuatu archipelagos. For instance, volcanic plumes released significant amounts of Hg from the Ambrym and Yasur volcanoes (Vanuatu) (Allard et al., 2016; Bagnato et al., 2011). However, a large part (~two-third) of the Hg in circulation comes from anthropogenic emissions, which have tripled concentrations in the euphotic zone since the pre-industrial era. The Hg emitted in populated areas is distributed worldwide, given its residence time in the atmosphere (6 months to a year) and the remission of Hg by the ocean, which helps disperse it everywhere (Sonke et al., 2023). It should be also pointed out that in

oligotrophic environments, such as in Pacific Ocean waters, at similar concentrations (or contamination) compared to more productive environments, bioaccumulation and therefore biomagnification of Hg is more intense (Chouvelon et al., 2018).

Pesticides, a group of widely used chemical compounds to hinder the development of various pests such as insects, weeds, and others (Abhilash and Singh, 2009; Kim et al., 2017), can enter into water bodies through various pathways, including runoff from non-irrigated agricultural land and the drainage system (Rabiet et al., 2010; Bereswill et al., 2012; Stehle and Schulz, 2015). They exert harmful effects on living aquatic organisms, including fish (Gilliom, 2007; Malaj et al., 2014). In the case of glyphosate, fish size was also the most important variable explaining its concentration. This is one of the most controversial pesticides to date, suggesting a bioaccumulation process and perhaps even biomagnification. The total population and reef area in a 30 km buffer zone also played significant roles in explaining glyphosate concentrations, suggesting both a more or less general use of glyphosate and not just for agricultural purposes (for instance, also for public and private gardens), as well as its ability to disperse over such a spatial scale. The extent of pesticide introduction into aquatic systems depends on several geological and climatic factors such as the slope of the terrain and other watershed characteristics, hydrography, precipitation intensity, and soil moisture (Schulz, 2004). With the rapid development of agricultural systems to meet the increasing population demand, the use of multiple pesticides has also increased significantly (Hakeem, 2015). The use of agricultural pesticides in Oceania has seen significant growth, more than tripling between 1990 and 2021 (FAO, 2023a, 2023b). Although the quantity of pesticides used per hectare of cultivated land (1.66 kg/ha) and in relation to the value of agricultural production (0.83 kg/1000 USD) is relatively low, the quantity per capita is notably high, reaching 1.30 kg per person. This intensive and (un)controlled use, has deteriorated aquatic ecosystems in various ways, including leaching, drift, runoff, and drainage (Cerejeira et al., 2003). These results emphasize the need for particular attention to agricultural practices and the extensive use of this chemical substance, even by people to combat pests in their gardens for example. Although the values were below the health risk thresholds (the regulatory thresholds established by health agencies and institutions are 0.3 $ng.g^{-1}$ for aldrin, chlordane, heptachlor, and dieldrin, and 0.25 $ng.g^{-1}$ for glyphosate, expressed as maximum residue limits in $ng.g^{-1}$ of fresh mass), the fact remains that we have observed and modeled distribution of this contaminant, as well as other MTEs and POPs, over a large part of the Pacific, which is particularly concerning for at least two major reasons. The first reason is that various PICTs are not heavily industrialized and have little or

no highly polluting industry or other activities. This suggests that, although local impacts should not be neglected, most of the contamination could come from potentially (very) distant areas, through ocean currents and/or atmospheric deposits. The second reason is that various industrial activities, including the use of fossil fuels and other non-renewable resources (e.g., mining activities etc.), do not seem to be slowing down. It is therefore reasonable to assume that contamination, in general, and undoubtedly more markedly for certain elements, could increase and potentially will reach or exceed health risk thresholds in a near future.

3.4.3. Spatial patterns of contaminants in Pacific coral reef fish

Some of the results of this large-scale mapping (i.e., 17 PICTs) are somewhat different from those obtained at lower spatial scales (i.e., 9 PICTs). In particular, we found that factors implying a larger spatial scale were more important as drivers of contamination at the Pacific scale (e.g., land 30 km >land 3 km in the 2nd part of our analysis, versus the opposite in the 1st part, land 3 km > land 30 km). This tendency toward smoothing is likely due to the change in scale, since the analysis of drivers (land surfaces close to coral reefs, in this case) on the contamination of the fish analyzed was carried out at the scale of the sites sampled, whereas the analysis at the Pacific scale was spatially more extensive and involved communities and not just the ~1000 individuals analyzed. It is therefore not surprising that the "medium" spatial scale (30 km) was more influential than the "fine" scale (3 km). At the sampling site scale, the accuracy of observations and measurements was logically greater, and therefore the robustness of interpretation was better. But this also implies that a change in spatial scale can attenuate or even modify the results, and therefore requires greater care in interpretation. More detailed work at local scale would be needed to validate or invalidate this hypothesis.

Fish significantly contribute to the economies of both subsistence and market-based PICTs, with fish consumption rates by Pacific islanders among the highest globally (55 to 110 kg per person per year; Bell et al., 2009). Thus, bridging the knowledge gap regarding contaminant levels in coral reef fish is crucial. One of the most important outcomes of this study is the creation of maps representing the modeled quantities of various contaminants per 100 g of coral reef fish in several sites from 17 PICTs.

Overall, modeled quantities were generally higher in the central and southwest Pacific, while lower in the eastern part of the basin, especially in French Polynesia, the Cook Islands,

and Rapa Nui. For example, Hg concentrations in fish were generally low across all studied sites, except in certain places where concentrations reached higher values, such as in New Caledonia. In the absence of significant current anthropogenic inputs, it suggests that geothermal activities in the study area could be one of the potential sources of Hg. Documentation on hydrothermal vents in New Caledonia is very limited (Maurizot et al., 2020; Kumar-Roiné et al., 2022). However, no study has been undertaken to assess if any of these vents naturally release fluids containing Hg into seawater, although such kind of Hg emissions have been reported from the Tonga-Kermadec subduction zone (Lee et al., 2015). Another possible source for Hg contamination is volcanic activity in the Vanuatu arc region. Volcanic plumes can be rich in Hg and the release of significant amounts of Hg from volcanoes in Vanuatu (Allard et al., 2016; Bagnato et al., 2011) highlights the role of geophysical processes in the geographical distribution of Hg.

Agricultural activities represent another source of pollution in the region. Poor land management practices and the loss of agricultural land to other economic activities have led to an increased use of pesticides and fertilizers. For examples, the use of pesticides by sugarcane producers in Fiji (Szmedra, 1999) or anthropogenic nutrient incorporation of the intertidal fauna at the cost of Rapa Nui (Zapata-Hernandez et al., 2022) are well documented. Extensive and improper use of pesticides and fertilizers contributes to soil and groundwater contamination. It is estimated that up to 70 % of applied pesticides, most of which contain heavy metals, are washed away and leach into the soil and water, resulting in excessive contamination by pesticide residues in coastal ecosystems (UNESCAP, 2002). Areas with the highest concentrations of glyphosate in Pacific coral reef fish were primarily located in high islands with extensive overall areas devoted to agriculture, such as Fiji, the Solomon Islands, Tonga, and New Caledonia. The high concentrations found in fish could be associated with the use of this herbicide, sometimes in uncontrolled quantities and/or in an illegal context, in surrounding areas for agriculture or other agriculture-related practices.

Overall, all our maps highlighted geographical variations in contaminant concentrations in Pacific coral reef fish, which can have significant implications for the health of marine ecosystems and the local populations dependent on these resources. The information obtained from these maps can be invaluable in guiding conservation and management efforts for marine resources in the region, in particular for fishing activities including auto-consumption.

These findings contribute to a better understanding of the complex dynamics influencing contaminant concentrations in Pacific coral reef fish. Further research in this field could help refine our understanding of these intricate relationships and inform targeted conservation strategies. On the other hand, even if contaminants were at relatively low levels, thereby limiting the current health risk for humans, their interaction can potentially increase their hazardous effects ('cocktail effect') (Fey et al., 2019). This aspect should be further explored in the future, keeping in mind that ongoing industrial developments and climate changes could alter the patterns found. This perspective underscores the importance of closely monitoring the evolution of contaminant concentrations in marine ecosystems, considering the complex interactions between different pollutants. It emphasizes the need for a proactive approach to mitigate potential risks to human health and the ecological balance of Pacific coral reefs.

3.5. Conclusion

Our study on contamination by MTEs and POPs in Pacific coral reef fish provide new and crucial insights into the contamination levels of these marine ecosystems. Using statistical models, we shown that several variables, including biological, environmental, related to biogeography, or influenced by human activities, explained the concentrations of contaminants. Individual fish size was a major determining variable in contaminant concentrations, with significant variations in all cases. Additionally, the presence of land in a 3 km buffer zone and SST have also demonstrated their importance to understand contamination. Contamination mapping, although to be considered with caution, revealed moderate contamination levels, but widely dispersed across the Pacific for each contaminant, highlighting the complexity of their distribution. The variables influencing these concentrations vary depending on the contaminant, ranging from biogeographical variables to the biological characteristics of the fish. Ultimately, our research underscores the importance of considering a diverse range of variables for the management and monitoring of contamination in Pacific coral reef fish and emphasizes the urgency of continuous monitoring, both spatially and temporally.

CHAPITRE IV.

ASSESSMENT OF SPATIAL DISTRIBUTION OF ORGANIC CONTAMINANTS AND METALLIC COMPOUNDS ON A TROPICAL ISLAND' CORAL REEF FISH COMMUNITIES

Ce chapitre à fait l'objet d'une publication dans la revue «**Marine Pollution Bulletin**» (*cf.* ci-dessous).

Marine Pollution Bulletin 217 (2025) 118031

Contents lists available at ScienceDirect

Marine Pollution Bulletin

journal homepage: www.elsevier.com/locate/marpolbul

Assessment of spatial distribution of organic contaminants and metallic compounds on a tropical island' coral reef fish communities

Noreen Wejieme [a], Laurent Vigliola [b], Valeriano Parravicini [c], Alain Nicolay [d], Emmanuel Wafo [e], Paco Bustamante [f], Yves Letourneur [a,*]

[a] ENTROPIE (UR-IRD-CNRS-IFREMER-UNC), Université de la Nouvelle-Calédonie, LabEx Corail, BP R4, 98851 Nouméa Cedex, New Caledonia
[b] ENTROPIE (UR-IRD-CNRS-IFREMER-UNC), Institut de Recherche pour le Développement, BP A5, 101 Promenade Roger Laroque, 98848 Nouméa, New-Caledonia, France
[c] CRIOBE, PSL Research University, USR 3278 EPHE-CNRS-UPVD, LabEx « Corail », Université de Perpignan, Avenue Paul Alduy, 66860 Perpignan Cedex, France
[d] Aix-Marseille Université, C2VN UMR INRAE 1260 / INSERM 1063, Laboratoire de chimie analytique, Faculté de Pharmacie, 27 boulevard Jean Moulin, 13385 Marseille cedex 05, France
[e] Aix-Marseille Université, INSERM SSA-MCT, Laboratoire de chimie analytique, Faculté de Pharmacie, 27 boulevard Jean Moulin, 13385 Marseille cedex 05, France
[f] Littoral Environnement et Sociétés (LIENSs), UMR 7266 CNRS-La Rochelle Université, 2 rue Olympe de Gouges, 17000 La Rochelle, France

Résumé

Le chapitre précédent a mis en évidence la répartition spatiale des micronutriments et des contaminants à l'échelle du Pacifique (*cf. Chapitre III*). Ce chapitre se concentre spécifiquement sur le cas de la Nouvelle-Calédonie. En effet, l'archipel constitue un important point chaud de biodiversité marine. En raison des activités minières, de l'urbanisation et de l'industrialisation, d'importantes quantités de contaminants sont rejetées dans le lagon. Cette étude a analysé les concentrations, la distribution spatiale et les facteurs potentiels influençant 14 composés métalliques et éléments traces (ETM) ainsi que 22 polluants organiques persistants (POP) chez environ 400 poissons de récifs coralliens échantillonnés sur divers sites autour de la Nouvelle-Calédonie, le long d'un gradient allant des centres miniers jusqu'aux zones reculées et inhabitées. La modélisation par arbres de régression boostés a permis d'expliquer entre 61 % et 86 % de la variation globale des concentrations en ETM et en POP. La taille corporelle des poissons est apparue comme le facteur le plus important associé aux concentrations en ETM et en POP chez les poissons récifaux. Les précipitations mensuelles constituaient la deuxième variable la plus importante pour les POP, tandis que la superficie récifale était la seconde variable expliquant les concentrations en ETM. Notre approche de modélisation nous a permis de prédire et de cartographier la distribution des concentrations à l'échelle des communautés de poissons pour 17 contaminants (9 ETM et 8 POP). Les concentrations prédites allaient d'environ 1,5 $ng.g^{-1}$ (β-endosulfan) à environ 11,5 $\mu g.g^{-1}$ (Ni), révélant une contamination généralisée dans tout le lagon, de la côte jusqu'à la barrière récifale. La contamination par les éléments liés à l'activité minière (Ni, Cr…) était clairement influencée par la superficie des concessions minières et, dans une moindre mesure, par la lithologie, tandis que la contamination par le mercure (Hg) dépendait fortement des variables biologiques. Notre étude est la plus vaste réalisée à l'échelle de l'archipel, combinant des données sur 36 contaminants chez environ 400 échantillons de poissons, avec un cadre de modélisation offrant à la fois des éclairages sur les processus sous-jacents et des données spatiales utiles aux décisions politiques.

Abstract

The New Caledonian archipelago is an important hotspot of marine biodiversity. Due to mining activities, urbanization, and industrialization, significant amounts of contaminants are discharged into the lagoon. This study analysed the concentrations, spatial distribution, and potential drivers of 14 metallic compounds and trace elements (MTEs) and 22 persistent organic pollutants (POPs) in ~400 coral reef fish sampled from various sites around New Caledonia, across a gradient from mining centers to remote, uninhabited locations. Boosted regression trees modelling explained between 61 and 86 % of the global variation in MTEs and POPs concentration. Fish body size emerged as the most important correlate of MTEs and POPs concentrations in coral reef fish. Monthly rainfalls were the second most important variable for POPs, whereas the reef area was the second variable explaining MTE concentrations. Our modelling approach allowed us to predict and map the distribution of concentrations at the fish community level for 17 contaminants (9 MTEs and 8 POPs). Predicted concentrations ranged from ~1.5 $ng.g^{-1}$ (β-endosulfan) to ~11.5 $\mu g.g^{-1}$ (Ni), and revealed a widespread contamination throughout the lagoon, from the coast to the barrier reef. Contamination by mining-related elements (Ni, Cr…) were clearly influenced by the surface area of mining registry and to lithology to a lesser extent, whereas Hg contamination strongly depended on biological variables. Our study is the largest of its kind at the archipelago scale, combining data on 36 contaminants in ~400 fish samples with a modelling framework offering insights into underlying processes and spatial data for policy use.

Keywords: *Pollutants, Mining activities, Anthropogenic impacts, Modelling, Pacific Ocean.*

4.1. Introduction

Coral reef ecosystems worldwide are increasingly threatened by the complex interaction of natural and anthropogenic factors (Graham et al., 2008, 2014; Riegl and Purkis, 2015; Hughes et al., 2018, 2019; Souter et al., 2021). Among the most critical environmental disturbances, pollution driven by human activities—particularly urban and industrial expansion—has led to widespread contamination through runoff (rivers, coastal erosion, waste discharge, etc.), posing a significant risk to both ecosystems and human health. Over the past century, the rapid growth of organic chemical industries has drastically increased the production and release of anthropogenic chemicals, including metallic compounds and trace elements (MTEs) (Phillips, 1995), as well as persistent organic pollutants (POPs). These pollutants, which include polychlorinated biphenyls (PCBs) (Robertson and Hansen, 2001) and pesticides (de Mora et al., 2004), are highly resistant to degradation, allowing them to accumulate in marine food webs and ultimately threaten human health through seafood consumption. Furthermore, the physicochemical properties of these contaminants—such as lipophilicity, resistance to physical, chemical, and biological degradation, as well as semi-volatility—facilitate their long-range transport and accumulation in marine organisms (Phillips, 1995). This persistence can lead to biomagnification along trophic webs, posing increasing risks to higher-level consumers (Kelly et al., 2007; Briand et al., 2014; Fey et al., 2019).

The half-life of contaminants in the marine environment is estimated to be at least a decade for the most persistent PCBs (Sinkkonen and Paasivirta, 2000; Robertson and Hansen, 2001), several years to a decade for some MTEs such as mercury (Hg) (Lodenius, 1991), and several months to years for most pesticides (Hellawell, 1988). Following their release into the marine environment, some contaminants can be accumulated by organisms at different trophic positions (Van Ael et al., 2012; Dummee et al., 2012). Carnivorous fish, mainly long-lived species, can bioaccumulate high concentrations of MTEs (e.g., Cd and Hg) or organochlorine pollutants in their tissues (e.g., Adams and McMichael Jr, 1999; Wafo et al., 2012). Fish are particularly informative for assessing the contamination status and distribution of pollutants, especially if they are sedentary or territorial, inhabit benthic habitats, and occupy a high trophic position (carnivores, top predators) (e.g., Kojadinovic et al., 2007; Dierking et al., 2009). At the same time, contamination of fishes raises concerns as they constitute a major pathway for human exposure to various chemical contaminants (Martí-Cid et al., 2007; Storelli, 2008). The numerous health benefits associated with fish consumption, a major source of vitamins, omega-

3 fatty acids and high-quality proteins, can thus be compromised by the presence of contaminants, which can have harmful effects on the human body if ingested in toxic quantities (Bosch et al., 2016).

The coral reefs of the New Caledonian archipelago in the Coral Sea (South Pacific) represent a major global biodiversity hotspot (Myers et al., 2000). Listed as a UNESCO World Heritage site since 2008, this designation highlights their global significance, exceptional natural beauty, and rich biodiversity. The archipelago hosts the world's largest lagoon and the second-largest coral barrier reef after Australia's Great Barrier Reef. Moreover, it contains one-third of the world's most remote reefs, largely untouched by human activity or pollution (Januchowski-Hartley et al., 2020). However, despite their importance as a major natural, recreational, and fishery resource, the coral reefs of New Caledonia are under increasing anthropogenic pressure, primarily due to mining activities, agricultural development, industrialization, and a recent and fast urbanization. New Caledonian soils are naturally rich in cobalt (Co), chromium (Cr), iron (Fe), manganese (Mn), and mostly nickel (Ni). New Caledonia holds around 10 % of the world's nickel resources (Grandcolas et al., 2008; Losfeld et al., 2015). Numerous open-pit mines have been in operation since the late 19th century. Intensive mining activities, combined with natural soil erosion caused by tropical rainfalls, result in significant sediment deposition (Ouillon et al., 2010; Garcin et al., 2013) and contamination of coastal waters (Hédouin et al., 2009). In addition, the expansion of industrial infrastructure and urban development, as well as the use of pesticides in agriculture, exacerbate potential contamination of terrestrial as well as coastal marine ecosystems. Thus, New Caledonia represents a critical case for understanding the impact of urban, agricultural, and industrial pollution on coral reef ecosystems. Despite its global ecological importance, the archipelago faces increasing anthropogenic pressures, making the need for large-scale contamination assessments particularly urgent. However, data on contamination in the archipelago exhibit significant gaps. Despite studies conducted on various marine species in New Caledonia, ranging from bivalves to fish (e.g., Bustamante et al., 2000, 2003; Hédouin et al., 2018; Metian et al., 2005, 2008; Bonnet et al., 2014), no study has yet attempted to evaluate the extent of coral reef fish contamination at a community level, thus considering both the effects of variable bioaccumulation of contaminants across fish species and the variable composition and structure of fish assemblages across wide geographic and human impact gradients.

In this study, we assessed the contamination of coral reef fish communities in New Caledonia, spanning from coastal areas to the barrier reef, and across an isolation gradient—from urbanized and industrialized zones to geographically remote locations with minimal to no human influence. To achieve this, our work followed two phases. In the first phase, we modelled coral reef fish contamination using concentration data from 392 individual fish, evaluating the influence of various biological, human-related, biogeographical and environmental variables on contamination concentrations. This first phase allowed us to provide data on 14 metallic trace elements (MTEs) and 22 persistent organic pollutants (POPs). In the second phase, we then integrated these results at a fish community level using a database of 1833 underwater visual surveys on fish abundance and size (D'Agata et al., 2016; Januchowski-Hartley et al., 2020) to predict and map contaminant concentrations per 100 g of fish across the archipelago.

4.2. Materials and methods

4.2.1. Sampling sites and sampling population

New Caledonia is an archipelago located in the southwest Pacific Ocean (Figure 4.1). The main island, known as "Grande Terre," stretches for about 500 km long and 50 km wide. It is surrounded by the world's second-largest barrier reef, stretching over about 1500 km, which delineate a vast lagoon of approximately 22,000 km^2 (Andréfoüet et al., 2009). The major characteristics of this lagoon are its relatively shallow depth, rarely exceeding 50 m, and its oligotrophic to mesotrophic nature (Dupouy et al., 2010; Fichez et al., 2010). The archipelago also includes extensive atoll reefs (Chesterfield-Bellona, Entrecasteaux, Astrolabe), three large high islands (the Loyalty Islands), and several smaller islands. The Chesterfield-Bellona coral reef complex delimits a ~13,700 km^2 lagoon is located hundreds of kilometers to the west of the main island (Figure 4.1) and its scarce islets are uninhabited. The distribution of human population density follows a clear linear gradient, from the main city (Nouméa, ~98,000 inhabitants) (ISEE, 2019), to the less populated areas (north of the main island and the Loyalty islands), and uninhabited islets in the far north (i.e. Entrecasteaux reefs).

Fish were sampled at 11 sites throughout New Caledonia in 2011 (different sites around Nouméa), 2012 (Moindou), 2017 (Entrecasteaux sites), 2018 (Ouvéa) or 2021 (Walpole) depending on the site (Figure 4.1). Some sites close to the Nouméa urban area are potentially

exposed to various sources of anthropogenic pollution, such as industrial activities and wastewater discharges. Other sites on the west coast are dedicated to agricultural purposes, while other remote areas are less influenced by anthropogenic influence (e.g., Chesterfield, Entrecasteaux). In total, 392 individuals belonging to 74 species were sampled (Table S4.1). These species represent a subset of local diversity of coral reef fish (~1400 species, Letourneur et al., 2023). However, the species analysed belong to those that globally make up the largest proportion of total density and biomass, and are among those most consumed by human populations. Furthermore, the sampling aimed to obtain a wide range of fish species with contrasting feeding strategies. Fish species were classified into four major trophic groups: herbivores (mainly consuming macrophytes), omnivores (consuming both animal and plant materials), micro-carnivores (consuming small prey), and macro-carnivores (consuming larger prey), based on known feeding patterns (Parravicini et al., 2020). Fish were either collected directly in the field by angling / spearfishing or using a small amount of non-selective anaesthetic, namely 10 % eugenol diluted in ethanol, or purchased from local fishermen. In all cases, fish were kept in coolers, and each individual was identified and measured (total length, in cm). For each fish, samples of dorsal muscle were taken (~10–20 g wet weight) and frozen at – 20 °C until MTEs and POPs analysis.

Fish assemblages were studied through 1833 underwater visual transects (UVC), conducted in areas ranging from densely populated to completely isolated and uninhabited, and published elsewhere (D'Agata et al., 2016; Januchowski-Hartley et al., 2020) (Figure 4.1).

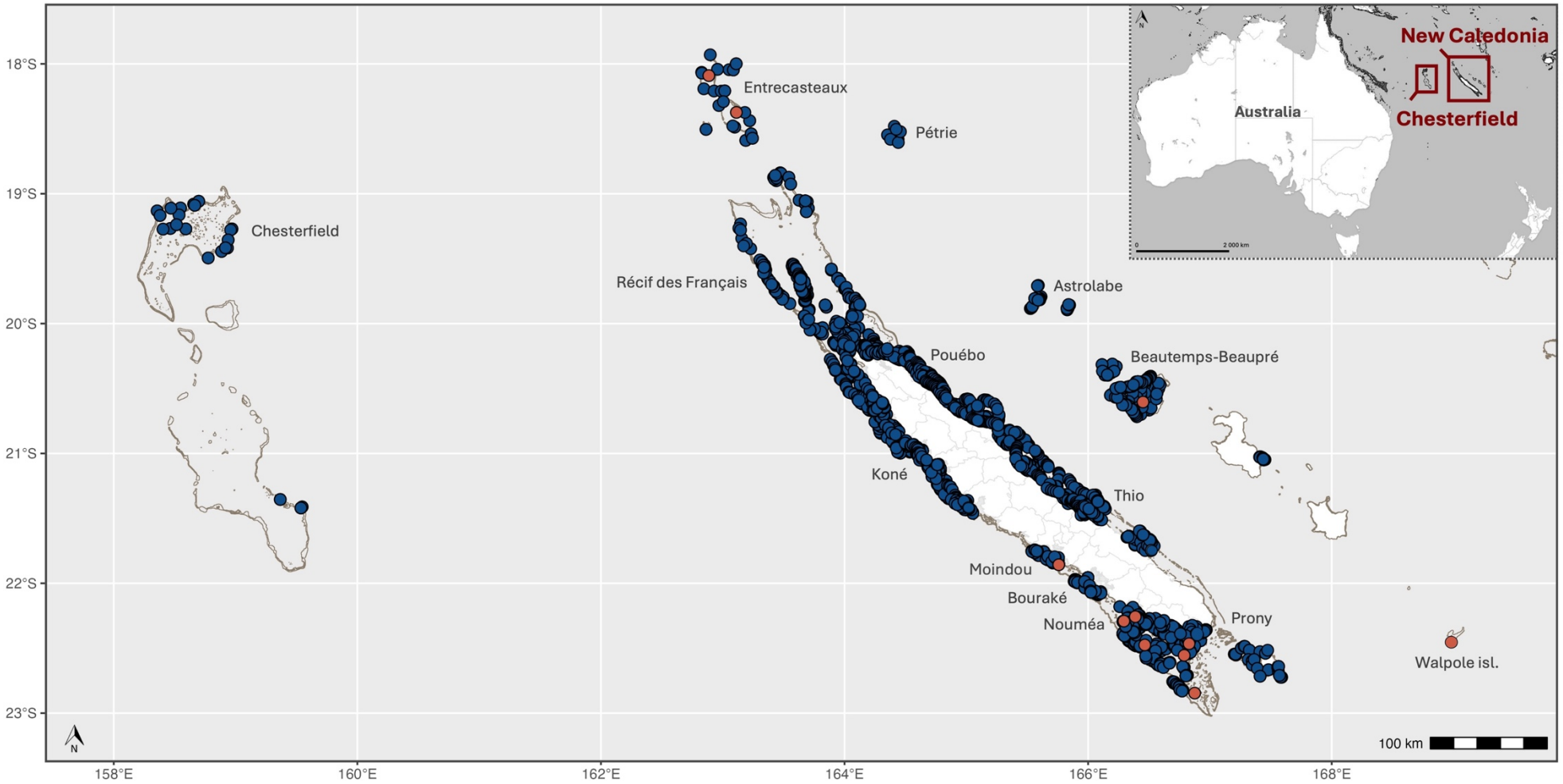


Figure 4.1. Locations where coral reef fish assemblages were sampled in 1,833 underwater visual survey (in blue), as well as locations of sites where fish samples were collected for contamination analysis (in red). (For interpretation of the references to colour in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article).

4.2.2. Contaminant analysis

4.2.2.1. MTEs' analyses

A total of 14 elements were analysed: silver (Ag), arsenic (As), cadmium (Cd), cobalt (Co), chromium (Cr), copper (Cu), iron (Fe), manganese (Mn), mercury (Hg), nickel (Ni), lead (Pb), selenium (Se), vanadium (V), and zinc (Zn). Except for Hg, analyses of these elements were performed following Kojadinovic et al. (2011) method. Around 150–300 mg (dry mass, dm) of lyophilized and powdered samples was analysed using either inductively coupled plasma atomic emission spectroscopy (ICP-AES 5800 VDV, Agilent Technologies ®) or inductively coupled plasma-mass spectrometry (ICP-MS II Series Thermo Fisher Scientific®). Total Hg concentrations were quantified following the procedure described by Bustamante et al. (2006), i.e., in samples ranging from 3 to 10 mg of dry (lyophilized and powdered) samples by atomic absorption spectrometry with an advanced mercury analyzer (AMA 254 ALTEC®). A quality control program was implemented, including the treatment and analysis of certified reference materials (CRMs, which included DOLT-5 dogfish liver and TORT-3 lobster hepatopancreas from the National Research Council, Canada) and blanks alongside the samples. These CRMs were processed and analysed simultaneously with the samples. The recovery rates for the CRMs ranged from 83 % to 115 %. All MTEs concentrations are reported in µg. g^{-1} of fish dry mass (dm), and were conducted on 390 fish samples (Table S4.1). The detection limits (in µg.g^{-1} dm) were 0.005 µg.g^{-1} (Hg), 0.015 µg.g^{-1} (Ag, Cd), 0.02 µg.g^{-1} (Cr, Co, Pb), 0.03 µg.g^{-1} (Ni), 0.08 µg.g^{-1} (Mn), 0.1 µg.g^{-1} (Cu, Se), 0.2 µg.g^{-1} (As), 0.3 µg.g^{-1} (V), and 3.3 µg.g^{-1} (Fe, Zn). When concentrations were below the detection limit, half of the detection limit was used. Although this approach is common in environmental studies, we are aware that this choice may imply potential biases in the assessment of contaminant concentrations. However, as the detection thresholds are low, the risks of error can reasonably be considered minor and without influence on the overall trends. This was also applied for POPs analyses, below.

4.2.2.2. *POPs' analyses*

PCBs comprise a large family of 209 synthetic congeners. A total of 39 congeners were analysed in 237 fish samples (Table S4.1), and identified by their International Union of Pure and Applied Chemistry (IUPAC) numbers: 17, 18, 20, 28, 31, 44, 49, 52, 60, 70, 74, 82, 87,

92, 95, 99, 101, 105, 110, 118, 128, 136, 138, 141, 149, 151, 153, 156, 170, 174, 177, 180, 183, 187, 191, 194, 195, 196, and 201. The sum of all analysed congeners (ΣPCBs) was calculated, determining the overall PCB load, and is expressed in $ng.g^{-1}$ dm. Quantification was performed using gas chromatography (Agilent Technologies HP6890®) equipped with an electron capture detector at 300 °C and an automatic injector in the column (DB5 J&W column, 60 × 0.32 i.d × 0.25 µm), with helium as the carrier gas. During injection, the temperature is 60 °C, then it increases by 10 °C per minute to 160 °C, and then by 25 °C per minute to 280 °C. The detection limit was 0.01 $ng.g^{-1}$ dm.

Pesticides, a group of chemical compounds widely used to fight against various plant and animal pests (Abhilash and Singh, 2009; Kim et al., 2017), were analysed in this study on 245 fish samples (Table S4.1), and expressed in $ng.g^{-1}$ dm. Twenty-one pesticides chosen due to their persistence and public health interest were examined, including aldrin, atrazine, α- and cis-chlordane, diazinon, dieldrin, α- and β-endosulfan, endrin, glyphosate, heptachlor, heptachlor epoxide A and B, isodrin, lindane, linuron, malathion, simazine, pp'-DDT, pp'-DDE, and pp'-DDD. Glyphosate was quantified using liquid chromatography, and the other compounds were quantified using gas chromatography–mass spectrometry following the methods fully described in Dierking et al. (2009). The detection limits (DL, in $ng.g^{-1}$ dm) were 0.01 $ng.g^{-1}$ for heptachlor epoxide A and B, 0.02 $ng.g^{-1}$ for linuron and malathion. For aldrin, diazinon, endosulfan II, endrin, heptachlor, lindane, pp'-DDT, pp'-DDE, and pp'-DDD, the DL wass 0.1 $ng.g^{-1}$, 0.2 $ng.g^{-1}$ for atrazine, dieldrin, and α- and β-endosulfan. Finally, the DL for glyphosate is 1 $ng.g^{-1}$.

4.2.3. Potential variables explaining fish contamination

We have considered 18 variables that are known to potentially influence contaminants' concentrations in coral reef fish (Wejieme et al., 2025a). These were grouped into four categories encompassing biological characteristics, environment, biogeography, and human-related activities. The first category included six biological variables, i.e., fish body size (TL, in cm), diet, mobility, gregariousness, position in the water column, and the activity period (Parravicini et al., 2021). The second category included three environmental variables, i.e., sea surface temperature (including three "sub-variables", i.e., min, max and mean SST), monthly rainfalls on a 10-years basis (www.meteo.nc), and lithology data derived from the New Caledonia geological map at a 1/1,000,000 scale (https://georep-dtsi-

sgt.opendata.arcgis.com/), which define the characteristics of local soils, such as granulometry, mineralogical composition, etc. The third category included five biogeographical variables: the land areas quantified within buffer zones of 3–30 km using data from 2014' SPOT-6 images (https://georep.nc), the coral reef areas within 3–30 km radius, and the watershed area within a 30 km buffer zone at a scale of 1/50,000 proposed by the local geological survey (https://georep.nc). Finally, four human-related variables were selected, i.e., the gravity (an indicator of human pressure as a whole; Cinner et al., 2018), the distance between the sampled site and the nearest city, the agricultural land area within a 30 km buffer zone and the mining registry. The latter aggregate data from the active mining registry (concessions, exploration permits, and technical reserves) is compiled from the New Caledonia DIMENC service (https://georep-dtsi-sgt.opendata.arcgis.com/), and provide detailed information on mining titles, owners, concession boundaries, surface and location as well as other aspects related to mining activity. In New Caledonia, where the Ni mining industry predominates, the mining registry is particularly important due to significant open-sky nickel extraction.

4.2.4. Modelling individual fish contamination

We employed boosted regression trees (BRT) to analyze the influence of various variables on contamination concentrations. BRT can handle nonlinear relationships and interactions between variables, generating a series of regression trees, with each new tree explaining the residuals of the previous one (Elith et al., 2008). Four main parameters need to be specified: bag fraction (bf), learning rate (lr), tree complexity (tc), and number of trees (nt). To determine the best model parameters, we tested different combinations of lr and tc to generate multiple BRT models. Consequently, a combination of lr (0.01, 0.005, 0.001) and tc (1 to 5) was used to run the BRT models. The BRT models with the best cross-validated correlation (10-fold) were retained, then refitted by keeping only the variables with importance exceeding 5 % in the model (Elith et al., 2008). BRTs were fitted using the gbm package in R (Ridgeway, 2024). This above process constituted the first phase of our analysis.

4.2.5. Modelling fish assemblage contamination

After completing the first phase of our analysis, during which we modelled the contamination of coral reef fish based on the measured concentrations of contaminants while assessing the potential role of various variables, we ran the second phase of our analysis, which

consists of two fundamental steps. In the first step, we used an existing dataset on reef fish densities and biomasses in New Caledonia, combined with a stock assessment for the case of Walpole islet (Wantiez et al., 2019). To perform this analysis, we used the *predict.gbm* function from the gbm package in R. This function is specifically designed to make predictions based on the regression model established in the first phase (i.e., across 11 sites). This ensure that the same explanatory variables as in the initial model are used. By applying the *predict.gbm* function, we were able to estimate fish contamination concentrations based on density and biomass data. This allowed us to extend the analysis from the first phase to a broader spatial scale. These data were then associated with the contaminant concentrations measured in the first phase; only contaminants with a cross-validation (CV) correlation ≥0.6 were retained to ensure the reliability and robustness of our model, leading to the selection of 18 contaminants in total, namely 9 MTEs (Ag, As, Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, and Se) and 8 POPs (atrazine, dieldrin, α- and β-endosulfan, heptachlor epoxide B, pp'-DDDs, pp'-DDTs, and ∑PCBs) (Table S4.2). It should be noted that the BRT models created in this second phase did not incorporate biological variables, as the collected data were based on fish community censuses. In accordance with the recommendations of Dormann et al. (2013), we removed variables showing collinearity, i.e., a Pearson correlation coefficient >0.7. Following these tests, six explanatory variables were used in the BRT modelling of MTEs: the distance between the sampling site and the nearest city, reef area within a 30 km buffer zone, watershed area within a 30 km buffer zone, lithology, mining registry within a 30 km buffer zone, and mean SST. For POPs, six variables were used in the BRT models: the distance between the sampling site and the nearest city, reef area within a 30 km buffer zone, gravity, monthly rainfall, agricultural land area within a 30 km buffer zone, and mean SST. The second step of our process focused on normalizing contamination for each element, based on a quantity of 100g of fish per UVC transect. This facilitated mapping at the scale of New Caledonia, providing an overview of predicted contamination concentrations for 9 MTEs and 8 POPs across New Caledonia. Further details on the methodological and modelling framework can be found in Wejieme et al. (2025a).

4.3. Results

4.3.1. Concentrations of contaminants in fish

Overall, the averaged concentrations of MTEs ranged from very low (e.g., Ag, Cd; often below the detection limit, with 58.2 % and 44.9 % of measurements, respectively, falling below this threshold) to high (e.g., As, Fe, and Zn), with other elements at intermediate concentrations (Table S4.3). Regarding POPs, glyphosate was by far the most abundant pesticide, accounting for ~90.7 % of all detected pesticides, with an average concentration slightly below 139 $ng.g^{-1}$ (Table S4.3). However, this dominance should be interpreted with caution, as glyphosate was analysed in a smaller subset of fish. Other pesticides showed very low (e.g., pp-DDT, isodrin; often below the detection limit, with 76.8 % and 40.2 % of measurements, respectively, falling below this threshold) to intermediate concentrations (pp'-DDD, β-endosulfan). The sum of PCBs across all samples reached approximately 30 $ng.g^{-1}$ (Table S4.3).

4.3.2. Drivers of fish contamination

The BRT models explained between 61 % and 86 % of the global variation (i.e., cross-validation, CV) for MTEs and POPs. In fields with high variability, such as ecology or environmental sciences, a 61 %–86 % cross-validation correlation is generally considered good to excellent, with values above 60 % indicating a moderate to strong correlation and values above 80 % reflecting excellent predictive power, capturing most of the underlying patterns. Several recent studies using BRTs in the field of coral reef fish ecology in New Caledonia and the South Pacific display similar figures, with CV correlations ranging from 40 % to 70 % (D'Agata et al., 2016), 42 % to 85 % (Mathon et al., 2024), and 60 % to 87 % (Wejieme et al., 2025a). Given the number of variables tested, the number of individuals sampled and the wide range of contaminants measured in our study, the quality of our models is good to excellent, making them amenable to interpretation. Among the explanatory variables, individual size was by far the most influential variable in BRT models for MTEs (27.2 %), PCBs (37.0 %), and pesticides (40.1 %) (Figure 4.2). For MTEs, the reef area within a 3 km buffer zone ranked second (15.1 %), followed by soil lithology (11.2 %). Pesticide contamination was influenced by monthly rainfalls as the second key variable (26.0 %), with gregariousness as the third key variable (10.3 %). For PCBs, gregariousness was the second most important variable (21.6 %), followed by maximum SST (20.2 %). Other predictive variables had a lower influence, each contributing <10 % (except land 30 km^2 with 10.1 % for pesticides), depending on the contaminant (Figure 4.2, Figure S4.1).

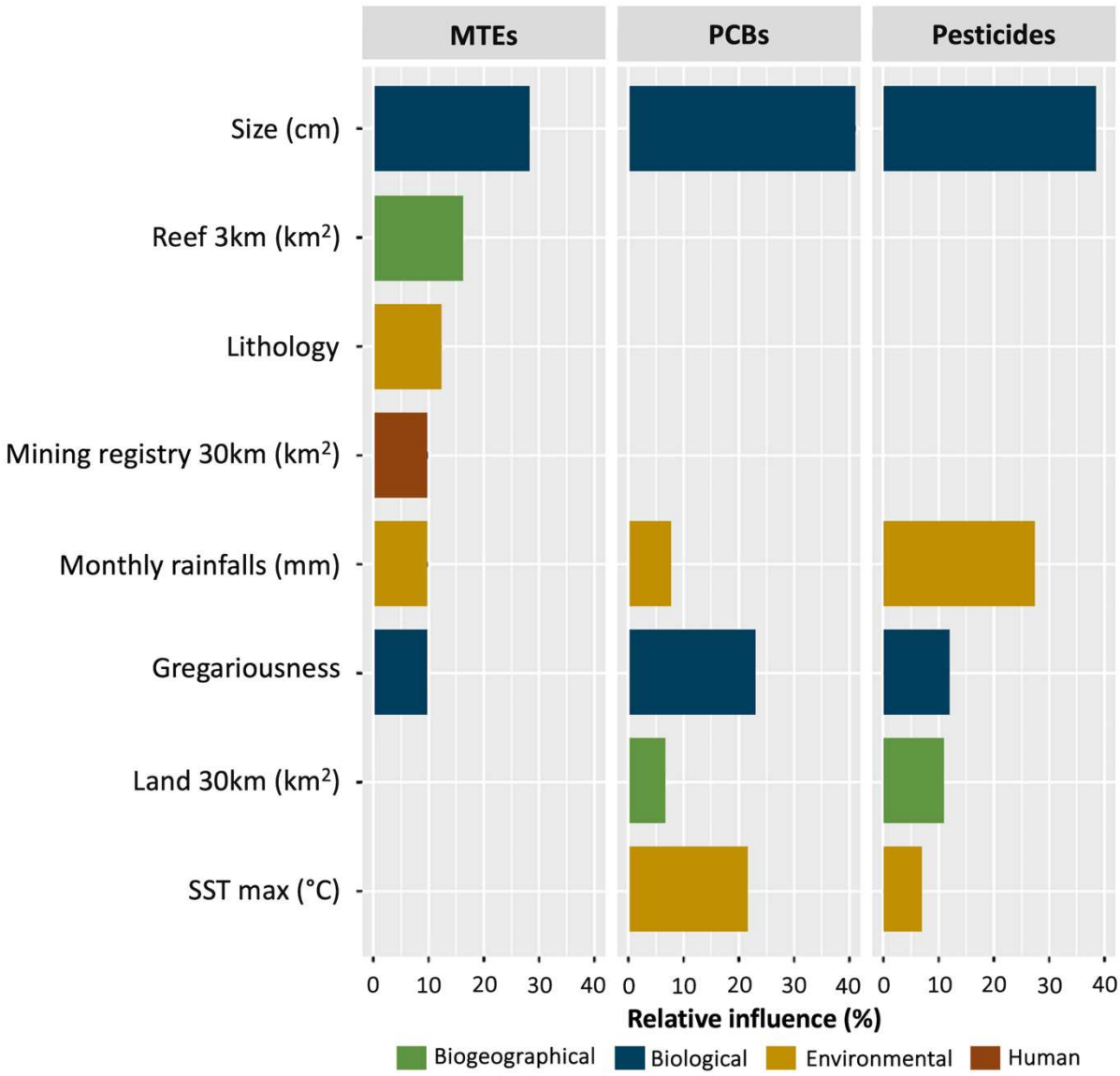


Figure 4.2. Summary of the average relative contributions (%) of the eight most significant (i.e., >5%) variables from the four categories of variables (see text) used in BRT modeling explaining their relative influence on coral reef fish contamination. See Figure S4.1 to see the contribution of all variables.

While a general pattern emerges—where fish body size is the main driver of contamination—individual compounds (MTEs or POPs) may exhibit deviations from this trend (Table 4.1). This overarching pattern was observed in several contaminants, but specific elements showed distinct influencing variables. For example, Cu, Fe, Hg, α-chlordane, diazinon and heptachlor, among others, showed high percentages attributed to size as the main variable. However, other contaminants showed different patterns. For example, heptachlor epoxide B strongly depended on monthly rainfalls (66.4 %), As is particularly affected by diet

(29.2 %), Co is strongly influenced by lithology (41.6 %), while Cr and Ni showed a strong influence of mining registry, with 34.1 % and 25.4 % attributed to this variable respectively.

Table 4.1. Summary of the most important variables driving contaminant concentrations in New Caledonian coral reef fish. Only contribution >10 % were mentioned.

	Rank 1	Rank 2	Rank 3	Rank 4	Rank 5
MTEs					
Ag	Monthly rainfalls (51.7%)	Mining registry (19.7%)			
As	Diet (29.2%)	Size (26.7%)	Activity period (16.5%)	Reef 3km (15.2%)	
Cd	Mobility (25.3%)	Monthly rainfalls (22.4%)	Size (16.7%)	Reef 3km (13.1%)	
Co	Lithology (41.6%)	Size (31.5%)	Reef 3km (15%)	Gregariousness (11.8%)	
Cr	Mining registry (34.1%)	Size (26.4%)	Reef 3km (16.1%)	Lithology (11.9%)	Gregariousness (11.4%)
Cu	Size (41.1%)	Reef 3km (15.5%)	Gregariousness (10.5%)		
Fe	Size (27.5%)	Reef 3km (21%)	Lithology (18.4%)	Gregariousness (12.5%)	Mining registry (11.1%)
Hg	Size (36.6%)	Activity period (29.9%)	Diet (20.4%)		
Mn	Size (24.8%)	Monthly rainfalls (22.3%)	Reef 3km (21.6%)	Lithology (18.9%)	
Ni	Mining registry (25.4%)	Size (23%)	Reef 3km (20.7%)	Gregariousness (12.9%)	Lithology (10.6%)
Pb	Size (46.9%)	Diet (20.4%)			
Se	Size (36.5%)	Reef 3km (27.4%)	Gregariousness (15.5%)	Mobility (11.4%)	
POPs					
Aldrin	Size (42.9%)	Gregariousness (21.6%)	Land area 30km (15.5%)		
Atrazin	Size (17.6%)	Gravity (16.2%)	Gregariousness (15.4%)	SST max (14.1%)	Land area 30km (12.6%)
α-chlordane	Size (58.8%)	Land area 30km (21.3%)			
Diazinon	Size (33.6%)	Monthly rainfalls (30.4%)	Activity period (16.7%)	Land area 30km (11.2%)	
Dieldrin	Size (46.4%)	SST max (23.4%)	Gregariousness (14.7%)		
α-endosulfan	Size (45.8%)	Monthly rainfalls (17.1%)	Diet (13.9%)	Gregariousness (11.9%)	Land area 30km (11.3%)
β-endosulfan	Size (26.4%)	Monthly rainfalls (25.4%)	Land area 30km (15.3%)	Diet (10.5%)	
Endrin	Size (51.1%)	Gregariousness (18.1%)	Monthly rainfalls (16%)		
Glyphosate	Size (53.8%)	Gregariousness (21.5%)	Monthly rainfalls (12.5%)		
Heptachlor	Size (47.3%)	Monthly rainfalls (32.8%)	Diet (19.9%)		
Heptachlor epoxide A	Size (39.2%)	Gregariousness (18.4%)			
Heptachlor epoxide B	Monthly rainfalls (66.4%)	Size (33.6%)			

Isodrin	Size (52.2%)	Gregariousness (26.6%)	Position water column (11.8%)		
Lindane	Size (56.2%)	Monthly rainfalls (18.7%)	Gregariousness (13.7%)	Diet (11.4%)	
Linuron	Land area 30km (65.3%)	Size (19.4%)	Monthly rainfalls (15.4%)		
Malathion	Monthly rainfalls (57.4%)	SST max (29.7%)	Gregariousness (12.9%)		
pp'-DDD	Size (37.4%)	Monthly rainfalls (16.5%)	Gregariousness (13.3%)	Diet (11.1%)	Land area 30km (10.9%)
pp'-DDE	Size (57.8%)	Position water column (18.8%)	Gregariousness (10.3%)		
pp'-DDT	Monthly rainfalls (89.3%)	Size (10.7%)			
Simazine	Monthly rainfalls (79%)	Diet (12%)			
∑ *PCBs*	Size (46.2%)	Gregariousness (25.8%)	SST max (19.6%)		

For illustrative purposes, we highlighted mining-associated elements (Cr, Mn, and Ni) due to the significance of mining activities in New Caledonia, as well as β-endosulfan as a representative case of POP contamination (the dominant glyphosate was excluded from this analysis due to its low cross-validation coefficient, i.e. <0.6). Ni concentrations in coral reef fish were primarily influenced by the surface area of the mining registry (25.4 %), followed by fish size (23.0 %) and reef area within a 3 km buffer (20.7 %), while gregariousness and lithology played a lesser role (Figure 4.3). Cr showed a similar pattern, except for an inversion in the relative importance of gregariousness and lithology. Mn, however, exhibited a distinct trend, where the mining registry was not a significant driver, but lithology and monthly rainfalls were key variables influencing its concentration. β-endosulfan contamination was also influenced by monthly rainfalls (25.4 %) but was primarily driven by fish size (26.4 %) (Figure 4.3). Hg represents another noteworthy case due to its well-documented toxicity for public health. Unlike other elements, Hg contamination was predominantly shaped by biological variables—such as fish size, activity period, and diet (Table 4.1)—without significant associations with biogeographical, human-related, or environmental variables.

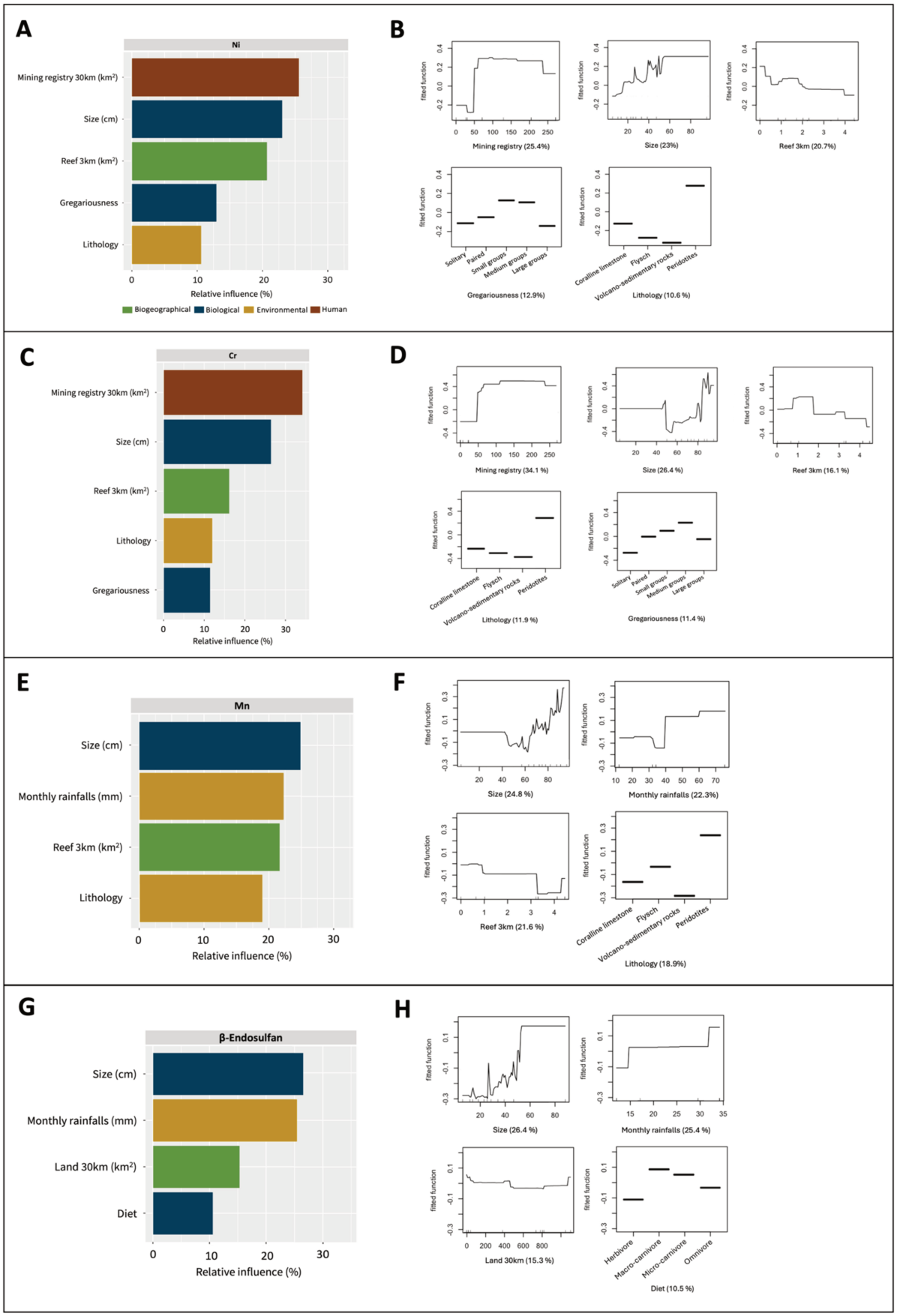


Figure 4.3. Summary of relative contributions (%) of the most significant variables (i.e. >10%) used in BRT explaining contamination in New Caledonian coral reef fish, for Ni (A; CV = 0.61), Cr (C; CV =

0.64), Mn (E; CV = 0.67) and β-endosulfan (G; CV = 0.69) and their fitted functions (ranked by the percentage of relative influence from left to right) (B, D, F and H).

4.3.3. Modelling contamination in coral reef fish communities

The surface area of the watershed within a 30 km buffer emerged as the predominant predictive variable driving the concentrations of MTEs (46.4 %), followed by the distance to the nearest city (30.7 %) and lithology (11.8 %) (Figure 4.4). For POPs, the most significant variables stemmed from both human-related and environmental variable categories. PCBs were notably influenced by the distance to the nearest city (62.8 %) and monthly rainfalls (30.5 %), whereas pesticide concentration showed the high significance of agricultural land area within a 30 km radius (51.9 %) followed by the distance to the nearest city (25.8 %) and monthly rainfalls (14.3 %) as drivers of contamination (Figure 4.4).

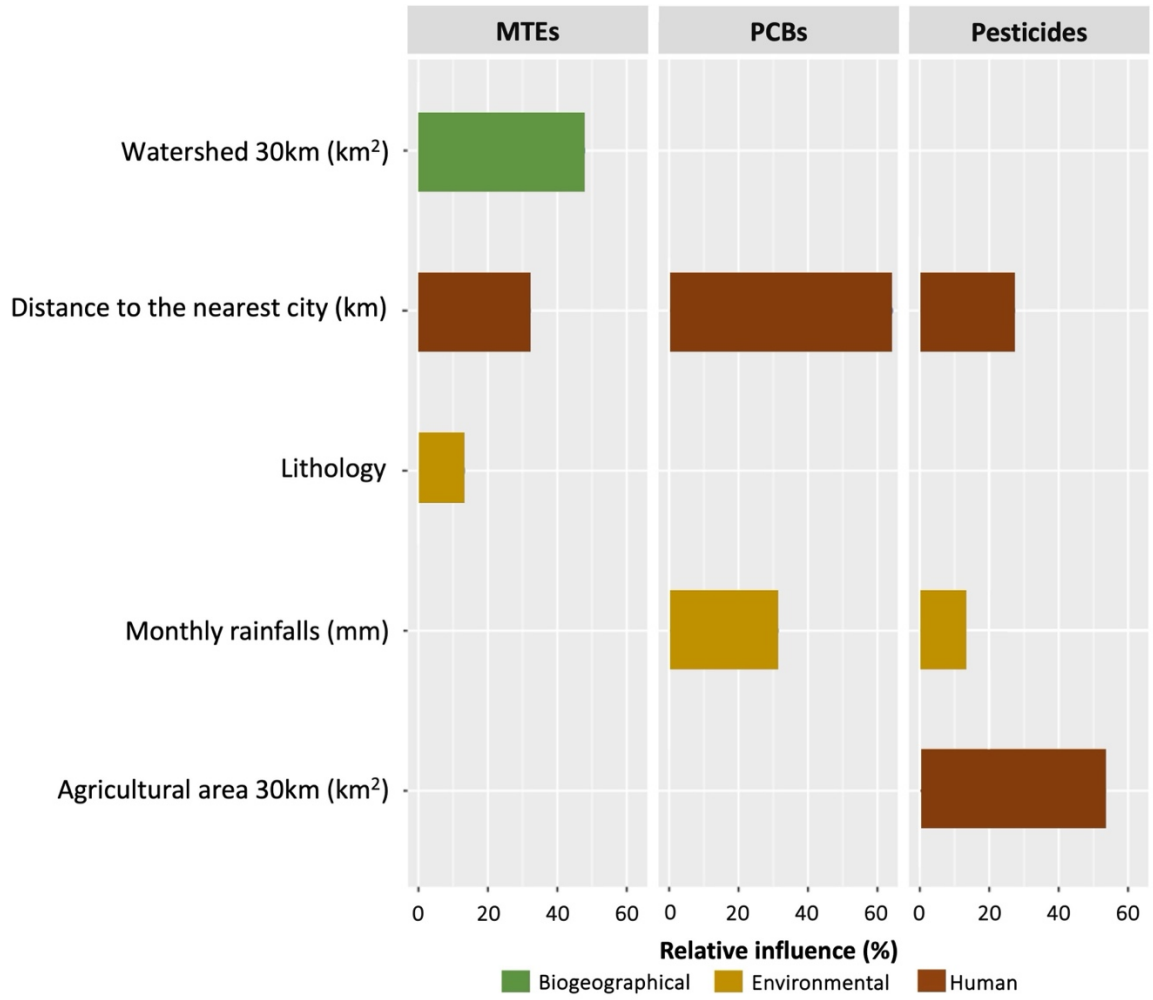
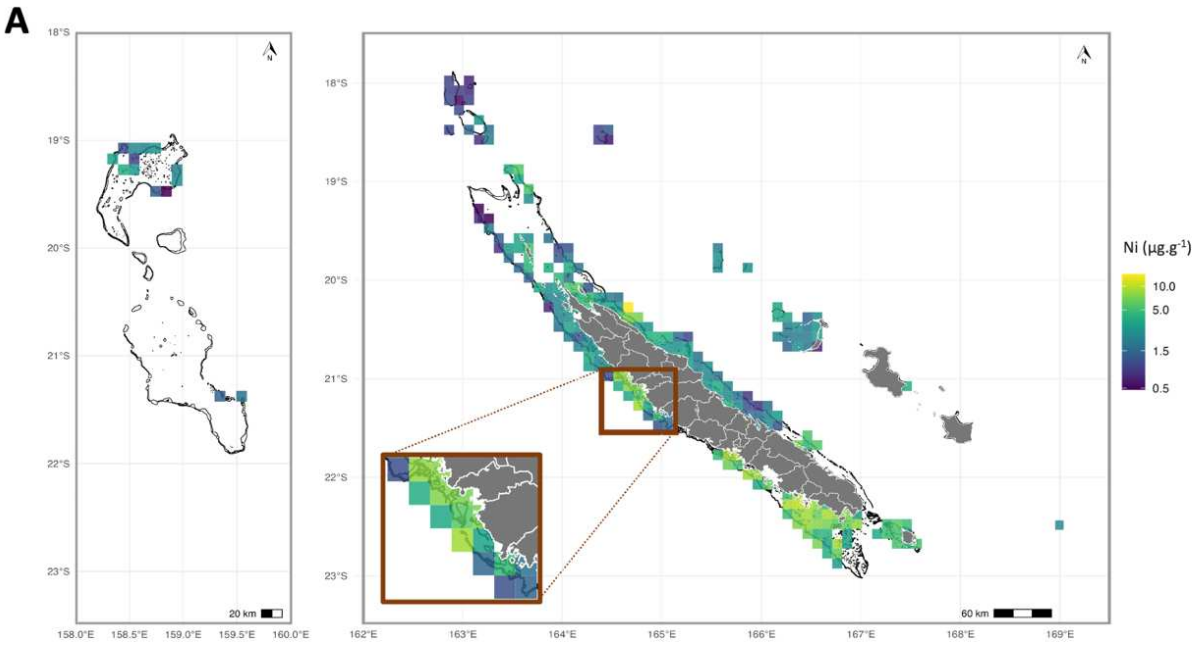


Figure 4.4. Summary of the average relative contributions (%) of the most significant variables (i.e.,>10%) used in BRT explaining the relative influence of variables on extrapolated contamination on coral reef fish communities. See Figure S4.2 to see the contribution of all variables.

4.3.4. Mapping contamination distribution on the scale of New Caledonia

Modelled concentrations of contaminants, whether for MTEs or POPs, were generally higher in the southwest lagoon, and lower in the other zones (Figure 4.5, Figures S4.3 and S4.4). However, some local exceptions were found. For instance, the modelled distribution of Ni contamination reveals maximum concentrations at Pouébo (in the northeast coast, see Figure 4.1) (11.3 $\mu g.g^{-1}$), Nouméa (9.6 $\mu g.g^{-1}$), Thio in the east coast (9.4 $\mu g.g^{-1}$), Koné (8.9 $\mu g.g^{-1}$) and Moindou (7.9 $\mu g.g^{-1}$). Lower concentrations were modelled on remote wilderness Astrolabe, Chesterfield, Beautemps-Beaupré and Walpole, ranging from 2.2 $\mu g.g^{-1}$ to 2.6 $\mu g.g^{-1}$. The lowest concentrations were assessed at remote wilderness Petri (1.9 $\mu g\text{-}g^{-1}$) and "Récif des Français" (0.8 $\mu g.g^{-1}$) (Figure 4.5A). For most contaminants, a coast to the barrier reef gradient was found, with higher averaged modelled concentration on coastal reefs than on barrier reefs, such as for Ni and β-endosulfan (Figure 4.5A, B). The modelled β-endosulfan contamination revealed maximum concentrations in the west and southwest coasts (see Figure 4.1), at Bouraké (14.2 $ng.g^{-1}$), Prony (13.9 $ng.g^{-1}$), Moindou (12.3 $ng.g^{-1}$) and around Nouméa (11.3 $ng.g^{-1}$). The lowest modelled concentrations were found in remote areas such as at Chesterfield (4.9 $ng.g^{-1}$), Entrecasteaux (4.2 $ng.g^{-1}$) and Walpole (1.3 $ng.g^{-1}$) (Figure 4.5B).



B

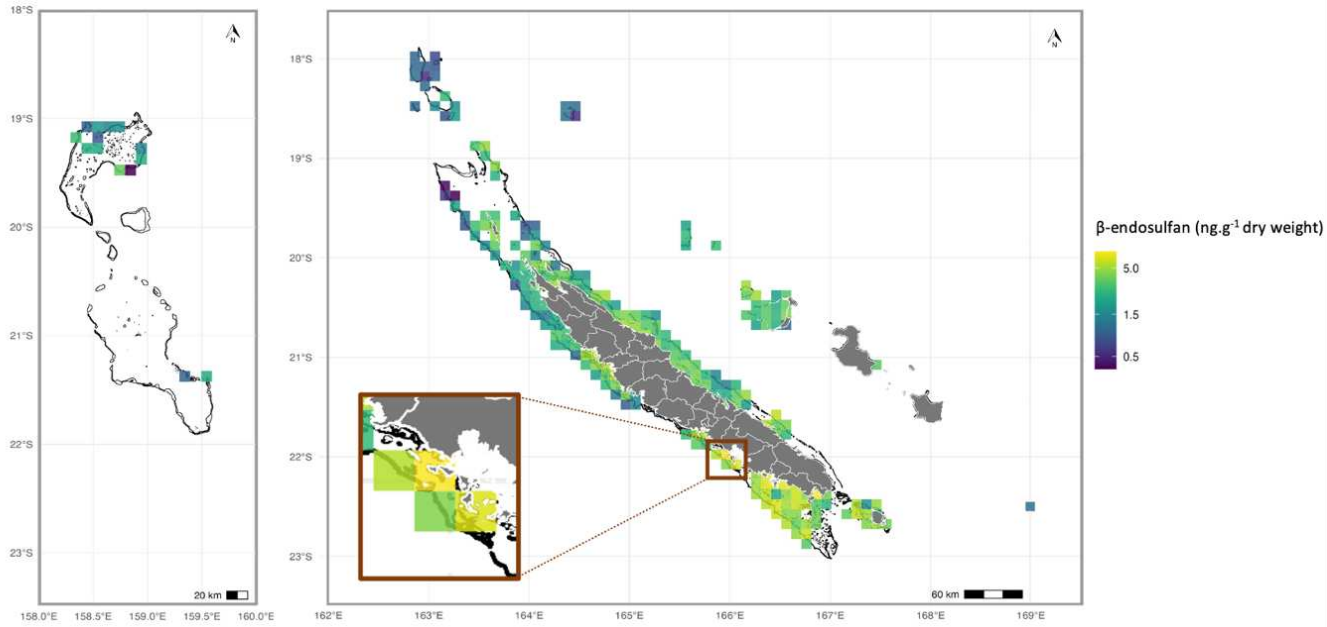


Figure 4.5. Maps of modelled Ni (A) and β-endosulfan (B) concentrations in New Caledonian coral reefs fish using BRT with environmental, biogeographic, and human-related variables. The inserts showed examples of coast to barrier reef differences. See Figures S4.3 and S4.4 for other contaminants.

4.4. Discussion

This study is the largest and most comprehensive ever conducted on the New Caledonian archipelago, involving a wide range of sampled species across different sites and analysing numerous potential contaminants. Almost all other studies on coral reef fish are spatially restricted and involve only a few investigated species (e.g. Metian et al., 2013; Bonnet et al., 2014; Briand et al., 2014; Kumar-Roiné et al., 2022). The present study provides a comprehensive assessment of MTE and POP contamination in coral reef fish across New Caledonia, highlighting widespread but spatially variable contamination patterns. While contamination concentrations were generally low, our results reveal consistent anthropogenic influence, particularly for mining-associated elements such as Ni and Cr, and for pesticides like β-endosulfan, with some areas exhibiting higher concentrations linked to local environmental, biogeographical, human-related and biological variables. Modelled concentrations tend to be higher in the southwestern lagoon of New Caledonia, while they are generally lower in areas further away from urbanized zones, including geographically isolated areas without any significant human influence. This finding unsurprisingly underscores and reinforces the impact of human activities on marine ecosystem contamination. Our predictive

mapping approach represents an important step towards understanding fish contamination, but it clearly requires validation through additional contaminant analyses, particularly in unsampled areas. As with any modelling process, our approach involves inherent simplifications, approximations, and potential biases related to model parameters and input variables (Wejieme et al., 2025a). However, despite these limitations, the model provides valuable insights into large-scale contamination patterns that would be challenging to assess through direct sampling alone.

4.4.1. Drivers of fish contamination

Individual fish size was the most important variable to explain MTEs and POPs concentrations. MTE concentration in fish is also known to depend on other multiple biological variables, size often being key (Ge et al., 2020; Tanır, 2021; Vetsis et al., 2021; Younis et al., 2021). A similar dependency has been observed for POPs, whose concentration concentrations in fish and other aquatic organisms are influenced by several variables, including size (Banaee, 2013; Ullah and Zorriehzahra, 2015). Analysis of MTEs revealed that reef size in a 3 km buffer zone and lithology were identified as significant drivers of fish contamination. The importance of reef size lies in its role in providing diverse habitats that support a wide range of fish species, emphasizing the significance of local-scale habitat availability. In contrast, Wejieme et al. (2025a) demonstrated that larger reef areas (30 km radius) play a crucial role in assessing contamination at a regional scale. Moreover, Hg contamination exemplifies this multiscale variability, as it is strongly influenced by fish size and dietary habits, regardless of whether it is considered at a local or regional scale. The lithology also plays a significant role in contamination by influencing the content and mobilization of MTEs in the watershed. The nature of the soil, derived from rock weathering, influences the initial content but also the retention of these chemical elements (i.e. adsorbed or trapped within bearing minerals). However, their erosion and the transport of the resulting eroded particles through runoff and rivers to the sea will alter their availability to marine organisms (David et al., 2010) as a result of the input of MTEs in the water system. The results regarding POPs revealed that monthly rainfalls were the most important driver of fish contamination. The introduction of pesticides into aquatic ecosystems is influenced by a multitude of geological and climatic variables, including land slope, hydrography, rainfall intensities, and soil moisture (Schulz, 2004). In addition, landscape changes, mainly due to agricultural practices (deforestation, land cultivation, overgrazing, etc.) (Restrepo et al., 2015; Schmidt et al., 2018) leads to significant

soil erosion. This erosion, in turn, accelerates the degradation of riverine, watershed, and coastal systems, primarily due to the accumulation of fine sediments (Terry et al., 2008; Sellier et al., 2021). These effects are particularly severe in tropical regions, where intense rainfalls—often triggered by tropical depressions and cyclones during the wet season—further exacerbates the issue (Restrepo and Syvitski, 2006; Zhu et al., 2008; Sellier et al., 2021). In the case of PCBs, other key influencing variables include sea surface temperature (SST), proximity to urban areas, and monthly rainfalls. These results are consistent with studies showing that PCB contamination varies depending on many variables such as species, fish size, locations, and environmental conditions (Bayarri et al., 2001; Storelli, 2008; Fey et al., 2019). These various variables influencing PCB fish contamination can be explained by the bioaccumulative behaviour of these chemicals in marine ecosystems. Human activities in urban or industrialized zones can remobilise PCBs present to coastal environments, while SST can influence the bioavailability and spatial distribution of PCBs in aquatic habitats.

The case of Ni needs a particular attention due to its crucial importance for the New Caledonian economy. The ultramafics soils of New Caledonia are naturally rich in Ni but mining exploitation of this element is known for decades without a doubt as a major cause of environmental degradations in the island (Bird et al., 1984). Mining activities, initiated in 1880 and intensified with the mechanization of extractive industries since the 1950s, have led to significant expansion of denuded areas, including mining sites, exploration zones, and mining roads, as well as an increase in mining wastes (Iltis, 1992). Our results revealed that the concentration of Ni in reef fish is mostly influenced by the surface area of the mining registry in a 30 km radius around the sampling area, fish size and reef area in a 3 km buffer zone. Mining activities currently represent the second-largest source of soil contamination by MTEs worldwide (Younger, 2001). Indeed, soils undergo significant leaching of MTEs due to their high concentration, erosion sensitivity and low water retention capacity, leading to prolonged persistence of these elements in the aquatic environment (Singh et al., 2005; Ashraf et al., 2011a, 2011b; Nouri et al., 2008a, 2008b). This contamination is particularly significant in New Caledonia with Ni resources concentrated in ultramafic formations covering ~30 % of the subsoil (Isnard et al., 2016). Mining activities, combined with natural soil erosion due to rainfalls, contribute to high concentrations of Ni, but also Co, Cr, and Mn in New Caledonian coastal waters and are found in high concentrations in fish and benthic meiofauna in the vicinity of metallurgical plants. Their concentrations decreased as one moves further offshore (Dalto et al., 2006; Metian et al., 2013; Bonnet et al., 2014; Briand et al., 2014), thereby threatening local

coastal ecosystems and marine organisms (Noel et al., 2014; Noël et al., 2015; Letourneur et al., 2017; Merrot et al., 2019, 2021; Kumar-Roiné et al., 2022). Deforestation and soil stripping leave significant scars on mountain slopes, increasing their landslide sensitivity leading to numerous deposits of terrigenous materials carried by runoff to the hydrographic network, then to the coral reef lagoon. Additionally, the accumulation of excavated waste produced by mining, often deposited directly on steep slopes, undergoes severe erosive processes during rainfalls. The main sources of these deposits include rivers, which drain elements from their watersheds following the alteration of underlying rocks (He et al., 2005; Mohammed et al., 2011).

4.4.2. Modelling fish contamination in new Caledonian coral reefs

Our study highlighted the significant influence of multiple variables on MTE and POP concentrations in coral reef fish communities. Among these, watershed area within a 30 km buffer zone, proximity to the nearest city, and lithology emerged as key drivers of MTE concentrations. In New Caledonia, watersheds exert strong downstream pressure, primarily due to mining activities, significantly impacting both freshwater and marine ecosystems (Richer de Forges and Pascal, 2008). Additionally, river and coastal systems suffer from degradation caused by the excessive influx of fine sediments (Syvitski et al., 2005), consistent with studies reporting high MTE concentrations near metallurgical plants (Dalto et al., 2006; Hédouin et al., 2009, 2011; Bonnet et al., 2014). Significant contamination in mining-related elements (Co, Cr, Mn, Ni) was also observed in non-urban areas, far away from metallurgic plants' sites such as in Thio (the oldest mine of New Caledonia) on the east, lowly inhabited coast. Such cases illustrate the role of past or current mining exploitation (mining registry), and lithologic characteristics already discussed above.

Regarding PCBs, the results emphasize the importance of both human-related and environmental sources with distance to the nearest city and monthly rainfalls representing the predominant variables. Although the production and use of PCBs are now banned, they continue to contaminate the marine environment by leaching from landfill sites (electrical and furniture wastes), industrial wastewaters, and waste incineration by-products, through mechanisms such as spills or direct releases, atmospheric transport (wet and dry deposition), and resuspension of sediments during storm events (Ma et al., 2018; Chakraborty et al., 2022; Luarte et al., 2022). PCBs are present in all compartments of the biosphere, atmospheric and

oceanic transport play a crucial role in the dispersion of these contaminants, thus exposing a large portion of living organisms to these substances (Van den Berg et al., 2006). Agricultural land area within a 30 km buffer zone is the most significant driver of pesticides concentration in fish, evidencing that agricultural practices represent a significant link between terrestrial and marine ecosystems. Additionally, distance to the nearest city and monthly rainfalls are also important drivers in pesticide concentrations, underlining significant interactions between anthropogenic and environmental influences in the dispersion of these contaminants. Soil erosion, one of the world's major environmental threats, has particularly accelerated in recent decades due to landscape changes induced by human activities, including land clearing, deforestation (Restrepo et al., 2015), land cultivation (Schmidt et al., 2018) and overgrazing (Stinchcomb et al., 2013). This erosion phenomenon is exacerbated by the rapid development of agricultural production systems to meet growing population demand, which has led to considerable use of numerous pesticides (Hakeem, 2015; Pierart et al., 2015; Rohani, 2023).

However, we can expect for an improvement in New Caledonia, because while used phytosanitary products and pesticide tonnages rose from 2250 to 4380 t between 1983 and 2002 mostly for agriculture (David et al., 2010), their use has fallen sharply, reaching only 50 t of products imported in 2017 (Davar, 2018). These chemicals not only affect targeted pests but also impact the entire environment, including the atmosphere, soil, groundwater, and surface waters (Nsibande and Forbes, 2016), resulting in contamination of aquatic ecosystems (Taha et al., 2014). This pesticide use has led to deterioration of aquatic ecosystems in multiple forms, such as leaching, drift, drainage, and runoff (Cerejeira et al., 2003). In New Caledonia, the combination of erosion linked to mining activities and those associated with agricultural practices, overgrazing by animals (mainly cattle, invasive, non-native deer and feral pigs) and frequent brush fires have significant impacts. In addition, heavy rainfalls during the wet season and the steep slopes of many watersheds greatly facilitate this erosion phenomenon (Danloux and Laganier, 1991; David et al., 2010).

4.5. Conclusion

This study thus represents a major step forward by providing an unprecedented assessment of coral reef fish community contamination at the scale of the entire archipelago, allowing us to identify the most exposed areas and the key factors influencing contaminant distribution. Our study reveals a widespread presence of MTEs and POPs in coral reef fish

across New Caledonia, with concentrations generally ranging from low to moderate. However, even if contaminants were at relatively low concentrations in fish, thereby limiting the current health risk for humans, their interaction can potentially increase their hazardous effects ('cocktail effect') (Fey et al., 2019). This aspect should be further explored in the future. Notably, even remote and uninhabited areas showed contamination, highlighting the potential role of atmospheric and oceanic transport. For example, lindane concentrations in the spotted grouper (*Epinephelus maculatus*) were 1.6 ± 0.1 ng.g^{-1} dw, significantly lower than the 73.3 ±34.5 ng.g^{-1} dw reported for the star-spotted grouper (*E. hexagonatus*) in French Polynesia (Salvat et al., 2012). Similarly, PCB concentrations in *E. maculatus* (13.4 ±69.9 ng. g^{-1} dw) were considerably lower than those found in the Mediterranean for the common sole (*Solea solea*; 361.9 ±190.7 ng.g^{-1} dw; Dierking et al., 2009). These findings provide a crucial foundation for understanding fish contamination patterns in New Caledonian coral reefs. The hypotheses formulated in this study offer key directions for future research to better elucidate the mechanisms driving contamination. Moreover, our results underscore the need for targeted management strategies to mitigate pollution impacts and safeguard marine ecosystems. Integrating these insights into conservation efforts presents a promising pathway for more effective environmental management of New Caledonia's coral reefs in the face of increasing anthropogenic pressures.

CHAPITRE V.

VARIABILITÉ INTER- ET INTRA-SPÉCIFIQUE, ET VARIATIONS SPATIALES DES VALEURS NUTRITIONNELLES ET DES TENEURS EN CONTAMINANTS DES POISSONS CORALLIENS DE NOUVELLE-CALÉDONIE

Résumé

Les chapitres précédents ont mis en évidence la répartition spatiale des micro-nutriments et contaminants à l'échelle du Pacifique (*cf. Chapitre III*) ainsi qu'à l'échelle locale de la Nouvelle-Calédonie (*cf. Chapitre IV*), en explorant le pouvoir explicatif de divers facteurs biotiques et environnementaux. À l'échelle du Pacifique, les concentrations de 36 contaminants ont révélé une contamination variable selon les zones, généralement plus élevée dans le centre et le sud-ouest du bassin, avec la taille des poissons comme principal facteur explicatif. En Nouvelle-Calédonie, notre approche de modélisation a permis de prédire et cartographier la distribution des concentrations de 17 contaminants (9 ETM et 8 POP) au sein des communautés de poissons récifaux. Les résultats ont mis en évidence une contamination généralisée dans l'ensemble du lagon, s'étendant de la côte jusqu'à la barrière de corail. La présence de contaminants liés à l'activité minière (Ni, Cr, etc.) s'est révélée fortement influencée par la superficie du cadastre minier, et, dans une moindre mesure, par la lithologie. En revanche, la contamination par le Hg dépendait principalement de variables biologiques. Les données utilisées dans les deux chapitres précédents étaient des données acquises avant cette thèse, et l'intérêt de renouveler cette analyse, pour certains éléments, réside dans la perspective temporelle qu'elle permet d'apporter. Bien que les contaminants soient présents de manière diffuse, à de faibles concentrations, nous avons choisi de nous concentrer plus spécifiquement sur le cas du Hg, du glyphosate et de son produit de dégradation, l'AMPA. Pour autant, d'autres éléments ont aussi été abordés et sont ci-après brièvement évoqués, par exemple le Ni, le Cr…

L'objectif global du chapitre suivant, le Chapitre V, est d'évaluer conjointement les concentrations en contaminants et les teneurs en éléments nutritifs mesurées dans les poissons récifaux de Nouvelle-Calédonie, en prenant également en compte leur variabilité interspécifique, intraspécifique ainsi que leur variation spatiale.

5.1. Introduction

Près de 800 millions de personnes souffrent dans le monde de malnutrition (Haddad et al., 2016). Les carences en micronutriments sont responsables d'environ un million de décès prématurés chaque année (Black et al., 2013), et dans certains pays, elles peuvent contribuer à des réductions du produit intérieur brut pouvant atteindre 11 % (Horton & Steckel, 2013 ; Hicks et al., 2019 ; Robinson et al., 2022). Bien que ces taux restent inacceptablement élevés dans la plupart des régions, la prévalence est particulièrement marquée dans les pays tropicaux en développement, notamment dans le Pacifique insulaire.

En raison de leur isolement géographique, plusieurs îles du Pacifique se caractérisent par une production industrielle limitée et des populations relativement réduites (Fey et al., 2019 ; Nalley et al., 2023). Dans ces territoires, les communautés côtières entretiennent des liens environnementaux et culturels forts avec les ressources marines (Labrosse et al., 2006). Les récifs coralliens abritent une grande diversité d'espèces de poissons (McClanahan et al., 2011 ; Mathon et al., 2022), et les pêcheries associées constituent une source essentielle de revenus et de sécurité alimentaire pour des millions de personnes sous les tropiques (Hicks et al., 2021). Dans de nombreux pays et territoires insulaires du Pacifique, la consommation de poisson est deux à quatre fois supérieure à la moyenne mondiale, fournissant jusqu'à 90 % de l'apport en protéines animales (Bell et al., 2009 ; Charlton et al., 2016). Près de 70 % des poissons consommés proviennent des récifs côtiers, le reste étant majoritairement constitué de thon (Bell et al., 2013). Ils constituent non seulement une excellente source de protéines, mais aussi d'acides gras polyinsaturés (PUFA) essentiels ω3 et ω6, d'acides aminés, de vitamines et de minéraux (Tacon & Metian, 2013 ; Bogard et al., 2015 ; Charlton et al., 2016 ; Kasozi et al., 2018 ; Hicks et al., 2019 ; Golden et al., 2021 ; Maire et al., 2024) essentiels à la santé humaine. Ces éléments jouent un rôle fondamental dans l'immunité, la cognition, la croissance et le développement, en particulier pour les femmes et les enfants (Byrd et al., 2021 ; Hicks et al., 2021).

L'importance du poisson dans l'alimentation humaine et ses effets bénéfiques sur la sécurité alimentaire, ainsi que dans la lutte contre la sous-nutrition et les carences en micronutriments dans les pays en développement, sont largement reconnus (Kawarazuka & Béné, 2011). Une analyse récente des concentrations de micronutriments des pêches mondiales

suggère que les stratégies alimentaires à base de poisson pourraient contribuer de manière substantielle à la sécurité alimentaire et nutritionnelle mondiale (Hicks et al., 2019 ; Golden et al., 2021). Cependant, pour exploiter pleinement le potentiel nutritionnel d'un aliment, il est essentiel d'en connaître précisément la composition. Cela est particulièrement vrai pour les poissons de récif corallien, qui présentent une grande diversité d'espèces et, par conséquent, des différences nutritionnelles potentiellement significatives (Mohanty et al., 2019).

Concilier la préservation de la biodiversité et les bénéfices en matière de sécurité alimentaire représente un véritable défi (Henry et al., 2022), en particulier face à l'augmentation des pressions anthropiques (Setter et al., 2022). Les récifs coralliens sont depuis plusieurs décennies confrontés à diverses perturbations d'origines naturelles et anthropiques (Graham et al., 2008, 2013 ; Hoey et al., 2016 ; Mumby et al., 2016). Parmi elles, des pressions locales telles que la pollution et l'eutrophisation peuvent accroître leur vulnérabilité (Ma et al., 2023). Cette situation est également préoccupante pour les récifs coralliens de la Nouvelle-Calédonie, un véritable hot spot de biodiversité à l'échelle mondiale (Myers et al., 2000 ; Mittermeier et al., 2011 ; Payri et al., 2019). L'archipel, qui abrite le plus grand lagon du monde ainsi que la deuxième plus grande barrière de corail après la Grande Barrière de corail australienne, fait face à une pression anthropique croissante, notamment en raison des activités minières, du développement agricole, de l'industrialisation et d'une urbanisation rapide et récente. Ainsi, si la consommation de poisson constitue une source essentielle de nutriments, elle constitue également une voie importante d'exposition humaine à divers contaminants (Martí-Cid et al., 2007 ; Storelli, 2008 ; Sabino et al., 2022 ; Wejieme et al., 2025a, b), rendant nécessaire une évaluation détaillée des bénéfices et des risques associés.

Malgré l'importance reconnue des poissons dans la sécurité alimentaire et la nutrition à l'échelle mondiale, les données détaillées sur leur composition nutritionnelle restent limitées, en particulier à l'échelle locale. Si plusieurs études ont documenté la teneur en micronutriments de certaines espèces à l'échelle globale (par exemple, Hicks et al., 2019 ; Golden et al., 2021 ; Maire et al., 2024), les informations disponibles pour les pêcheries récifales des îles du Pacifique, et notamment pour la Nouvelle-Calédonie, restent, à l'heure actuelle, quasiment inexplorées. Pourtant, la qualité nutritionnelle des poissons peut varier de manière significative selon de nombreux facteurs, tels que l'habitat, la région ou encore la saison (Larsen et al., 2011). L'absence de données détaillées limite l'élaboration de recommandations alimentaires adaptées et complique la mise en place d'une gestion durable des ressources halieutiques, en

ne permettant pas une évaluation précise des apports nutritionnels et des risques sanitaires potentiels pour les consommateurs.

Cette étude vise à explorer les effets conjoints de la variabilité interspécifique, intraspécifique (au travers de l'ontogénie, i.e. variation de la taille des individus) et de la variation spatiale sur la composition nutritionnelle et la présence de contaminants dans différentes espèces de poissons de récifs coralliens en Nouvelle-Calédonie. Pour ce faire, un échantillonnage rigoureux a été mené dans plusieurs sites de Nouvelle-Calédonie, sélectionnant des espèces représentatives des écosystèmes locaux. En mobilisant des approches statistiques avancées, nous avons identifié des tendances significatives dans la répartition des nutriments essentiels (calcium (Ca), fer (Fe), magnésium (Mg), phosphore (P), potassium (K), sélénium (Se), zinc (Zn), acides gras ω3, ω6, acides gras monoinsaturés (MUFA) totaux et vitamine A) et des contaminants (mercure (Hg), autres éléments-traces métalliques *(*ETM), glyphosate et AMPA).

Parmi ces contaminants, une attention particulière est portée au glyphosate [nom chimique selon l'IUPAC : N-(phosphonométhyl)glycine], un herbicide à large spectre utilisé pour le désherbage non sélectif, tant en agriculture conventionnelle que dans des contextes non agricoles (Panzacchi et al., 2025). En mars 2015, le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC), agence spécialisée de l'Organisation mondiale de la santé (OMS) dédiée au cancer, a classé le glyphosate comme probablement cancérogène pour l'homme (groupe 2A). Bien que l'usage du glyphosate soit interdit depuis 2019 aux particuliers et aux collectivités en Nouvelle-Calédonie, il demeure autorisé pour les agriculteurs. Utilisé en milieu agricole, le glyphosate est rapidement absorbé par les plantes, mais il peut également s'infiltrer dans les sols, où il subit une dégradation biologique. Son principal produit de transformation est l'acide aminométhylphosphonique (AMPA) (Williams et al., 2000), qui bien qu'il soit suivi de composés non toxiques tels que la sarcosine et la glycine, présente une toxicité et une persistance trois à six fois supérieures à celles du glyphosate lui-même (Sun et al., 2019). Malgré cette persistance plus élevée, la présence de l'AMPA dans l'environnement a jusqu'à présent été largement négligée. De plus, les conditions et la vitesse de dégradation de ces molécules restent encore mal connues, et leur toxicité est largement ignorée (Guilherme et al., 2014). Par conséquent, des inquiétudes concernant leur danger potentiel pour la santé humaine et l'environnement ont émergé, ce qui justifie des recherches plus poussées dans ce domaine.

5.2. Matériels et méthodes

5.2.1. Sites d'étude et échantillonnage des poissons

Les méthodes d'échantillonnage des poissons ont été détaillées précédemment dans le *Chapitre II, section 2.2.5.2*. Toutefois, il convient de rappeler que, pour l'étude de la variabilité interspécifique, un échantillonnage représentatif a été réalisé sur le site du Grand Lagon Sud (*cf.* Figure 2.7). Les espèces sélectionnées, de taille « commune », ont fait l'objet d'un prélèvement de trois individus par espèce, chaque fois que cela était possible, pour un total de 167 poissons échantillonnés appartenant à 60 espèces (*cf.* Tableau 2.1).

Pour étudier l'influence de la taille, nous avons sélectionné 15 espèces parmi celles mentionnées précédemment (*cf.* Tableau 2.1). Ces espèces ont été réparties en trois classes de taille : petites, moyennes et grandes. Pour chaque classe, trois individus ont été prélevés, dans la mesure du possible, ce qui représente un total de 134 poissons échantillonnés. L'échantillonnage a été réalisé sur les mêmes sites que ceux utilisés pour l'étude de la variabilité interspécifique dans le Grand Lagon Sud, afin de limiter la variabilité spatiale.

Enfin, pour analyser la variabilité spatiale et environnementale, nous avons collecté trois individus de taille « commune » pour chacune des 15 espèces communes mentionnées précédemment, chaque fois que cela était possible. Ces prélèvements ont été effectués sur six sites répartis autour de la Nouvelle-Calédonie : Grand Lagon Sud/Lagon Sud-Ouest, Népoui, Ouano, Prony, Thio et Koumac (*cf.* Figure 2.7). Cet échantillonnage a permis de collecter un total de 255 individus.

5.2.2. Analyses des contaminants et des nutriments

Les méthodes analytiques utilisées pour l'analyse des nutriments (acides gras, vitamine A, etc.) et des contaminants (mercure, glyphosate et AMPA notamment) ont été décrites précédemment dans le *Chapitre II, sections 2.6 et 2.7*.

5.2.3. Modélisation

Pour rappel, le détail de la méthodologie est présenté au *Chapitre II, section 2.8.3.2*. Ce qui suit en est un bref résumé.

Pour évaluer la variabilité interspécifique et entre les groupes trophiques des teneurs en nutriments et en contaminants, des modèles bayésiens hiérarchiques ont été construits à l'aide du package R brms (Bürkner, 2017). Les espèces ont été classées en groupes trophiques (TrophicG) à partir d'une base de données de traits d'histoire de vie (Parravicini et al., 2021). Chaque modèle incluait un effet fixe du groupe trophique (TrophicG) ainsi qu'un effet aléatoire phylogénétique modélisé comme suit : **Nutriments/Contaminants ~ TrophicG + (1 | gr(Species, cov = A))**, où A représente la matrice de covariance phylogénétique dérivée de l'arbre évolutif des espèces obtenu via le package fishtree (Chang et al., 2019). Les concentrations, transformées en logarithme, ont été modélisées selon une distribution de Student-t. L'ordonnée à l'origine (intercept) était soumise à un prior normal informatif, centré sur la moyenne des concentrations (log-transformées) avec un écart-type de 1. Les termes de variance, incluant les écarts-types des effets aléatoires et l'erreur résiduelle, étaient quant à eux modélisés par des distributions Student-t ($df = 3$, $\mu = 0$, $\sigma = 10$). L'inférence bayésienne a été réalisée à l'aide de 2 chaînes de Markov Monte Carlo (MCMC) de 4 000 itérations chacune, dont 1 000 itérations de warmup, avec un paramètre adapt_delta = 0.99 afin d'assurer la convergence et limiter les divergences. La convergence des chaînes a été vérifiée ($\hat{R} < 1.01$). Les estimations des concentrations par espèce et par groupe trophique ont été visualisées pour chaque élément, illustrant la variation interspécifique dans un cadre phylogénétiquement informé.

Pour analyser la variabilité spatiale, les concentrations (préalablement log-transformées) ont été modélisées via un modèle bayésien mixte hiérarchique de la forme : **Nutriments/Contaminants ~ 0 + Site + (Site | Species).** Les effets fixes 0 + Site capturent les variations moyennes inter-sites, tandis que l'effet aléatoire croisé (Site | Espèce) quantifie les différences interspécifiques de réponse aux conditions locales. La robustesse aux valeurs extrêmes a été renforcée par une distribution de Student-t pour les résidus. L'inférence bayésienne a été réalisée à l'aide de 4 chaînes MCMC de 4 000 itérations chacune, dont 1 000 itérations de warmup, via cmdstan, avec convergence vérifiée ($\hat{R} < 1.01$).

L'influence de la variabilité intraspécifique (taille corporelle) sur les teneurs en contaminants/nutriments a également été examinée via des modèles bayésiens hiérarchiques. Dans cette approche intraspécifique, chaque modèle incorporait un effet fixe pour la taille et des effets aléatoires par espèce sur l'ordonnée à l'origine et la pente taille-concentration (**Nutriment/Contaminant ~ Taille + (1 + Taille | espèce)).** La distribution log-normale a été

sélectionnée pour les données de concentrations (positives et asymétriques). Les priors étaient des normales ($\mu = 0$, $\sigma = 1$) pour les coefficients fixes et écarts-types aléatoires. L'inférence bayésienne a été réalisée à l'aide de 4 chaînes de MCMC de 2 000 itérations chacune, dont 1 000 itérations de warmup, avec une convergence confirmée ($\hat{R} < 1.01$).

5.3. Résultats

5.3.1. Tendances globales des concentrations en nutriments et en contaminants chez les poissons échantillonnés

Les concentrations moyennes des nutriments et des contaminants, toutes catégories trophiques et classes de taille confondues, présentaient une variabilité allant de très faibles à très élevées, selon les bases de données utilisées (Tableaux S5.1 à S5.3). Par exemple, dans les échantillons collectés dans le Grand Lagon Sud, les valeurs les plus faibles étaient de 0,005 $\mu g.g^{-1}$ pour le Cd et de 0,01 $\mu g.g^{-1}$ pour le V, tandis que les plus élevées atteignaient 15 358 $\mu g.g^{-1}$ pour le P et 32 462 $\mu g.g^{-1}$ pour le K. Certains éléments, comme le Cd et le V, présentaient des concentrations souvent très faibles, avec respectivement 86 % et 92,5 % des mesures en dessous de la limite de détection. En revanche, les autres éléments affichaient des concentrations intermédiaires (voir Tableaux S5.1, S5.2 et S5.3).

Pour les échantillons collectés lors du tour de la Nouvelle-Calédonie, seul le Cd présentait des mesures en dessous de la limite de détection, avec environ 4,8 % des valeurs concernées. À l'instar du Grand Lagon Sud, des concentrations plus élevées ont également été observées, notamment 9 029 $\mu g.g^{-1}$ pour le Ca, 29 794 $\mu g.g^{-1}$ pour le K, 2 935 $\mu g.g^{-1}$ pour le Mg et 15 358 $\mu g.g^{-1}$ pour le P, ainsi que pour les composés glyphosate (133,0 $ng.g^{-1}$) et AMPA (237,2 $ng.g^{-1}$). De manière générale, les autres éléments présentaient des concentrations intermédiaires (voir Tableaux S5.1, S5.2 et S5.3).

5.3.2. Influence de la variabilité inter-spécifique

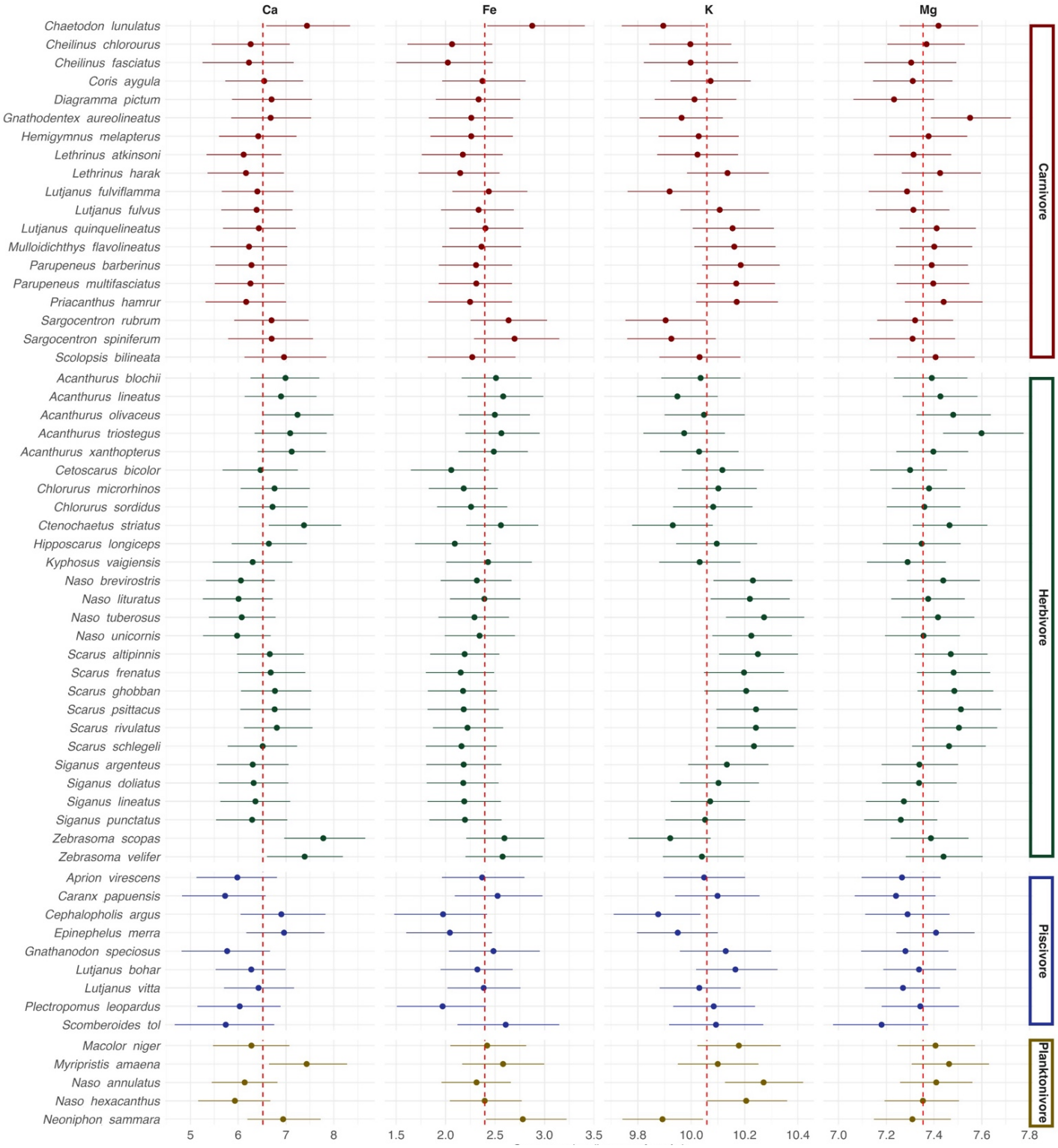
5.3.2.1. Nutriments

L'analyse met en évidence une variabilité interspécifique des concentrations pour l'ensemble des éléments étudiés. Pour chaque élément, le modèle hiérarchique bayésien fournit

une estimation de la moyenne globale, ainsi que les espèces présentant les valeurs minimales et maximales (avec leurs intervalles de crédibilité à 95 %) (Figure 5.1 et Figure S5.1). Les figures révèlent des différences visibles dans les concentrations d'éléments selon les groupes trophiques. Pour le Ca, les espèces herbivores présentent des valeurs généralement plus élevées que celles observées chez les carnivores, tandis que les piscivores montrent une variabilité plus marquée. Des différences importantes sont également visibles entre certaines familles ou genres, par exemple entre Acanthurus et Naso. Des variations similaires sont constatées pour d'autres éléments. Une tendance similaire est observée pour le K et le Mg, avec des concentrations plus élevées chez la majorité des herbivores. En ce qui concerne le Fe, plusieurs espèces herbivores présentent également des niveaux supérieurs à la moyenne, contrairement aux carnivores, majoritairement en dessous de la moyenne. À l'inverse, pour le Se et le Zn, les piscivores et carnivores présentent des valeurs plus élevées que les herbivores. Enfin, pour le P, les concentrations apparaissent relativement homogènes entre les groupes, sans tendance marquée. Ces observations s'accompagnent d'une variabilité interspécifique parfois importante au sein d'un même groupe trophique.

Pour le Ca, la concentration moyenne globale est estimée à 680,5 $\mu g.g^{-1}$. Parmi toutes les espèces échantillonnées, *Caranx papuensis* (piscivore) présente la concentration la plus faible avec 308,0 $\mu g.g^{-1}$ (IC 95 % : 127,2 – 729,1), tandis que *Zebrasoma scopas* (herbivore) affiche la plus élevée avec 2 382 $\mu g.g^{-1}$ (IC 95 % : 1 065 – 5 722). Les concentrations de Fe montrent une moyenne estimée à 11,0 $\mu g.g^{-1}$. La valeur la plus basse est observée chez *Plectropomus leopardus* (piscivore) avec 7,2 $\mu g.g^{-1}$ (IC 95 % : 4,5 – 10,9), et la plus haute chez *Chaetodon lunulatus* (carnivore/corallivore), avec 17,6 $\mu g.g^{-1}$ (IC 95 % : 11,4 – 29,6). Pour le K, la moyenne globale est de 23 298 $\mu g.g^{-1}$. *Cephalopholis argus* (piscivore) affiche la concentration la plus faible (19 473 $\mu g.g^{-1}$; IC 95 % : 16 512 – 22 899), tandis que *Naso tuberosus* (herbivore) présente la plus élevée (28 919 $\mu g.g^{-1}$; IC 95 % : 25 017 – 33 707). Le Mg présente une moyenne globale estimée à 1 561 $\mu g.g^{-1}$. *Scomberoides tol* (piscivore) enregistre la valeur la plus basse avec 1 311 $\mu g.g^{-1}$ (IC 95 % : 1 072 – 1 594), alors qu'*Acanthurus triostegus* (herbivore) montre la plus élevée, à 1 997 $\mu g.g^{-1}$ (IC 95 % : 1 694 – 2 374). Pour le P, la moyenne globale est de 10 813 $\mu g.g^{-1}$. *Sargocentron spiniferum* (carnivore) affiche la concentration la plus faible (8 463 $\mu g.g^{-1}$; IC 95 % : 7 302 – 9 662), tandis que *Naso tuberosus* (herbivore) présente la plus élevée (12 599 $\mu g.g^{-1}$; IC 95 % : 11 262 – 14 110). Les concentrations de Se montrent une moyenne estimée à 1,52 $\mu g.g^{-1}$. La valeur la plus basse est observée chez *Zebrasoma scopas* (herbivore) avec 0,39 $\mu g.g^{-1}$ (IC 95 % : 0,17 – 0,92), et la

plus haute chez *Cheilinus fasciatus* (carnivore), avec 3,56 µg.g^{-1} (IC 95 % : 1,41 – 9,56). Le Zn présente une moyenne globale estimée à 20,2 µg.g^{-1}. *Scarus rivulatus* (herbivore) enregistre la valeur la plus basse avec 15,1 µg.g^{-1} (IC 95 % : 10,2 – 21,7), alors que *Coris aygula* (carnivore) montre la plus élevée, à 36,1 µg.g^{-1} (IC 95 % : 23,0 – 57,2).



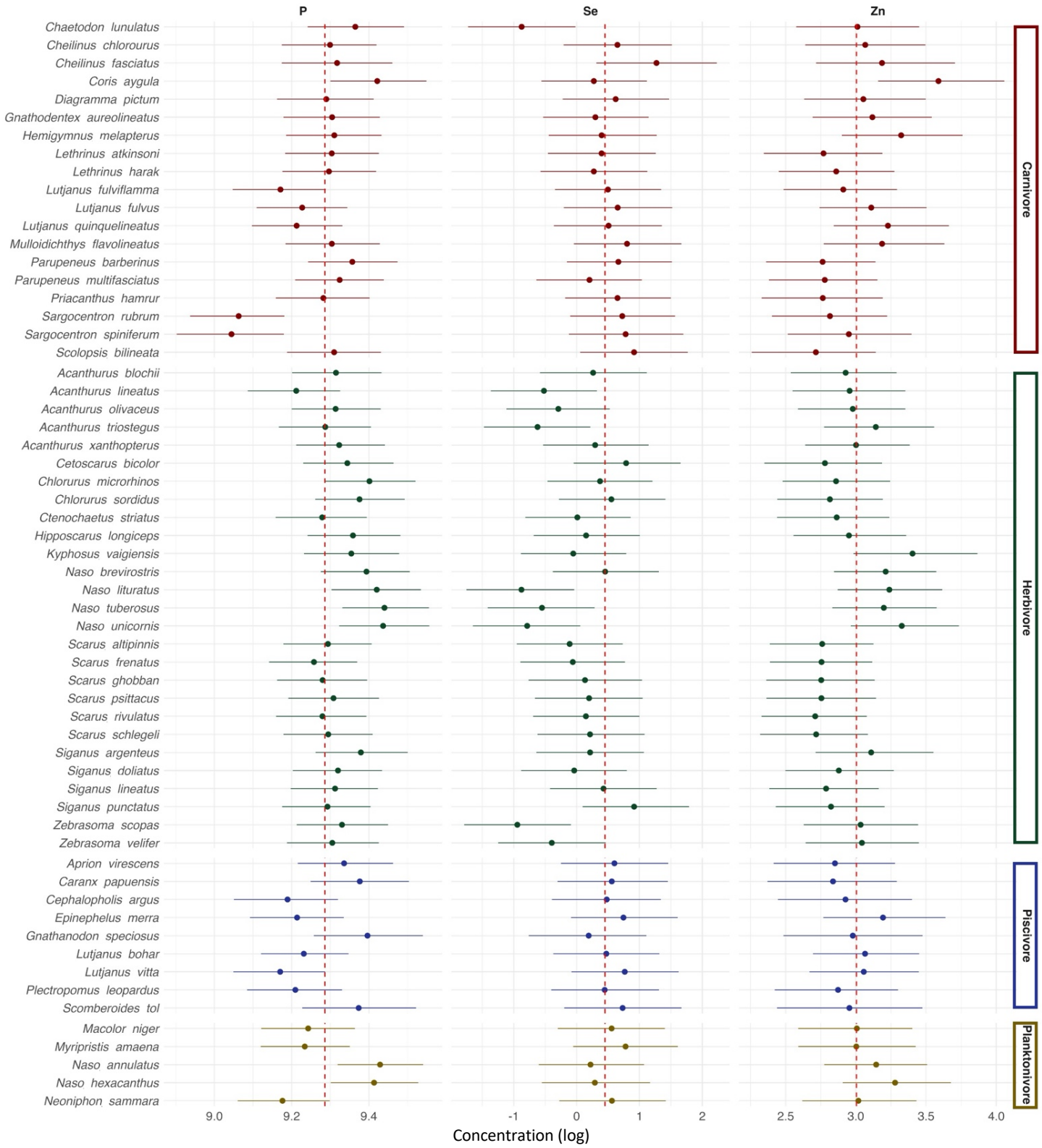


Figure 5.1. Relation entre la variabilité interspécifique et les concentrations en Ca, Fe, K, Mg, P, Se et Zn chez 60 espèces de poissons récifaux (n=3 pour chaque espèce, sauf cas mentionnés dans le tableau 2.1), en fonction des principaux régimes alimentaires. Les concentrations sont exprimées en échelle logarithmique. Les lignes pointillées verticales représentent les moyennes globales ajustées par le modèle bayésien intégrant la phylogénétique (voir Figure supplémentaire S5.1 pour plus de détails).

5.3.2.2. Acides gras et vitamine A

Pour les acides gras ω3, la concentration moyenne globale est estimée à 4,8 µg/mg DW (Figure 5.2). Parmi toutes les espèces échantillonnées, *Cetoscarus bicolor* (herbivore) présente la concentration la plus faible, avec 3,1 µg/mg DW (IC 95 % : 2,0 – 4,4), tandis que *Scomberoides tol* (piscivore) affiche la plus élevée avec 6,6 µg/mg DW (IC 95 % : 4,2 – 11,9). Concernant les acides gras ω6, la concentration moyenne globale est estimée à 3,7 µg/mg DW. *Caranx papuensis* (piscivore) présente la concentration la plus faible avec 1,9 µg/mg DW (IC 95 % : 1,1 – 3,2), alors que *Scolopsis bilineata* (carnivore) affiche la plus élevée avec 5,9 µg/mg DW (IC 95 % : 3,5 – 10,1). Pour les acides gras mono-insaturés totaux (TOT MUFA), la concentration moyenne globale est estimée à 3,3 µg/mg DW. *Scarus altipinnis* (herbivore) présente la concentration la plus faible avec 2,0 µg/mg DW (IC 95 % : 1,2 – 3,2), tandis que *Naso lituratus* (herbivore) affiche la plus élevée avec 6,1 µg/mg DW (IC 95 % : 3,7 – 10,6). En ce qui concerne les acides gras poly-insaturés totaux (TOT PUFA), la concentration moyenne globale est estimée à 8,9 µg/mg DW. *Hipposcarus longiceps* (herbivore) présente la concentration la plus faible avec 7,7 µg/mg DW (IC 95 % : 5,7 – 9,7), tandis que *Naso brevirostris* (herbivore) affiche la plus élevée avec 11,3 µg/mg DW (IC 95 % : 8,8 – 15,8). Pour la vitamine A, la concentration moyenne globale est estimée à 1,9 µg/100g. *Cheilinus fasciatus* (carnivore) présente la concentration la plus faible avec 0,6 µg/100g (IC 95 % : 0,2 – 1,4), tandis que *Gnathodentex aureolineatus* (carnivore) affiche la plus élevée avec 6,8 µg/100g (IC 95 % : 2,4 – 19,9) (Figure 5.2).

L'analyse conjointe du graphique (Figure 5.2) met en évidence des tendances nutritionnelles distinctes selon les groupes taxonomiques et trophiques. Les Scaridae (poissons-perroquets), tous herbivores, présentent des concentrations légèrement plus élevées en acides gras ω6, associées à des teneurs plus faibles en acides gras ω3, en MUFA total et en PUFA total. À l'inverse, les Acanthuridae (poissons-chirurgiens), également herbivores, se distinguent par des niveaux plus élevés en acides gras ω3, MUFA total et PUFA total, tandis que leurs teneurs en acides gras ω6 sont modérées à faibles. Les Siganidae (poissons-lapins), eux aussi herbivores, présentent des concentrations élevées dans l'ensemble des catégories d'acides gras analysées (ω3 et ω6, MUFA total et PUFA total). Concernant les poissons carnivores, piscivores et planctonophages, les concentrations en acides gras apparaissent plus variables selon les espèces, mais tendent à rester modérées à élevées pour les acides gras ω3,

particulièrement chez certaines espèces piscivores (par exemple *Scomberoides tol*). Les niveaux en acides gras ω6, MUFA total et PUFA total y sont généralement plus dispersés.

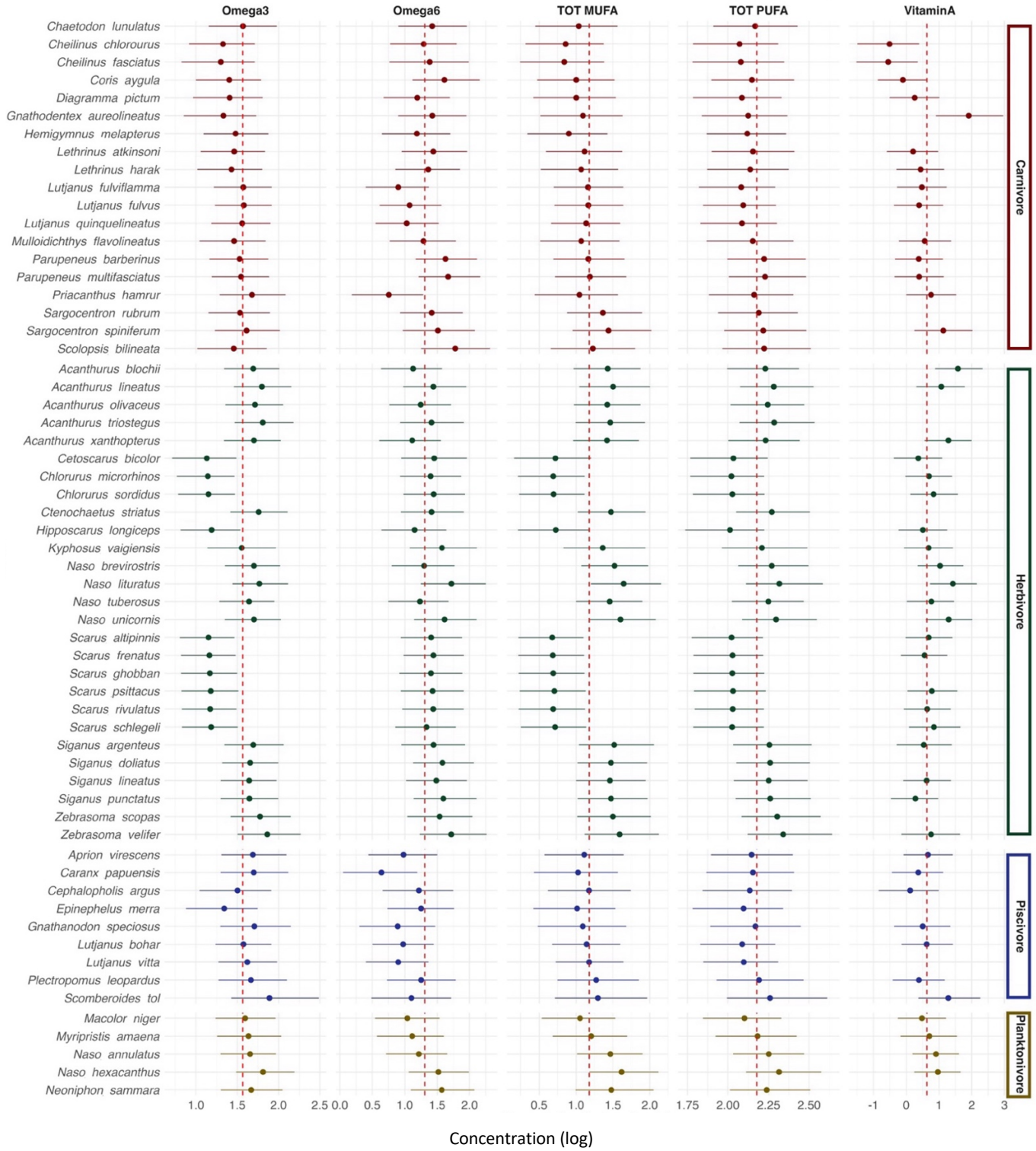


Figure 5.2. Relation entre la variabilité interspécifique et les concentrations en ω3, ω6, MUFA total, PUFA total et en vitamine A chez 60 espèces de poissons récifaux (n=3 par espèce, sauf cas mentionnés dans le tableau 2.1), en fonction des régimes alimentaires. Les concentrations sont exprimées en échelle logarithmique. Les lignes pointillées verticales représentent les moyennes globales ajustées par le modèle bayésien intégrant la phylogénétique (voir Figure supplémentaire S5.2 pour plus de détails).

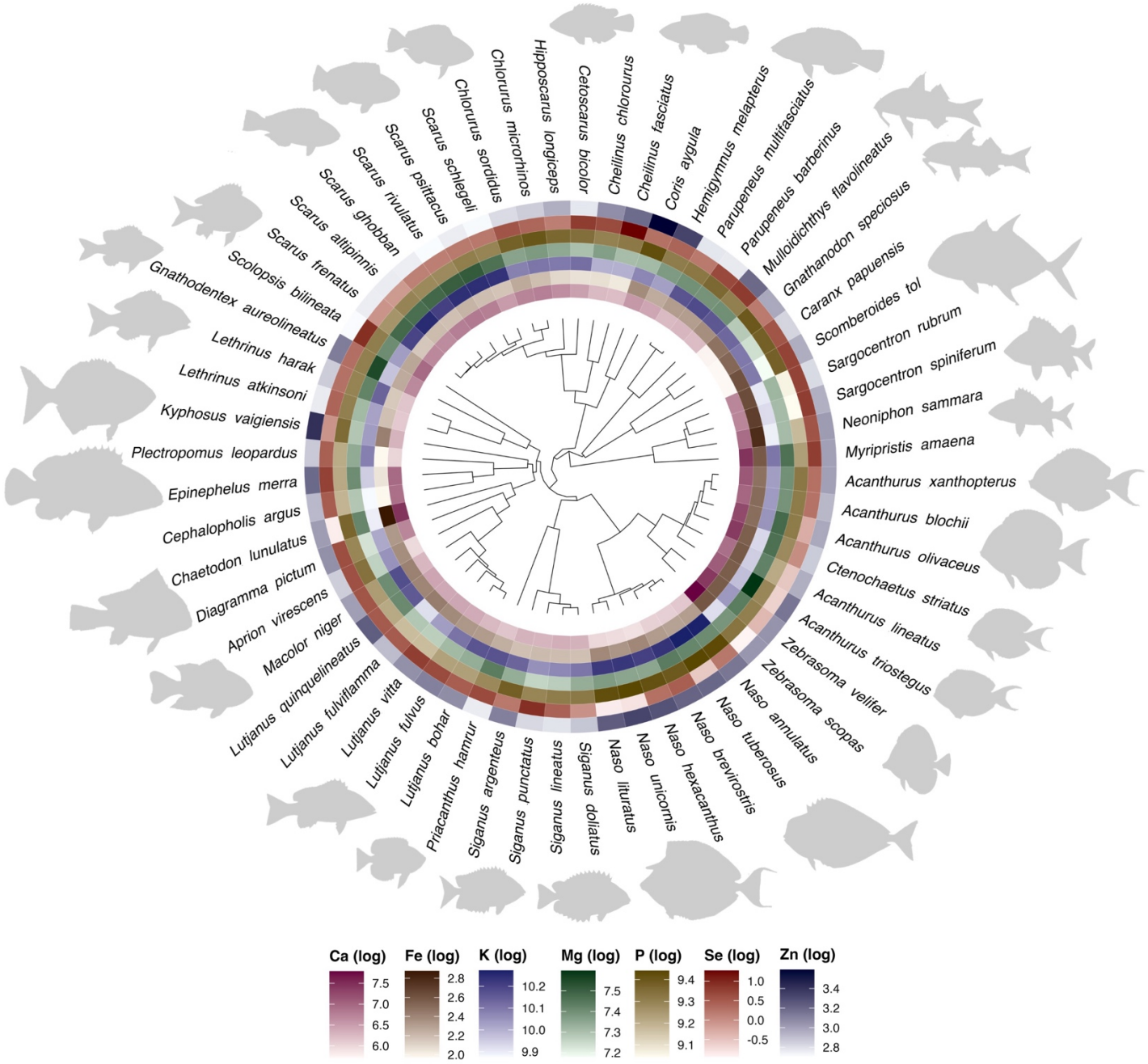


Figure 5.3. Reconstruction phylogénétique des 60 espèces de poissons récifaux collectées dans le Grand Lagon Sud, avec une représentation concentrique des concentrations en nutriments (Ca, Fe, K, Mg, P, Se et Zn). Les concentrations sont exprimées sur une échelle logarithmique. Les teneurs en ω3, ω6 et en vitamine A ne sont pas représentées ici, par souci de lisibilité graphique (voir Figure supplémentaire S5.3).

Les valeurs d'héritabilité phylogénétique (h^2) estimées pour les concentrations en Ca (0,012 ; IC 95 % : [0,004 ; 0,028]), Fe (0,006 ; IC 95 % : [0,001 ; 0,014]), K (0,060 ; IC 95 % : [0,029 ; 0,105]), Mg (0,027 ; IC 95 % : [0,009 ; 0,057]), P (0,050 ; IC 95 % : [0,017 ; 0,102]), Se (0,116 ; IC 95 % : [0,049 ; 0,216]) et Zn (0,014 ; IC 95 % : [0,004 ; 0,033]) sont toutes faibles, bien inférieures à 1 (Figure 5.3). Même pour le Se, qui présente l'h^2 la plus élevée, le signal phylogénétique reste modeste et n'indique pas d'évolution selon un modèle brownien. Les nutriments suivent la même tendance. L'h^2 des ω3 est quasi nulle (0,006 ; IC 95 % : [0,001 ; 0,016]), tandis que celles des ω6 (0,054 ; IC 95 % : [0,011 ; 0,144]) et de la vitamine A (0,043 ; IC 95 % : [0,005 ; 0,119]) restent faibles. Ces résultats confirment une faible structuration phylogénétique des profils nutritionnels (voir détails dans la *Chapitre II section 2.8.3.2* ; Figure 5.3 et Figure S5.3).

5.3.2.3. ETMs et pesticides

Pour le Hg, la concentration moyenne globale est estimée à 0,14 $\mu g.g^{-1}$. Parmi toutes les espèces échantillonnées, *Zebrasoma velifer* (herbivore) présente la concentration la plus faible avec 0,002 $\mu g.g^{-1}$ (IC 95 % : 0,0006 – 0,0082), tandis que *Lutjanus bohar* (piscivore) affiche la plus élevée avec 1,33 $\mu g.g^{-1}$ (IC 95 % : 0,37 – 5,18). Concernant le glyphosate, la concentration moyenne globale est estimée à 45,7 $ng.g^{-1}$. *Lethrinus atkinsoni* (carnivore) présente une concentration de 43,1 $ng.g^{-1}$ (IC 95 % : 25,5 – 63,7), tandis que *Naso brevirostris* (herbivore) affiche la plus élevée avec 49,5 $ng.g^{-1}$ (IC 95 % : 34,8 – 84,7). Pour l'AMPA (métabolite du glyphosate), la concentration moyenne globale est estimée à 108,7 $ng.g^{-1}$. *Mulloidichthys flavolineatus* (carnivore) présente une concentration de 98,8 $ng.g^{-1}$ (IC 95 % : 66,6 – 122,6), tandis que *Coris aygula* (carnivore) affiche la plus élevée avec 120,8 $ng.g^{-1}$ (IC 95 % : 95,2 – 188,5).

Globalement, les concentrations en glyphosate et en AMPA apparaissent relativement homogènes entre les espèces, sans variation marquée en fonction du régime alimentaire (Figure 5.4). En revanche, les concentrations en Hg montrent une nette tendance à la hausse chez les espèces carnivores et piscivores, comparées aux herbivores. Une exception notable est observée chez *Chaetodon lunulatus* (carnivore/corallivore), qui présente la concentration en Hg la plus faible. Parmi les autres ETM, il apparaît que le V et le Cd sont peu discriminants entre les groupes trophiques (Figure S5.1). En revanche, le Ni et le Cr suivent une même tendance, avec des concentrations significativement plus élevées chez les Acanthuridae,

contrairement aux Scaridae, aux Siganidae, ainsi qu'aux poissons carnivores et piscivores, chez lesquels les niveaux restent plus faibles (Figure S5.1).

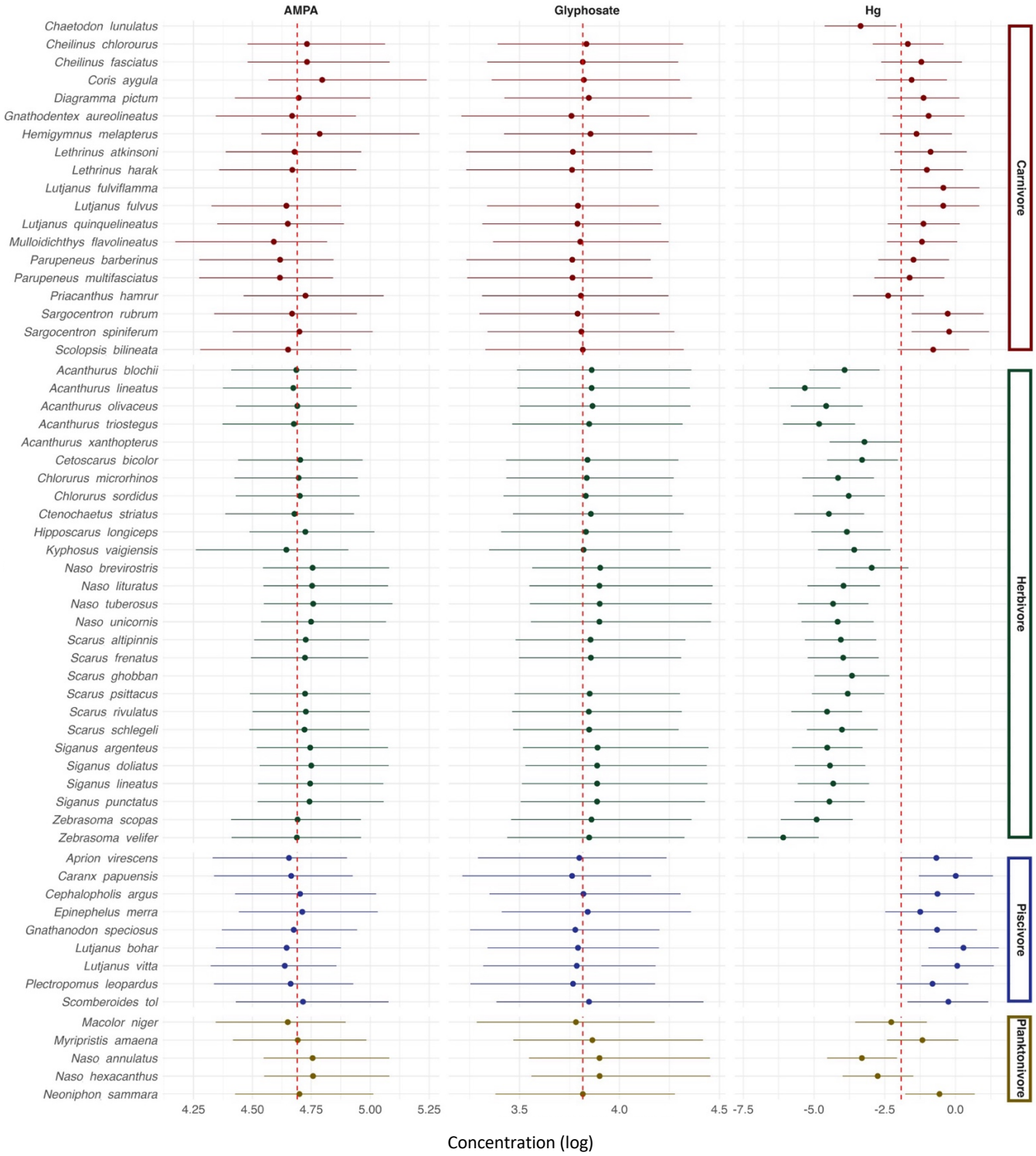


Figure 5.4. Relation entre la variabilité interspécifique et les concentrations en AMPA, Glyphosate et en Hg chez 60 espèces de poissons récifaux (n=3 par espèce, sauf cas mentionnés dans le tableau 2.1), en fonction des régimes alimentaires. Les concentrations sont exprimées en échelle logarithmique. Les lignes pointillées verticales représentent les moyennes globales ajustées par le modèle bayésien intégrant la phylogénétique (voir Figure supplémentaire S5.1 pour plus de détails).

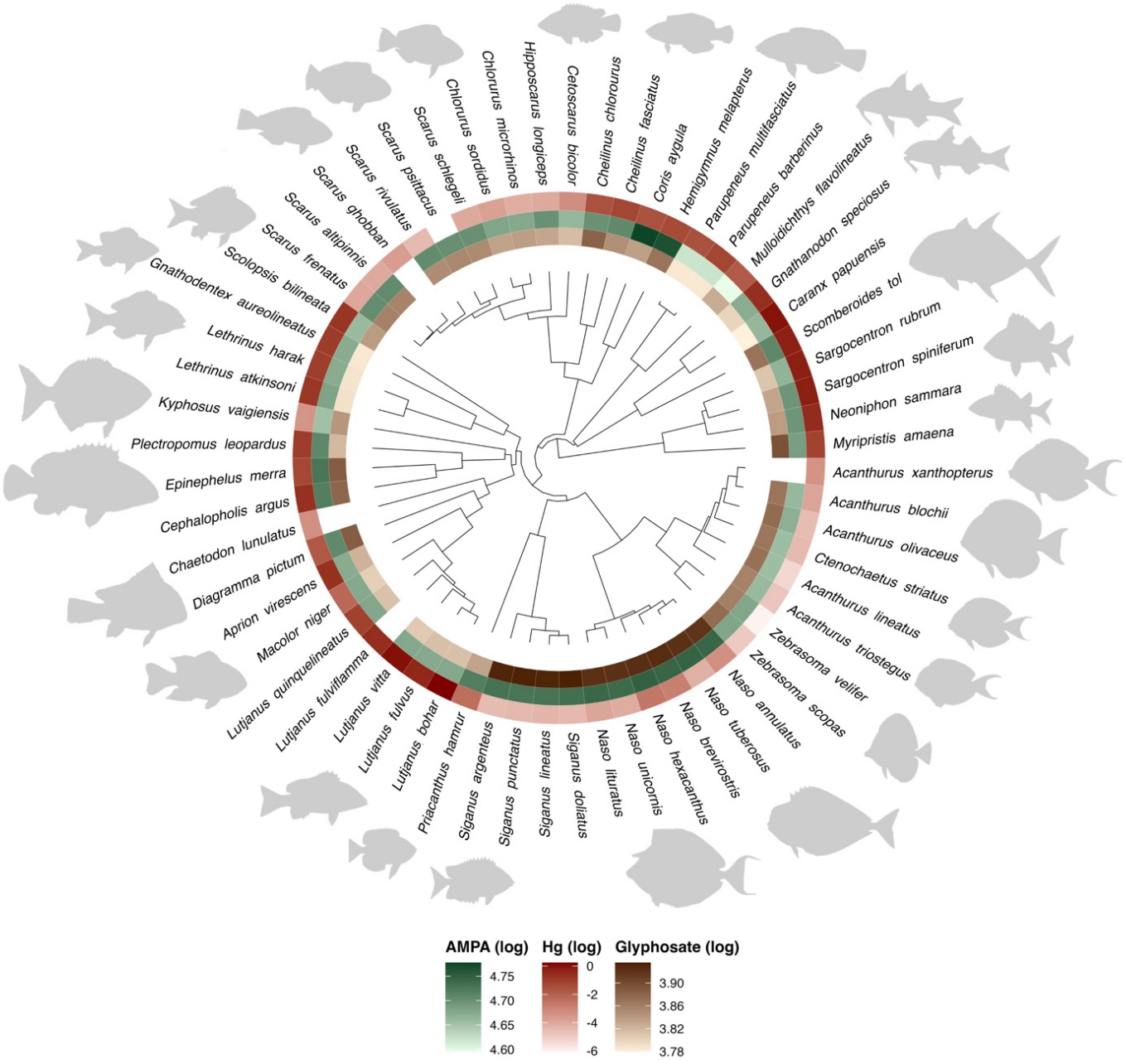


Figure 5.5. Reconstruction phylogénétique des 60 espèces de poissons récifaux collectées dans le Grand Lagon Sud, avec représentation concentrique des concentrations en contaminants (Glyphosate, AMPA et Hg). Les concentrations sont exprimées en échelle logarithmique.

Les contaminants présentent également des héritabilités phylogénétiques (h^2) très faibles. Le glyphosate (h^2 = 0,0003 ; IC 95 % : [0,0000003 ; 0,0017]) et son métabolite AMPA (h^2 = 0,0010 ; IC 95 % : [0,0000018 ; 0,0045]) ne présentent aucun signal phylogénétique. Le Hg affiche une héritabilité plus élevée (h^2 = 0,10 ; IC 95 % : [0,042 ; 0,196]), mais cette valeur demeure faible et ne traduit pas une contrainte phylogénétique marquée.

5.3.3. Influence de la taille de l'individu (variation intraspécifique)

L'analyse des relations entre la taille et la concentration en nutriments et contaminants révèle des tendances généralement homogènes parmi les 15 espèces étudiées, bien que certaines variations marquées soient observées pour des nutriments et contaminants spécifiques (Figures 5.6, 5.7, 5.8 et Figure S5.4).

5.3.3.1. Nutriments

La concentration en Ca tend à diminuer avec l'augmentation de la taille, une tendance particulièrement marquée chez plusieurs espèces : *Chaetodon lunulatus* (médiane : -0,48 ; IC 95 % : [-0,97 ; -0,12]) *Ctenochaetus striatus* (médiane : -0,49 ; IC 95 % : [-1,14 ; -0,09]) et *Neoniphon sammara* (médiane : -0,52 ; IC 95 % : [-1,23 ; -0,11]) (Figure 5.6). Une tendance similaire est observée pour le Mg, avec une diminution de sa concentration en fonction de la taille chez plusieurs espèces. C'est notamment le cas chez *Ctenochaetus striatus* (médiane : -0,08 ; IC 95 % : [-0,16 ; -0,03]), *Gnathodentex aureolineatus* (médiane : -0,09 ; IC 95 % : [-0,18 ; -0,03]) et *Kyphosus vaigiensis* (médiane : -0,07 ; IC 95 % : [-0,13 ; -0,01]) (Figure 5.6). Cette relation négative est également retrouvée chez *Naso unicornis* (médiane : -0,07 ; IC 95 % : [-0,13 ; -0,02]), *Parupeneus barberinus* (médiane : -0,06 ; IC 95 % : [-0,12 ; -0,004]), *Plectropomus leopardus* (médiane : -0,07 ; IC 95 % : [-0,12 ; -0,03]) ainsi que *Scarus rivulatus* (médiane : -0,09 ; IC 95 % : [-0,21 ; -0,03]). Pour le K, une diminution modérée avec la taille est également détectée chez *Plectropomus leopardus* (médiane : -0,04 ; IC 95 % : [-0,07 ; -0,003]). En ce qui concerne le Se, une relation comparable est observée chez *Kyphosus vaigiensis* (médiane : -0,54 ; IC 95 % : [-0,83 ; -0,24]). En revanche, aucune tendance claire n'est mise en évidence pour le Fe, le P ou le Zn (Figure 5.6).

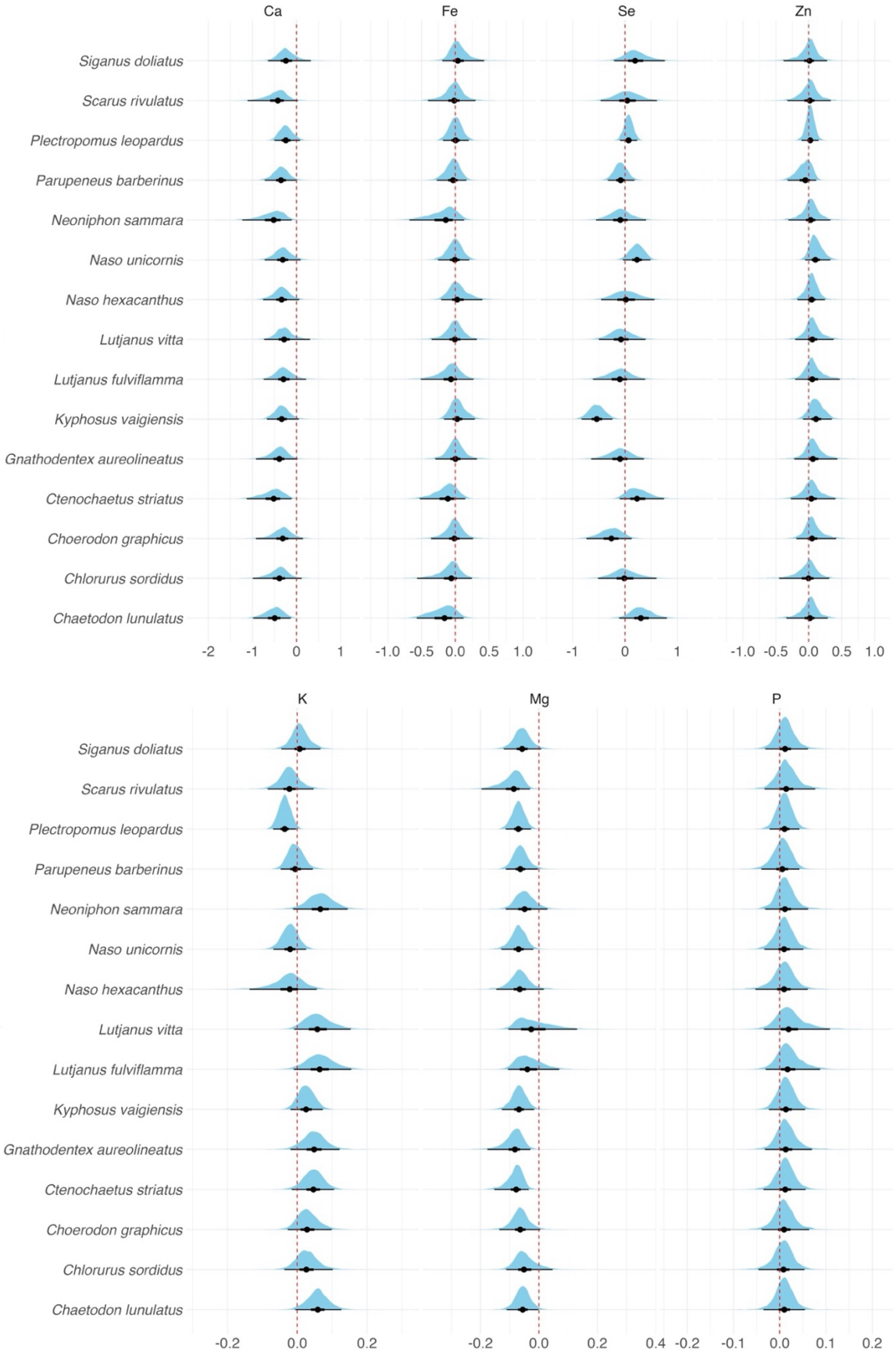
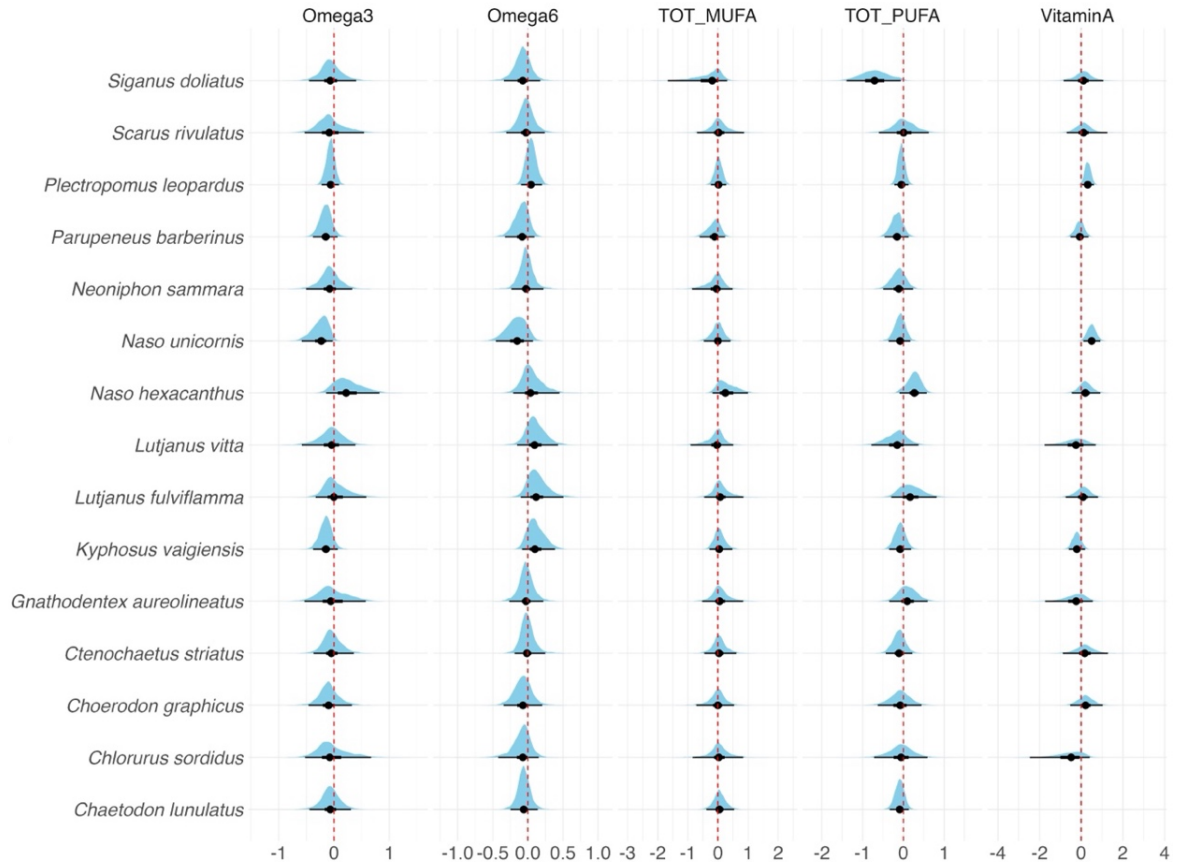


Figure 5.6. Effets spécifiques de la taille sur les concentrations de Ca, Fe, Se, Zn, K, Mg, P chez 15 espèces de poissons collectées dans le Grand Lagon Sud (n = 9 par espèce, sauf cas mentionnés dans le

tableau 2.1). Les concentrations sont exprimées en échelle logarithmique. Les points représentent les médianes des effets spécifiques, estimées à partir d'un modèle bayésien avec effets aléatoires sur l'ordonnée à l'origine et la pente. Les lignes horizontales indiquent les intervalles de crédibilité à 50 % et 95 % (n = 9). Des valeurs < 0 indiquent une tendance à la diminution avec la taille, tandis que des valeurs > 0 indiquent une augmentation. Les lignes pointillées verticales indiquent l'absence d'effet (valeur de référence à zéro) (voir la Figure supplémentaire S5.4).

5.3.3.2. Acides gras et vitamine A

Une diminution des concentrations en ω3 en fonction de la taille est observée chez *Naso unicornis* (médiane : -0,25 ; IC 95 % : [-0,61 ; -0,02]), tandis qu'une augmentation de la vitamine A est détectée chez cette même espèce (médiane : 0,52 ; IC 95 % : [0,10 ; 0,92]) (Figure 5.7). Une augmentation de la vitamine A en fonction de la taille est également observée chez *Plectropomus leopardus* (médiane : 0,32 ; IC 95 % : [0,04 ; 0,61]). Enfin, une diminution des acides gras polyinsaturés totaux (PUFA total) est observée chez *Siganus doliatus* (médiane : -0,71 ; IC 95 % : [-1,40 ; -0,07]) (Figure 5.7). En revanche, les acides gras ω6, les MUFA totaux, ainsi que les autres indicateurs lipidiques (AG totaux, etc.) présentés en Figure S5.4 ne montrent pas de variation significative.



Effet de la taille sur les nutriments et les contaminants (pente spécifique)

Figure 5.7. Effets spécifiques de la taille sur les concentrations en acides gras ω3, ω6, MUFA totaux, PUFA totaux et vitamine A chez 15 espèces de poissons collectées dans le Grand Lagon Sud (n = 9 par espèce, sauf pour *Chaetodon lunulatus* et *Neoniphon sammara*, pour lesquelles la quantité de matière était insuffisante pour permettre l'analyse de la vitamine A ; voir tableau 2.1). Les concentrations sont exprimées en échelle logarithmique. Les points représentent les médianes des effets spécifiques, estimées à partir d'un modèle bayésien avec effets aléatoires sur l'ordonnée à l'origine et la pente. Les lignes horizontales indiquent les intervalles de crédibilité à 50 % et 95 % (n = 9). Des valeurs < 0 indiquent une tendance à la diminution avec la taille, tandis que des valeurs > 0 indiquent une augmentation. Les lignes pointillées verticales indiquent l'absence d'effet (valeur de référence à zéro) (voir la Figure supplémentaire S5.4).

5.3.3.3. ETMs et pesticides

Une augmentation des concentrations en Hg en fonction de la taille est observée pour plusieurs espèces, comme chez Plectropomus leopardus (médiane : 0,44 ; IC 95 % : [0,22 ; 0,65]). En ce qui concerne les autres ETM (Figure S5.4), une diminution significative des concentrations en Cd, Cr et Mn en fonction de la taille est observée chez *Chaetodon lunulatus* (Cd : médiane = -1,06 ; IC 95 % : [-1,41 ; -0,66] ; Cr : médiane = -0,30 ; IC 95 % : [-0,54 ; -0,03] ; Mn : médiane = -0,57 ; IC 95 % : [-0,83 ; -0,24]). Une diminution du Mn est également détectée chez *Chlorurus sordidus* (médiane = -0,46 ; IC 95 % : [-1,01 ; -0,06]) et *Parupeneus barberinus* (médiane = -0,24 ; IC 95 % : [-0,48 ; -0,02]). Chez *Ctenochaetus striatus*, des diminutions sont observées pour le Cr (médiane = -0,61 ; IC 95 % : [-0,99 ; -0,22]), le Mn (médiane = -0,49 ; IC 95 % : [-0,79 ; -0,19]) et le Ni (médiane = -0,64 ; IC 95 % : [-1,12 ; -0,04]). Des diminutions marquées sont aussi observées chez *Neoniphon sammara* pour le Cr (médiane = -0,82 ; IC 95 % : [-1,30 ; -0,29]) et le Ni (médiane = -0,91 ; IC 95 % : [-1,56 ; -0,06]). En revanche, une augmentation en fonction de la taille du Cd est détectée chez *Kyphosus vaigiensis* (médiane = 0,38 ; IC 95 % : [0,12 ; 0,60]), ainsi que des augmentations du Cr (médiane = 0,66 ; IC 95 % : [0,37 ; 0,96]) et du Ni (médiane = 0,80 ; IC 95 % : [0,27 ; 1,21]) chez *Naso hexacanthus*. Enfin, chez *Plectropomus leopardus*, des augmentations modérées mais significatives sont observées pour le Cr (médiane = 0,28 ; IC 95 % : [0,12 ; 0,46]) et le Ni (médiane = 0,27 ; IC 95 % : [0,06 ; 0,51]).

En revanche, l'As, le Co, le Cu, le Pb, le V, l'AMPA et le Glyphosate ne présentent pas de tendance claire (Figure 5.8 et Figure S5.4).

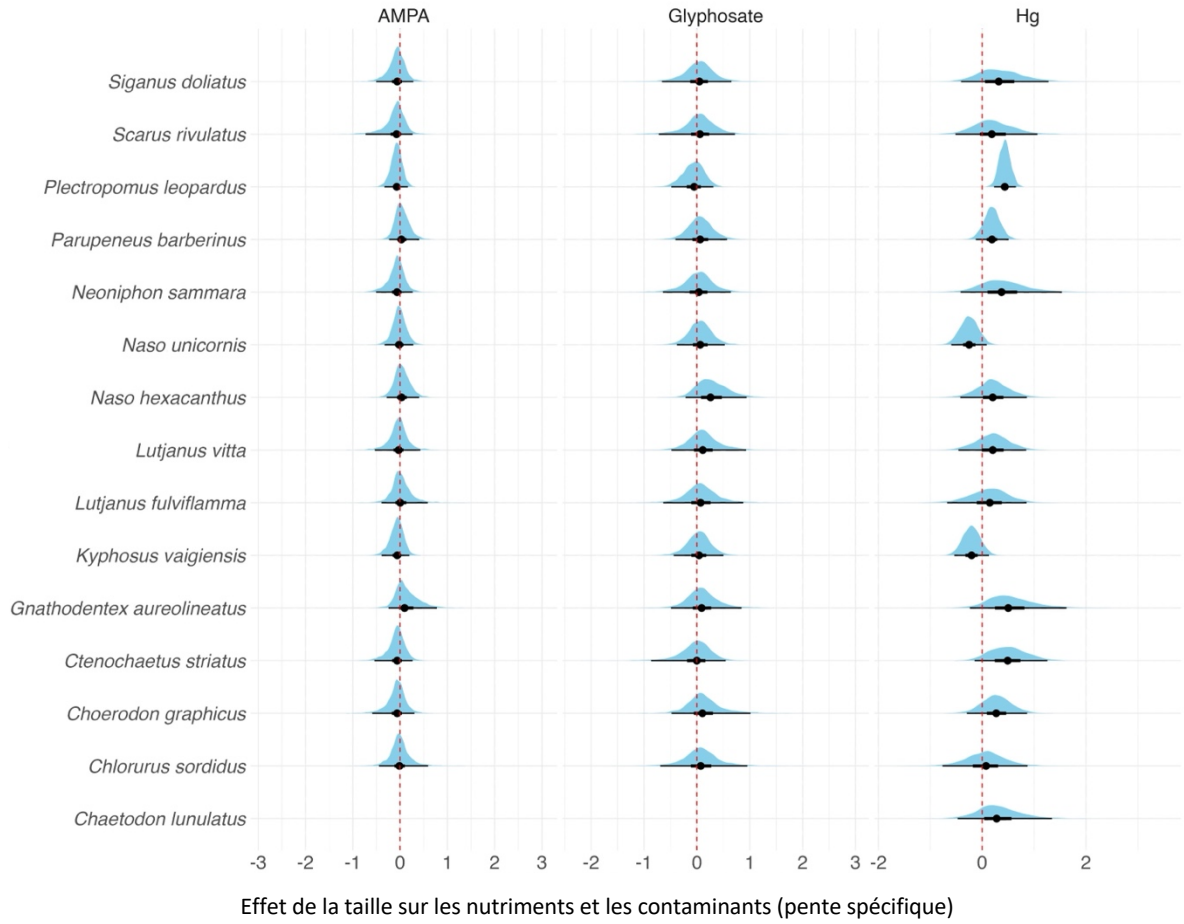


Figure 5.8. Effets spécifiques de la taille sur les concentrations de contaminants (AMPA, glyphosate et Hg) chez 15 espèces de poissons collectées dans le Grand Lagon Sud (n = 9 par espèce, sauf pour *Chaetodon lunulatus*, pour laquelle la quantité de matière était insuffisante pour permettre l'analyse du glyphosate et de l'AMPA ; voir tableau 2.1). Les concentrations sont exprimées en échelle logarithmique. Les points représentent les médianes des effets spécifiques, estimées à partir d'un modèle bayésien avec effets aléatoires sur l'ordonnée à l'origine et la pente. Les lignes horizontales indiquent les intervalles de crédibilité à 50 % et 95 % (n = 9). Des valeurs < 0 indiquent une tendance à la diminution avec la taille, tandis que des valeurs > 0 indiquent une augmentation. Les lignes pointillées verticales indiquent l'absence d'effet (valeur de référence à zéro) (voir la Figure supplémentaire S5.4 pour d'autres contaminants-ETM).

5.3.4. Influence de la variabilité spatiale

5.3.4.1. Nutriments

L'analyse de la variabilité spatiale des concentrations en éléments révèle des profils contrastés selon les sites étudiés, avec certains éléments affichant une relative homogénéité (par ex, Ca, K ou P) tandis que d'autres montrent des variations significatives (comme le Fe ou Se) (Figure 5.9). Le Ca présente une variabilité spatiale très faible entre les sites, avec des estimations comprises dans un intervalle étroit. Les concentrations les plus élevées sont enregistrées à Prony (699 µg.g^{-1}, IC 95 % : [441 ; 1 085]) et au Grand Lagon Sud (679 µg.g^{-1} ;

IC 95 % : [433 ; 1 043]), suivies de Thio (672 µg.g^{-1}, IC 95 % : [428 ; 1 043]). Les autres sites présentent des valeurs similaires (voir Figure 5.9A).

Le Fe présente une variabilité spatiale notable entre les sites. La concentration la plus élevée est enregistrée à Prony (15,5 µg.g^{-1}, IC 95 % : [11,5 ; 21,3]), tandis que la plus faible est observée à Thio (9,5 µg.g^{-1}, IC 95 % : [7,2 ; 12,6]). Des valeurs intermédiaires sont relevées à Koumac (13,6 µg.g^{-1}, IC 95 % : [10,0 ; 18,7]), Népoui (11,8 µg.g^{-1}, IC 95 % : [8,7 ; 16,3]) et au Grand Lagon Sud (11,6 µg.g^{-1}, IC 95 % : [8,9 ; 15,2]). Ouano affiche une concentration légèrement inférieure (10,4 µg.g^{-1}, IC 95 % : [7,5 ; 14,7]) (voir Figure 5.9B). Cette variabilité spatiale est également visible à l'échelle des espèces, notamment chez *Plectropomus leopardus* (Figure 5.9H).

Le K présente une variabilité spatiale très faible entre les sites étudiés. Les concentrations sont globalement homogènes, avec des valeurs comprises entre 21 376 µg.g^{-1} à Prony (IC 95 % : [19 930 ; 22 925]) et 22 925 µg.g^{-1} dans le Grand Lagon Sud (IC 95 % : [21 375 ; 24 588]). Les autres sites (Koumac, Ouano, Népoui et Thio) montrent des concentrations très similaires (Figure 5.9C).

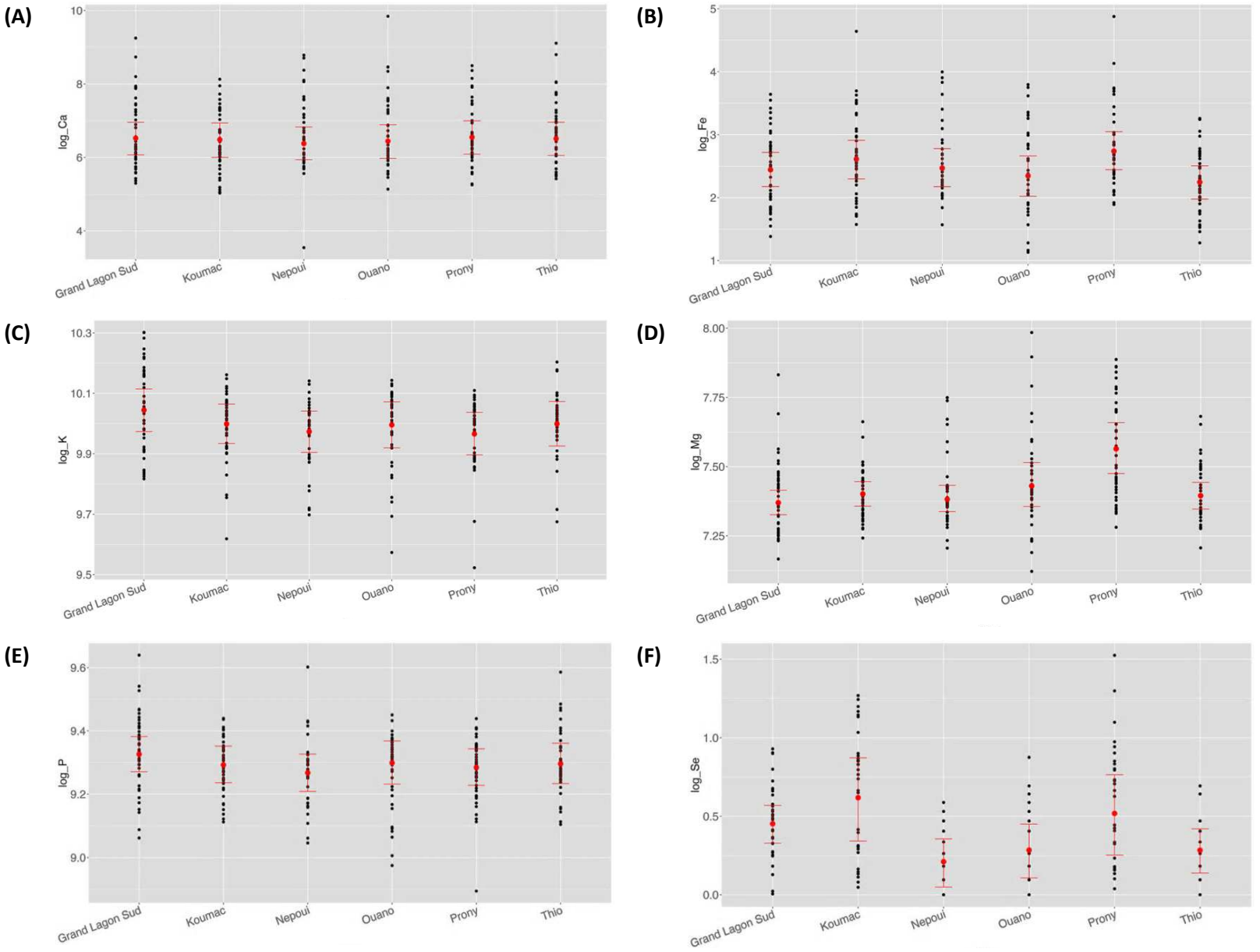
Le Mg présente une variabilité spatiale faible à modérée entre les sites. La concentration la plus élevée est observée à Prony (1 939 µg.g^{-1}, IC 95 % : [1 755 ; 2 122]), tandis que la plus faible est enregistrée au Grand Lagon Sud (1 588 µg.g^{-1}, IC 95 % : [1 525 ; 1 652]). Les autres sites (Koumac, Népoui, Ouano et Thio) présentent des valeurs proches (Figure 5.9D).

Le P présente une variabilité spatiale faible entre les différents sites étudiés. Les estimations les plus élevées sont observées dans le Grand Lagon Sud (11 271 µg.g^{-1}, IC 95 % : [10 615 ; 11 849]), suivi de Ouano (10 938 µg.g^{-1}, IC 95 % : [10 199 ; 11 731]) et de Thio (10 938 µg.g^{-1}, IC 95 % : [10 199 ; 11 614]). Les autres sites affichent des valeurs très proches : Prony (10 721 µg.g^{-1}, IC 95 % : [10 199 ; 11 384]), Koumac (10 829 µg.g^{-1}, IC 95 % : [10 301 ; 11 499]) et Népoui (10 615 µg.g^{-1}, IC 95 % : [9 997 ; 11 271]) (voir Figure 5.9E).

Le Se présente une variabilité spatiale marquée entre les sites. Les concentrations les plus élevées sont observées à Koumac (1,84 µg.g^{-1}, IC 95 % : [1,39 ; 2,44]) et à Prony (1,67 µg.g^{-1}, IC 95 % : [1,31 ; 2,12]). À l'inverse, les valeurs les plus faibles sont mesurées à Népoui (1,22 µg.g^{-1}, IC 95 % : [1,05 ; 1,43]) et à Ouano (1,32 µg.g^{-1}, IC 95 % : [1,13 ; 1,55]), avec des niveaux similaires à Thio (1,32 µg.g^{-1}, IC 95 % : [1,15 ; 1,52]). Le Grand Lagon Sud présente une valeur intermédiaire (1,57 µg.g^{-1}, IC 95 % : [1,39 ; 1,75]) (Figure 5.9F). Cette variabilité spatiale est également visible à l'échelle des espèces, notamment chez *Lethrinus atkinsoni* (Figure 5.9I).

Le Zn présente une variabilité spatiale modérée entre les sites. La concentration la plus élevée est enregistrée dans le Grand Lagon Sud (19,7 µg.g^{-1}, IC 95 % : [16,8 ; 23,1]), suivie de Ouano (16,1 µg.g^{-1}, IC 95 % : [13,9 ; 19,1]) et de Thio (15,9 µg.g^{-1}, IC 95 % : [13,5 ; 18,7]). Les valeurs les plus faibles sont observées à Koumac (12,7 µg.g^{-1}, IC 95 % : [10,9 ; 14,7]) et à Prony (13,9 µg.g^{-1}, IC 95 % : [11,8 ; 16,3]), tandis que Népoui affiche une concentration intermédiaire (14,6 µg.g^{-1}, IC 95 % : [11,9 ; 18,2]) (Figure 5.9G).

Lorsqu'on considère l'ensemble des éléments analysés, le site de Prony se distingue particulièrement. Il présente les concentrations les plus élevées pour plusieurs éléments, notamment le Fe, le Mg, le Ca et le Se, bien que ses concentrations en Zn soient plus faibles. À l'exception de Prony, aucun autre site ne se démarque de manière aussi marquée à travers l'ensemble des éléments étudiés, ce qui souligne le caractère relativement homogène des concentrations observées sur les autres sites.


(A)
log_Ca
10
8
6
4
Grand Lagon Sud
Koumac
Nepoui
Ouano
Prony
Thio
(B)
log_Fe
5
4
3
2
1
Grand Lagon Sud
Koumac
Nepoui
Ouano
Prony
Thio
(C)
log_K
10.3
10.1
9.9
9.7
9.5
Grand Lagon Sud
Koumac
Nepoui
Ouano
Prony
Thio
(D)
log_Mg
8.00
7.75
7.50
7.25
Grand Lagon Sud
Koumac
Nepoui
Ouano
Prony
Thio
(E)
log_P
9.6
9.4
9.2
9.0
Grand Lagon Sud
Koumac
Nepoui
Ouano
Prony
Thio
(F)
log_Se
1.5
1.0
0.5
0.0
Grand Lagon Sud
Koumac
Nepoui
Ouano
Prony
Thio

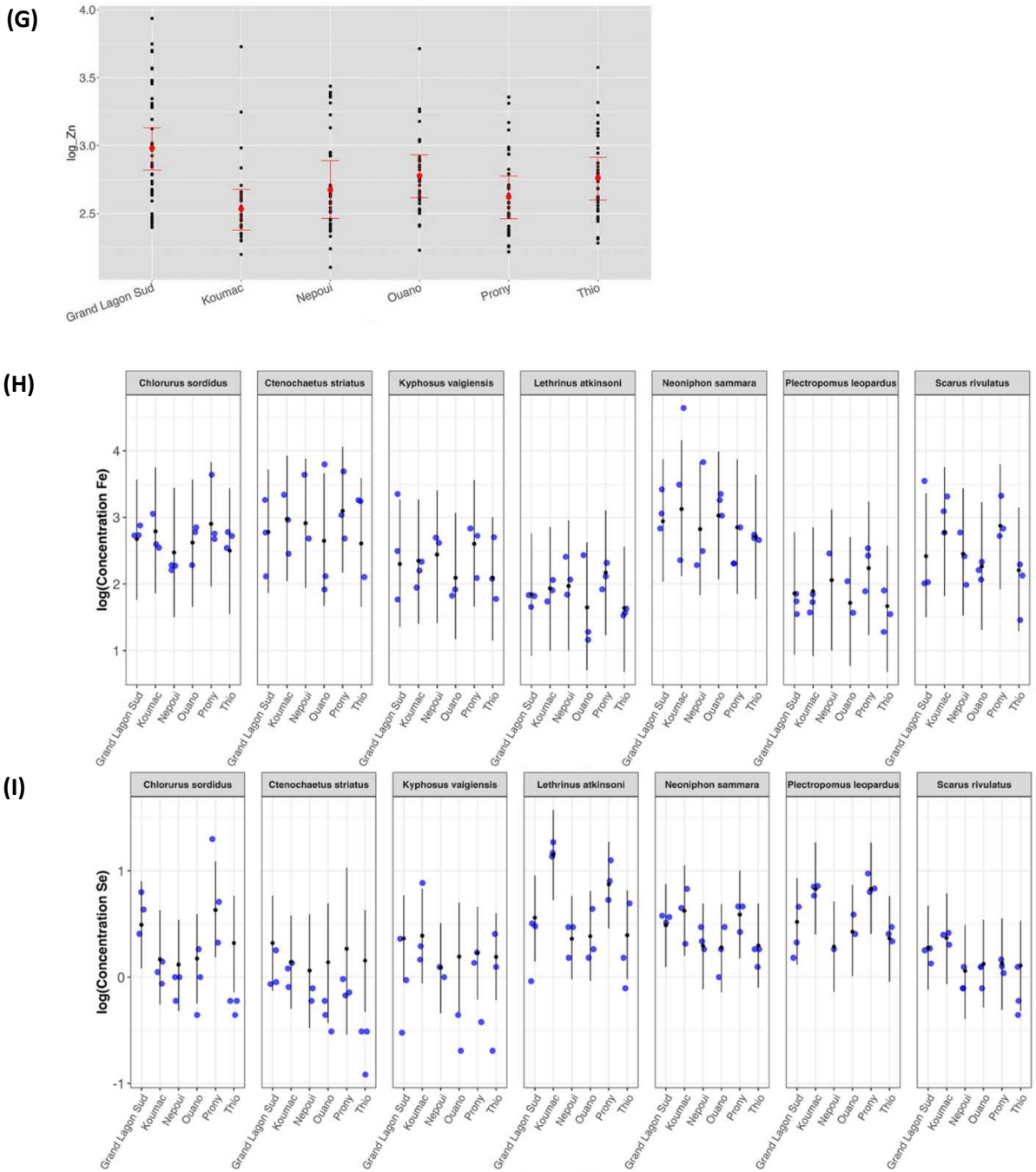


Figure 5.9. (A–G) Variabilité spatiale des concentrations en Ca, Fe, K, Mg, P, Se et Zn chez 15 espèces de poissons collectées sur six sites en Nouvelle-Calédonie (n = 3 par espèce, sauf cas mentionnés dans le tableau 2.1). **(H–I)** Exemples de variabilité spatiale des concentrations en Fe et Se chez sept espèces représentatives des différents régimes alimentaires, collectées sur les mêmes sites. Les points bleus correspondent aux données observées, tandis que les barres noires représentent les prédictions du modèle, accompagnées des intervalles de confiance. Les concentrations sont exprimées en échelle logarithmique.

5.3.4.2. Acides gras et vitamine A

Les concentrations en ω3 présentent une variabilité spatiale modérée entre les sites (Figure 5.10). Les concentrations les plus élevées sont observées dans le Grand Lagon Sud (4,71 µg/mg DW, IC 95 % : [3,71 ; 5,93]), suivies de Prony (4,66 µg/mg DW, IC 95 % : [2,77 ; 7,77]) et de Népoui (3,32 µg/mg DW, IC 95 % : [2,23 ; 5,05]). Des concentrations légèrement plus faibles sont enregistrées à Ouano (3,25 µg/mg DW, IC 95 % : [2,51 ; 4,18]), à Koumac (2,94 µg/mg DW, IC 95 % : [2,30 ; 3,74]), tandis que Thio présente la concentration la plus faible (2,86 µg/mg DW, IC 95 % : [2,23 ; 3,60]) (Figure 5.10A). Cette variabilité spatiale est également visible à l'échelle des espèces mais avec des patrons spatiaux parfois différents, comme *Neoniphon sammara* qui montre un maximum à Prony, ou *Ctenochaetus striatus* à Népoui (Figure 5.10F).

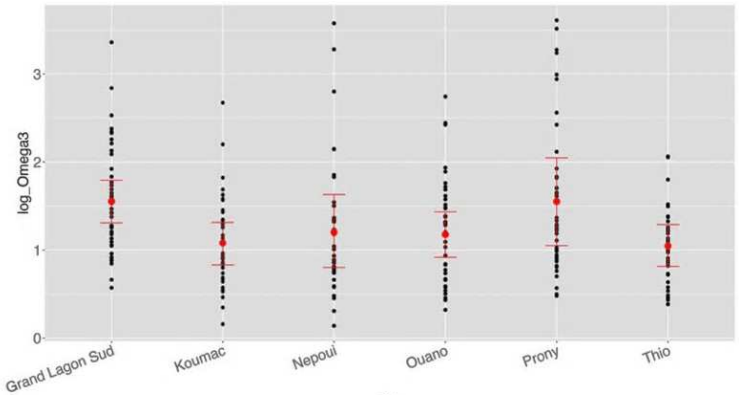
Les concentrations en ω6 présentent également une variabilité spatiale modérée. Les concentrations maximales sont observées dans le Grand Lagon Sud (4,53 µg/mg DW, IC 95 % : [3,78 ; 5,42]), suivies de Prony (3,78 µg/mg DW, IC 95 % : [2,41 ; 5,87]) et de Népoui (3,32 µg/mg DW, IC 95 % : [2,41 ; 4,62]). Les concentrations les plus faibles sont relevées à Thio, Koumac et Ouano (Figure 5.10B). Cette variabilité spatiale est également visible à l'échelle des espèces, avec les mêmes exemples que pour les ω3 (Figure 5.10G).

Les PUFA totaux suivent une tendance similaire, avec une variabilité spatiale modérée. Les concentrations les plus élevées sont mesurées dans le Grand Lagon Sud (9,40 µg/mg DW, IC 95 % : [7,92 ; 11,13]), suivies de Prony (8,58 µg/mg DW, IC 95 % : [5,47 ; 13,33]) et de Népoui (6,96 µg/mg DW, IC 95 % : [4,76 ; 10,18]). Des concentrations légèrement inférieures sont relevées à Ouano (6,23 µg/mg DW, IC 95 % : [5,05 ; 7,77]) et à Koumac (5,93 µg/mg DW, IC 95 % : [4,90 ; 7,11]), alors que Thio présente la valeur la plus basse (5,81 µg/mg DW, IC 95 % : [4,76 ; 7,10]) (Figure 5.10C).

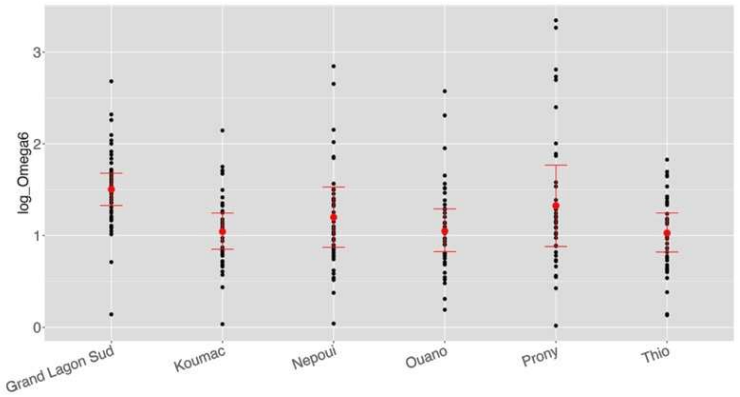
Les MUFA totaux montrent également une variabilité spatiale modérée, avec un patron de distribution légèrement différent de celui des ω3, ω6 et PUFA totaux (Figure 5.10D). Les concentrations les plus élevées sont enregistrées à Prony (3,90 µg/mg DW, IC 95 % : [1,92 ; 7,85]), suivies du Grand Lagon Sud (3,60 µg/mg DW, IC 95 % : [2,53 ; 5,10]) et de Népoui (2,97 µg/mg DW, IC 95 % : [1,67 ; 5,21]). Des valeurs intermédiaires sont observées à Ouano (2,66 µg/mg DW, IC 95 % : [1,73 ; 4,26]) et à Koumac (2,30 µg/mg DW, IC 95 % : [1,60 ; 3,32]), tandis que Thio enregistre la concentration la plus basse (Figure 5. 10D).

La vitamine A montre une variabilité spatiale relativement marquée (Figure 5.10E), bien que les intervalles de confiance larges pour certains sites nuancent l'interprétation. Les concentrations les plus élevées sont enregistrées à Ouano (2,94 µg/100g, IC 95 % : [1,19 ; 7,77]), suivies de Prony (2,34 µg/100g, IC 95 % : [1,39 ; 4,01]) et de Koumac (2,14 µg/100g, IC 95 % : [1,39 ; 3,39]). Des valeurs similaires sont observées dans le Grand Lagon Sud (2,10 µg/100g, IC 95 % : [1,42 ; 3,19]) et à Thio (2,03 µg/100g, IC 95 % : [1,30 ; 3,16]). En revanche, les données pour Népoui sont les plus incertaines, en raison d'un intervalle de confiance particulièrement large, lié à un nombre de données plus faible dans ce site (Figure 5.10E).

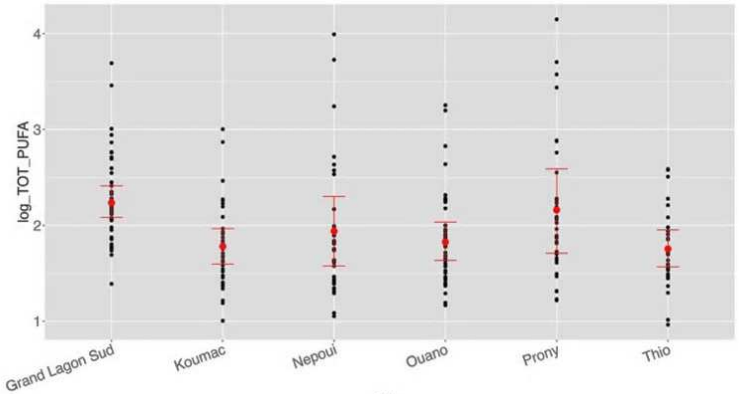
(A)


log_Omega3
3
2
1
0
Grand Lagon Sud
Koumac
Nepoui
Ouano
Prony
Thio

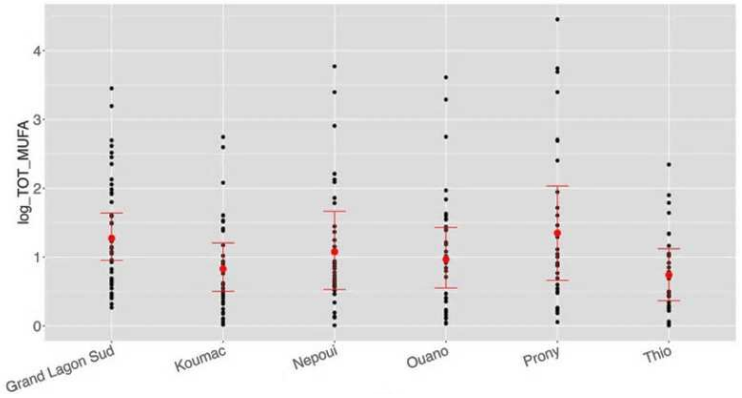
(B)


log_Omega6
3
2
1
0
Grand Lagon Sud
Koumac
Nepoui
Ouano
Prony
Thio

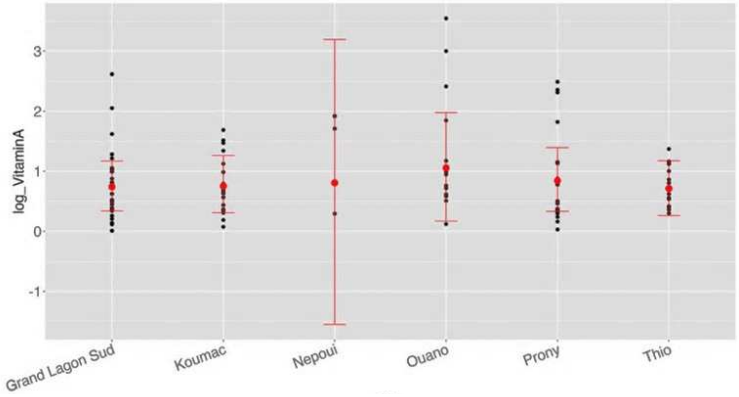
(C)


log_TOT_PUFA
4
3
2
1
Grand Lagon Sud
Koumac
Nepoui
Ouano
Prony
Thio

(D)


log_TOT_MUFA
4
3
2
1
0
Grand Lagon Sud
Koumac
Nepoui
Ouano
Prony
Thio

(E)


log_VitaminA
3
2
1
0
-1
Grand Lagon Sud
Koumac
Nepoui
Ouano
Prony
Thio

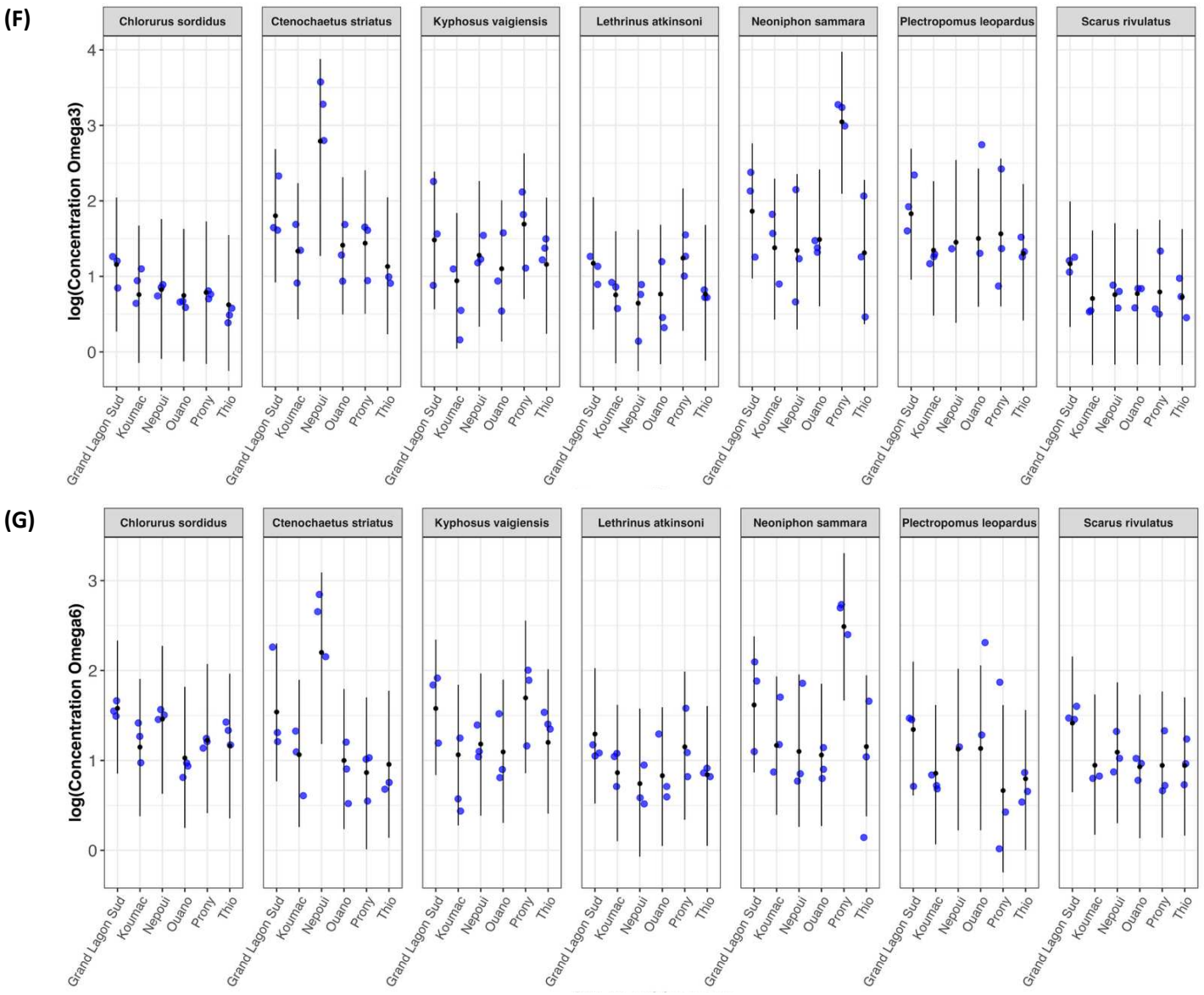


Figure 5.10. (A–E) Variabilité spatiale des concentrations en ω3, ω6, MUFA total, PUFA total et en vitamine A chez 15 espèces de poissons collectées sur six sites en Nouvelle-Calédonie (n = 3 par espèce, sauf cas mentionnés dans le tableau 2.1). **(F-G)** Exemples de variabilité spatiale des concentrations en ω3 et en ω6 chez sept espèces représentatives des différents régimes alimentaires, collectées sur les mêmes sites. Les points bleus correspondent aux données observées, tandis que les barres noires représentent les prédictions du modèle, accompagnées des intervalles de confiance. Les concentrations sont exprimées en échelle logarithmique.

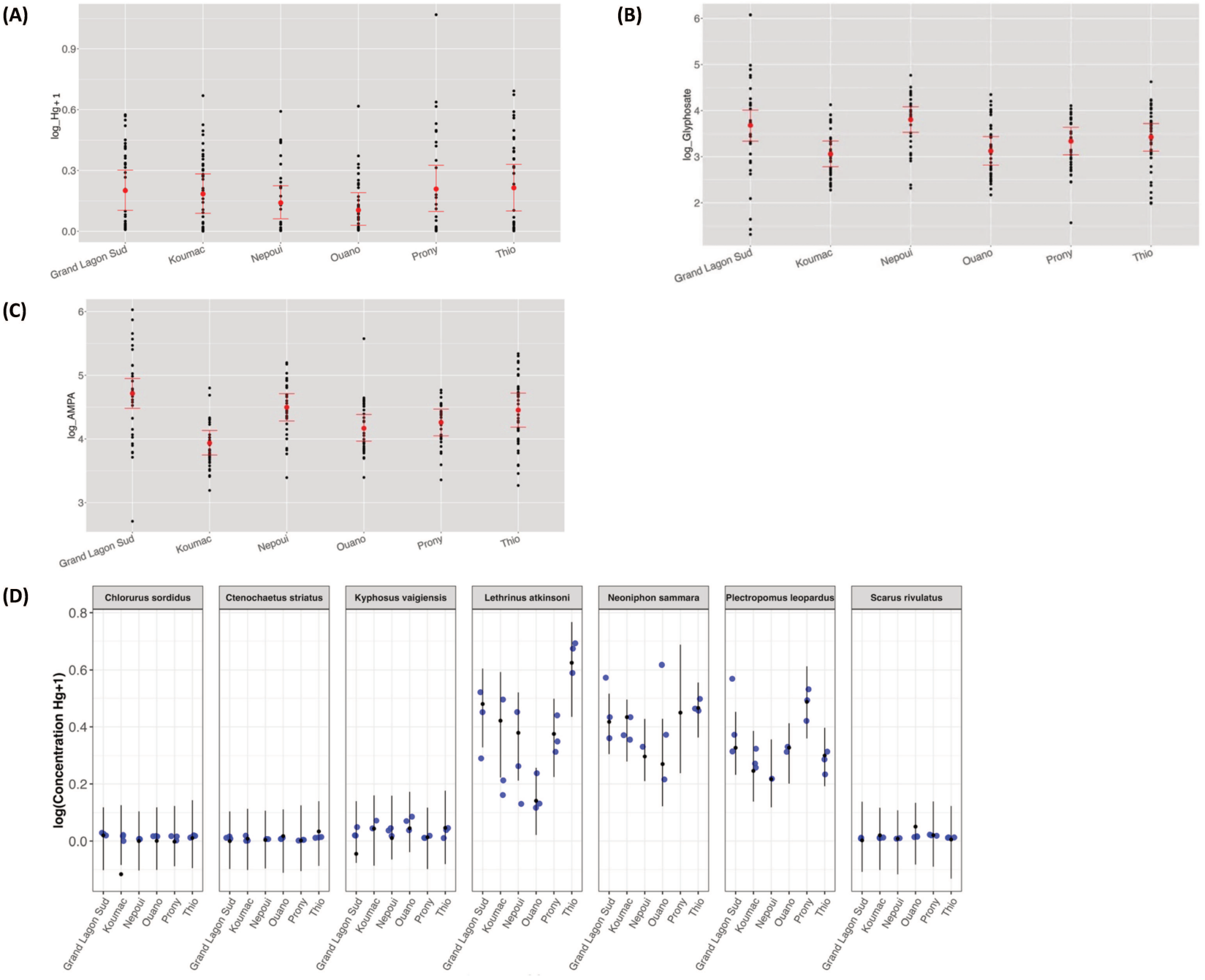
5.3.4.3. ETMs et pesticides

Le Hg présente une variabilité spatiale relativement faible entre les sites, avec des concentrations globalement basses. Les valeurs les plus élevées sont observées à Prony et Thio (0,23 µg.g^{-1}, IC 95 % : [0,11 ; 0,40]), suivies du Grand Lagon Sud (0,22 µg.g^{-1}, IC 95 % : [0,11 ; 0,35]) et de Koumac (0,21 µg.g^{-1}, IC 95 % : [0,09 ; 0,32]). Népoui affiche une concentration légèrement plus faible (0,15 µg.g^{-1}, IC 95 % : [0,06 ; 0,26]), tandis que Ouano présente la concentration la plus basse (0,12 µg.g^{-1}, IC 95 % : [0,03 ; 0,21]) (Figure 5.11A). Cette distribution spatiale se reflète également à l'échelle des espèces (Figure 5.11D). Des concentrations relativement élevées ont été observées chez *Lethrinus atkinsoni* et *Plectropomus leopardus*, en particulier à Thio et à Népoui, respectivement. À l'inverse, les espèces herbivores telles que *Ctenochaetus striatus*, *Chlorurus sordidus* et *Scarus rivulatus* présentent des teneurs très faibles, avec peu de variations d'un site à l'autre (Figure 5.11D).

Pour les autres éléments, par exemple pour le Cr, une variabilité spatiale marquée est également observée entre les sites. La concentration la plus élevée est enregistrée dans le Grand Lagon Sud (0,92 µg.g^{-1} ; IC 95 % : [0,73 ; 1,16]), suivie de Prony (0,59 µg.g^{-1} ; IC 95 % : [0,46 ; 0,77]). Des concentrations intermédiaires sont estimées à Koumac (0,35 µg.g^{-1} ; IC 95 % : [0,26 ; 0,46]). Des teneurs plus faibles sont mesurées à Népoui (0,20 µg.g^{-1} ; IC 95 % : [0,14 ; 0,30]) et à Thio (0,19 µg.g^{-1} ; IC 95 % : [0,14 ; 0,25]). Ouano présente les concentrations les plus faibles (0,17 µg.g^{-1} ; IC 95 % : [0,10 ; 0,28]) (Figure S5.5). De même, le Ni présente une variabilité spatiale marquée entre les sites. La concentration la plus élevée est observée à Prony (0,35 µg.g^{-1} ; IC 95 % : [0,28 ; 0,45]), suivie du Grand Lagon Sud (0,29 µg.g^{-1} ; IC 95 % : [0,23 ; 0,36]) et de Koumac (0,25 µg.g^{-1} ; IC 95 % : [0,21 ; 0,32]). Des teneurs plus modérées sont mesurées à Ouano (0,15 µg.g^{-1} ; IC 95 % : [0,10 ; 0,22]), Népoui (0,14 µg.g^{-1} ; IC 95 % : [0,11 ; 0,19]) et Thio (0,13 µg.g^{-1} ; IC 95 % : [0,11 ; 0,17]) (Figure S5.5).

Le glyphosate présente une variabilité spatiale marquée, avec des concentrations généralement modérées. Les valeurs les plus élevées sont observées à Népoui (45,2 ng.g^{-1}, IC 95 % : [33,4 ; 59,7]) et dans le Grand Lagon Sud (39,6 ng.g^{-1}, IC 95 % : [28,5 ; 55,1]), suivies de Thio (30,9 ng.g^{-1}, IC 95 % : [22,6 ; 41,7]) et de Prony (28,2 ng.g^{-1}, IC 95 % : [20,9 ; 38,5]). Les concentrations les plus faibles sont enregistrées à Ouano (22,9 ng.g^{-1}, IC 95 % : [16,6 ; 31,5]) et à Koumac (21,3 ng.g^{-1}, IC 95 % : [15,9 ; 28,5]) (Figure 5.11B). Cette variabilité

spatiale est également visible à l'échelle des espèces, notamment chez *Scarus rivulatus* (Figure 5.11E). En ce qui concerne l'AMPA, la variabilité spatiale est encore plus prononcée, avec des concentrations globalement plus élevées que celles observées pour le glyphosate. Les valeurs les plus importantes sont enregistrées dans le Grand Lagon Sud (112,2 $ng.g^{-1}$, IC 95 % : [89,1 ; 144,0]) et à Népoui (90,0 $ng.g^{-1}$, IC 95 % : [73,0 ; 111,1]), suivies de Thio (86,5 $ng.g^{-1}$, IC 95 % : [66,7 ; 114,4]) et de Prony (70,8 $ng.g^{-1}$, IC 95 % : [57,4 ; 87,4]). À l'instar du glyphosate, des concentrations légèrement plus faibles sont observées à Ouano (64,7 $ng.g^{-1}$, IC 95 % : [53,0 ; 79,8]) et à Koumac (51,4 $ng.g^{-1}$, IC 95 % : [42,9 ; 62,2]) (Figure 5.11C).


(A)
log_Hg+1
0.0
0.3
0.6
0.9
Grand Lagon Sud
Koumac
Nepoui
Ouano
Prony
Thio
(B)
log_Glyphosate
2
3
4
5
6
Grand Lagon Sud
Koumac
Nepoui
Ouano
Prony
Thio
(C)
log_AMPA
3
4
5
6
Grand Lagon Sud
Koumac
Nepoui
Ouano
Prony
Thio
(D)
Chlorurus sordidus
Ctenochaetus striatus
Kyphosus vaigiensis
Lethrinus atkinsoni
Neoniphon sammara
Plectropomus leopardus
Scarus rivulatus
log(Concentration Hg+1)
0.0
0.2
0.4
0.6
0.8
Grand Lagon Sud
Koumac
Nepoui
Ouano
Prony
Thio

(E)

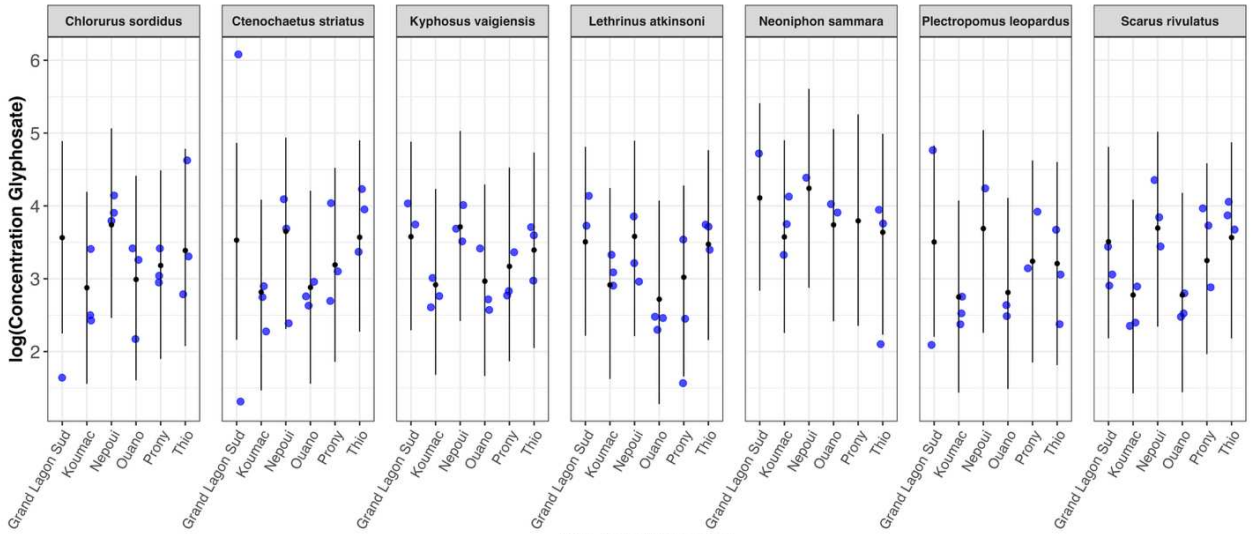


Figure 5.11. (A–C) Variabilité spatiale des concentrations en Hg, glyphosate et AMPA chez 15 espèces de poissons collectées sur six sites en Nouvelle-Calédonie (n = 3 par espèce, sauf cas mentionnés dans le tableau 2.1). **(D et E)** Exemples de variabilité spatiale des concentrations en Hg et en glyphosate chez sept espèces représentatives des différents régimes alimentaires, collectées sur les mêmes sites. Les points bleus correspondent aux données observées, tandis que les barres noires représentent les prédictions du modèle, accompagnées des intervalles de confiance. Les concentrations sont exprimées en échelle logarithmique.

5.4. Discussion

Notre étude visait à évaluer l'influence de la variabilité inter- et intraspécifique, ainsi que de la variabilité spatiale, sur la composition nutritionnelle et la présence de contaminants chez les poissons récifaux en Nouvelle-Calédonie. Nous avons observé des variations significatives à tous les niveaux, avec une prédominance de la variabilité interspécifique, suivie de la variabilité intraspécifique. La variabilité spatiale, bien que présente, s'est révélée globalement plus faible que les deux autres niveaux étudiés.

5.4.1. Variabilité interspécifique

Les résultats de cette étude mettent en lumière une variabilité interspécifique significative des concentrations en nutriments parmi les 60 espèces récifales analysées. Plusieurs études antérieures ont montré que la composition nutritionnelle (c'est-à-dire les macro-, micro-nutriments et acides gras) du poisson varie considérablement d'une espèce à l'autre (Vaitla et al., 2018 ; Hicks et al., 2019). Cette variabilité s'explique notamment par la diversité des traits fonctionnels présents dans les communautés de poissons des récifs coralliens, lesquels influencent directement leur composition nutritionnelle (Hicks et al., 2019 ; McLean et al., 2021). De plus, les concentrations en minéraux sont également modulées par divers facteurs, notamment l'alimentation, la physiologie de l'espèce, ainsi que des paramètres environnementaux tels que la température, la saisonnalité, la salinité ou encore la localisation géographique (Rahman et al., 2020). Nos résultats s'inscrivent pleinement dans ces observations de la littérature, avec des écarts marqués pour plusieurs éléments clés, notamment le Ca, le Fe, le K, le Mg, le P, le Se et le Zn. La variabilité interspécifique observée dans notre étude est particulièrement marquée pour certains minéraux. Le Ca, par exemple, présente une moyenne globale de 681 $\mu g.g^{-1}$, mais varie de manière importante entre espèces, allant de 308 $\mu g.g^{-1}$ chez *Caranx papuensis*, une espèce piscivore, à 2 382 $\mu g.g^{-1}$ chez *Zebrasoma scopas*, une espèce herbivore. Cette tendance, également retrouvée pour le Mg et le K, suggère que les herbivores présentent généralement des concentrations plus élevées en ces minéraux que les espèces carnivores ou piscivores.

D'autres micronutriments montrent des tendances inverses. Les concentrations en Se et en Zn sont plus élevées chez certaines espèces carnivores, comme *Cheilinus fasciatus* et *Coris aygula*, ce qui pourrait refléter une biodisponibilité accrue de ces éléments dans les proies animales, ou des capacités accrues de bioaccumulation chez les carnivores. De même, le Fe

atteint ses concentrations maximales chez certains carnivores spécialisés (ex. *Chaetodon lunulatus*), alors qu'il est plus faible chez plusieurs piscivores. Le P, quant à lui, montre une variabilité intermédiaire, bien qu'il soit également plus concentré chez certains herbivores comme *Naso tuberosus*. Ces résultats amènent à s'interroger sur les implications nutritionnelles liées à la consommation de poissons issus de différents régimes trophiques. D'un point de vue strictement nutritionnel, les espèces herbivores pourraient représenter de meilleures sources de Ca, Mg et K, tandis que les carnivores offriraient davantage de Zn, de Se et, dans certains cas, de Fe. Cela suggère que la diversité des espèces consommées est un levier important pour maximiser les apports nutritionnels, en particulier dans des contextes où le poisson est une source alimentaire essentielle. Ainsi, les avantages nutritionnels dérivés de la consommation de poisson dépendent à la fois des quantités et de la diversité des poissons consommés. Si l'on compare nos résultats avec ceux de l'étude de Hicks et al. (2019), qui ont rapporté des teneurs élevées en fer (>2,5 mg/100 g) et en zinc (>1,8 mg/100 g) dans certaines espèces pêchées en Afrique et en Asie, ainsi qu'en calcium (>200 mg/100 g) dans des espèces provenant de la région des Caraïbes, leurs concentrations sont globalement plus élevées, ce qui pourrait refléter des différences liées aux espèces étudiées, aux zones géographiques ou aux méthodes d'analyse.

Les acides gras, notamment les ω3 et ω6, ainsi que les acides gras mono-insaturés (MUFA totaux) et polyinsaturés (PUFA totaux), présentent une variabilité interspécifique marquée chez les poissons récifaux. Des études antérieures ont montré que la composition en acides gras des poissons peut varier selon les espèces et entre les individus d'une même espèce, en raison de facteurs tels que l'alimentation, le cycle reproductif, le site de capture et la saison, entre autres variables (Bandarra et al., 2018 ; Li & Cheng, 2018 ; Primo et al., 2018 ; Brauer et al., 2020 ; Pousis et al., 2019 ; Gonzalez-Silvera et al., 2020 ; Souza et al., 2020). Nos résultats s'inscrivent dans cette tendance, tout en mettant en évidence des différences marquées entre espèces. Pour les ω3, la concentration moyenne globale est de 4,8 µg/mg DW. Parmi toutes les espèces échantillonnées, la concentration la plus faible est observée chez *Cetoscarus bicolor*, une espèce herbivore, avec 3,1 µg/mg DW (IC 95 % : 2,0 – 4,4), tandis que la plus élevée est chez *Scomberoides tol*, une espèce piscivore, avec 6,6 µg/mg DW (IC 95 % : 4,2 – 11,9). Cette variation suggère que les espèces piscivores pourraient concentrer davantage ces acides gras essentiels, possiblement en lien avec un régime alimentaire plus riche en lipides issus de leurs proies, et/ou un métabolisme physiologique particulier. Ces observations sont cohérentes avec celles de Robinson et al. (2022), qui ont montré que les poissons tropicaux couramment pêchés

aux Seychelles, notamment ceux à régime mixte, en particulier les piscivores, présentaient les teneurs les plus élevées en acides gras ω3. De manière générale, les poissons marins se caractérisent par des niveaux élevés en ω3, en particulier l'acide eicosapentaénoïque (EPA, 20:5n-3) et l'acide docosahexaénoïque (DHA, 22:6n-3), deux acides gras essentiels aux multiples bénéfices pour la santé humaine, ce qui en fait une source précieuse pour la supplémentation en ces nutriments (Montesano et al., 2018 ; Mohanty et al., 2019). Pour les ω6, la concentration moyenne globale est de 3,7 µg/mg DW, avec la plus faible valeur chez *Caranx papuensis*, une espèce piscivore, à 1,9 µg/mg DW (IC 95 % : 1,1 – 3,2), et la plus élevée chez *Scolopsis bilineata*, une espèce carnivore, à 5,9 µg/mg DW (IC 95 % : 3,5 – 10,1). Ces différences peuvent refléter des variations dans la composition lipidique des proies ou des différences métaboliques liées aux régimes alimentaires. Si l'on compare nos résultats avec ceux de l'étude de Hicks et al. (2019), qui ont rapporté des teneurs élevées en acides gras oméga-3 (>0,5 g pour 100 g de portion crue et comestible) dans des espèces capturées dans les régions de haute latitude, notamment certaines parties de la Russie, du Canada, de l'Europe du Nord et de l'Alaska, on note que les espèces vivant dans des régimes thermiques froids ou ayant un régime alimentaire pélagique présentent des concentrations plus élevées d'oméga-3. Les espèces pélagiques consomment principalement du plancton, qui est la source majeure d'oméga-3 dans les systèmes aquatiques (Hicks et al., 2019). De manière générale, les poissons récifaux peuvent être considérés comme des sources de Zn et de Se, et présentent des teneurs en Ca et d'acides gras oméga-3 plus élevés que ceux des aliments terrestres d'origine animale (Robinson et al., 2022).

En revanche, lorsque l'on considère l'ensemble des acides gras polyinsaturés (PUFA), qui incluent les ω3 et ω6 (ainsi que les ω9, non présentés ici en raison de très faibles concentrations), on observe une tendance différente avec une concentration moyenne globale plus élevée, de 8,9 µg/mg DW. Les concentrations les plus faibles et les plus élevées sont toutefois observées chez des herbivores, *Hipposcarus longiceps* (7,7 µg/mg DW ; IC 95 % : 5,7 – 9,7) et *Naso brevirostris* (11,3 µg/mg DW ; IC 95 % : 8,8 – 15,8). Malgré la présence de deux herbivores correspondant à des valeurs extrêmes, la tendance générale des PUFA totaux demeure cohérente avec celle observée pour les ω3. La présence d'herbivores aux deux extrémités de cette distribution reflète vraisemblablement la variabilité intrinsèque des profils lipidiques au sein de ce groupe trophique. Cette variabilité met en évidence le rôle potentiellement important des herbivores dans l'apport en PUFA, probablement lié à la diversité de leur régime alimentaire. Plus largement, la teneur en PUFA, qu'il s'agisse des n-3

ou des n-6 (notamment l'acide docosapentaénoïque (DPA n-3, C22 :5 n-3) et l'acide arachidonique (AA n-6, C20:4n-6)), dépend quasi exclusivement de l'alimentation, elle-même liée à la structure de la chaîne trophique aquatique (algues, phytoplancton et zooplancton) chez les poissons sauvages (Corraze & Kaushik, 1999).
Les acides gras mono-insaturés (MUFA) présentent une concentration moyenne globale de 3,3 µg/mg DW. La valeur la plus faible est chez *Scarus altipinnis* (herbivore) avec 2,0 µg/mg DW (IC 95 % : 1,2 – 3,2), et la plus élevée chez *Naso lituratus* (herbivore) avec 6,1 µg/mg DW (IC 95 % : 3,7 – 10,6). Cette variation, observée même au sein des herbivores, suggère qu'au-delà du régime alimentaire, des facteurs propres à chaque espèce influencent ces concentrations. Dans l'ensemble, ces disparités confirment les résultats précédents montrant que la teneur en lipides et la composition en acides gras des poissons varient fortement selon l'espèce et en fonction de multiples facteurs environnementaux et biologiques, comme mentionné précédemment.

Concernant la vitamine A, essentielle à la croissance et au développement des enfants (O'Leary & Samman, 2010), la concentration moyenne globale observée est de 1,9 µg/100 g. La concentration la plus faible est mesurée chez *Cheilinus fasciatus*, une espèce carnivore, avec 0,6 µg/100 g (IC 95 % : 0,2 – 1,4), tandis que la plus élevée est enregistrée chez *Gnathodentex aureolineatus*, également une espèce carnivore, avec 6,8 µg/100 g (IC 95 % : 2,4 – 19,9). Cette large variabilité suggère une capacité variable d'accumulation ou de métabolisation de la vitamine A selon les espèces et leurs régimes alimentaires. Ces résultats concordent avec ceux d'études antérieures, qui montrent que la concentration en vitamines dans la chair des poissons varie considérablement selon l'espèce, la saison et la zone géographique d'habitat (Pal et al., 2018). Ils indiquent également que certaines espèces pourraient être particulièrement bénéfiques pour combler les carences en vitamine A dans les régimes alimentaires. Cela souligne l'importance de la diversité spécifique dans la composition nutritionnelle des poissons récifaux. Ainsi, comme nos analyses sur les nutriments le suggèrent déjà, la consommation d'un éventail d'espèces variées pourrait permettre d'optimiser les apports en ces nutriments essentiels, notamment dans des contextes où le poisson constitue une source majeure de micronutriments.

L'analyse des contaminants révèle des contrastes notables selon les types de polluants et les groupes trophiques. Les concentrations en Hg varient fortement entre les espèces, avec une moyenne globale de 0,14 $\mu g.g^{-1}$. Une nette tendance à la hausse est observée chez les

espèces carnivores et piscivores, avec par exemple *Lutjanus bohar* qui affiche la concentration la plus élevée à 1,33 µg.g^{-1} (IC 95 % : 0,37–5,18). À l'inverse, les espèces herbivores présentent des niveaux significativement plus faibles. Cette variabilité de concentration du Hg entre espèces de bas niveaux trophiques et celles de plus hauts niveaux trophiques est bien connue et étayée (par exemple, Burger et al., 2007 ; Žižek et al., 2007 ; Briand et al., 2018 ; Fey et al., 2019). Une fois rejetés dans l'environnement marin, certains contaminants peuvent s'accumuler dans les organismes à différents niveaux trophiques (Van Ael et al., 2012 ; Dummee et al., 2012). Les poissons situés au sommet de la chaîne alimentaire en raison de leur position trophique élevée et de leur longue durée de vie, peuvent bioaccumuler de fortes concentrations de Hg dans leurs tissus (par exemple, Adams & McMichael, 1999 ; Wafo et al., 2012 ; Briand et al., 2018 ; Fey et al., 2019 ; Wejieme et al., 2025a, b).

En ce qui concerne les herbicides, les concentrations en glyphosate et en AMPA apparaissent relativement homogènes entre les espèces, sans tendance marquée selon le régime trophique. Cette répartition globalement uniforme suggère une contamination généralisée du milieu récifal, potentiellement liée à des apports diffus issus du ruissellement agricole ou urbain (par exemple jardins de particuliers, parcs publics…) (Kolpin et al., 2006 ; Landry et al., 2005). Même si le glyphosate demeure autorisé uniquement pour les usages agricoles en Nouvelle-Calédonie, des apports résiduels liés à d'anciens usages urbains ne peuvent toutefois être totalement exclus. Par ailleurs, l'application répétée de pesticides est susceptible d'entraîner des modifications importantes des propriétés physiques et chimiques de l'eau, affectant ainsi la biologie cellulaire et biochimique des communautés aquatiques et entraînant des changements significatifs au niveau de leurs tissus, de leur physiologie et de leur comportement (Abrantes et al., 2010 ; de Moura et al., 2017). Chez les poissons, l'exposition au glyphosate peut provoquer diverses perturbations, notamment des modifications hématologiques et biochimiques dans les tissus, de la génotoxicité (de Brito Rodrigues et al., 2019), des lésions histopathologiques, de l'immunotoxicité, ainsi que de la cardiotoxicité (Gaur & Bhargava, 2019). L'addition des concentrations de glyphosate et d'AMPA pourrait fournir une première estimation de la contamination initiale, mais cette approche demeure incertaine tant que les processus et vitesses de dégradation ou de métabolisation de ces deux composés en milieu tropical ne seront pas mieux caractérisés.

Parmi les ETM, le V et le Cd se révèlent peu discriminants entre les groupes trophiques, ce qui suggère une exposition relativement homogène dans l'écosystème. Cette observation est

en accord avec d'autres études montrant que la concentration d'ETM dans les organismes marins ne dépend pas uniquement du niveau trophique, mais également de multiples facteurs biotiques tels que la taille, l'âge, le sexe, le statut de reproduction, le taux de croissance et la capacité métabolique (Canli & Atli, 2003 ; Yılmaz et al., 2010 ; Velusamy et al., 2014 ; Arulkumar et al., 2017 ; Tanır, 2021 ; Vetsis et al., 2021 ; Younis et al., 2021). En revanche, le Ni et le Cr présentent des concentrations plus élevées chez les Acanthuridae, une famille d'herbivores largement représentée sur les récifs coralliens. Cette accumulation pourrait être liée à une ingestion plus fréquente de sédiments associés aux substrats algaux, connus pour fixer ces métaux, ou à une exposition spécifique dans des zones proches des apports anthropiques. L'un des facteurs déterminants de l'absorption des ETM par les organismes marins est la biodisponibilité des métaux, laquelle dépend étroitement des conditions physico-chimiques de l'environnement (Rainbow, 1985 ; Chovanec et al., 2003 ; Ali et al., 2019). L'exposition peut également se produire par des voies directes, telles que les échanges respiratoires et cutanés, ces dernières étant influencées par la concentration des métaux en phase dissoute dans l'eau (Muhammad & Ahmad, 2020).

La comparaison des concentrations en ETM entre notre étude et celle de Wejieme et al. (2025b), réalisée sur plusieurs sites dont notamment La Foa mais à des périodes différentes, met en évidence des tendances marquées chez *Lethrinus atkinsoni* et *Plectropomus leopardus*. Globalement, certains éléments semblent avoir peu fluctué dans le temps, tandis que d'autres présentent des variations significatives. Chez *Lethrinus atkinsoni*, l'As a plus que doublé, passant de 8,28 à 14,33 µg/g, ce qui pourrait suggérer une exposition accrue à des sources anthropiques récentes ou à des changements environnementaux influant sur sa bioaccumulation. À l'inverse, le Fe a été divisé par plus de deux (de 16,15 à 6,07 µg/g), tout comme le Cr (de 1,27 à 0,10 µg/g), indiquant une possible diminution des apports ou une meilleure régulation dans l'environnement marin. Le Co reste relativement stable (0,04 à 0,03 µg/g), tandis que le Ni et le Se montrent également une diminution (Ni : 0,22 à 0,10 µg/g ; Se : 2,45 à 1,47 µg/g). Pour *Plectropomus leopardus*, les tendances sont globalement similaires. Le Fe a diminué de manière significative (de 11,09 à 6,25 µg/g), tout comme le Cr (0,37 à 0,25 µg/g), bien que dans une moindre mesure. L'As montre ici une légère baisse (de 2,67 à 1,60 µg/g), tandis que le Ni a plus que doublé (de 0,07 à 0,15 µg/g), ce qui pourrait indiquer une source récente de contamination ou une variation dans l'alimentation de l'espèce. Le Co reste très faible mais a légèrement augmenté (de 0,01 à 0,02 µg/g), et le sélénium diminue également (de 2,48 à 1,65 µg/g). Ainsi, bien que les données doivent être interprétées avec prudence en

raison des différences méthodologiques entre les études, il semble que certains éléments comme le Co aient peu fluctué, tandis que d'autres comme le Fe, le Cr et le Se aient diminué sensiblement, notamment chez *Lethrinus atkinsoni*. En revanche, le Ni et l'As ont augmenté, parfois de manière marquée, ce qui souligne la nécessité d'une vigilance accrue quant à l'évolution des sources de contamination dans l'environnement marin. Ces résultats mettent en lumière l'importance de surveiller régulièrement les niveaux de contaminants dans les espèces consommées afin de minimiser les risques potentiels pour la santé humaine.

5.4.2. Variabilité intraspécifique : influence de la taille des individus

L'analyse des relations entre la taille des poissons et la concentration en nutriments et contaminants révèle des tendances globalement homogènes, tout en mettant en évidence des variations particulières selon certaines espèces et éléments analysés. Par exemple, une diminution significative du Ca avec l'augmentation de la taille est observée chez *Chaetodon lunulatus*, *Ctenochaetus striatus et Neoniphon sammara*. Une tendance similaire est notée pour le Mg chez plusieurs espèces, notamment *Ctenochaetus striatus*, *Gnathodentex aureolineatus*, *Kyphosus vaigiensis*, *Naso unicornis*, *Parupeneus barberinus*, *Plectropomus leopardus* et *Scarus rivulatus*. Le K montre également une diminution modérée avec la taille chez *Plectropomus leopardus*. Le Se présente quant à lui une relation négative significative avec la taille chez *Kyphosus vaigiensis*. En revanche, aucun lien clair n'a été observé entre la taille et les concentrations en Fe, P et Zn. Ces résultats suggèrent que la taille n'est pas un facteur déterminant pour certains des éléments étudiés. Les variations observées peuvent être expliquées par un ensemble complexe de facteurs, incluant l'espèce, le régime alimentaire et les conditions environnementales telles que la température, la saisonnalité, la salinité ou encore la localisation géographique (Rahman et al., 2020).

Concernant les acides gras et les vitamines, une diminution des ω3 avec la taille est observée chez *Naso unicornis*, tandis qu'une augmentation de la vitamine A est notée chez cette même espèce, ainsi que chez *Plectropomus leopardus*. De plus, une diminution significative des acides gras polyinsaturés totaux (PUFA) est observée chez *Siganus doliatus*, une espèce herbivore. Cette diminution pourrait refléter une modification qualitative du régime alimentaire au cours de la croissance ou une variation des besoins métaboliques en PUFA selon les stades de développement. En revanche, aucune relation claire entre la taille et les concentrations en ω6 ou en acides gras mono-insaturés totaux (MUFA) n'a été identifiée. Cette

absence de tendance marquée peut s'expliquer par la diversité des facteurs influençant les profils lipidiques chez les poissons.

Pour les contaminants, une augmentation des concentrations en Hg, Cr et Ni avec la taille est observée chez *Plectropomus leopardus*. Ce résultat est cohérent avec le phénomène bien documenté de bioaccumulation chez les espèces carnivores longévives. De nombreuses études ayant mis en évidence l'influence de facteurs biologiques et environnementaux tels que l'âge, la taille, le régime alimentaire et l'origine géographique sur la contamination au Hg des organismes marins (Burger et al., 2007 ; Žižek et al., 2007 ; Briand et al., 2018 ; Fey et al., 2019). En revanche, pour d'autres ETM, les tendances varient selon les espèces. Ainsi, une diminution significative des concentrations en Cd, Cr et Mn en fonction de la taille est relevée chez *Chaetodon lunulatus*. Une diminution du Mn est également détectée chez *Chlorurus sordidus*, *Choerodon graphicus* et *Parupeneus barberinus* tandis que chez *Ctenochaetus striatus*, des diminutions sont observées pour le Cr, le Mn et le Ni. Des diminutions marquées sont aussi observées chez *Neoniphon sammara* pour le Cr et le Ni. À l'inverse, une augmentation des concentrations en Cd en fonction de la taille est observée chez *Kyphosus vaigiensis*, ainsi que des augmentations du Cr et du Ni chez *Naso hexacanthus*. Ces variations s'inscrivent dans le cadre de recherches antérieures ayant démontré que la taille des poissons joue un rôle important dans l'accumulation des métaux (Barak & Mason, 1990 ; Monterio & Lopes, 1990 ; Zhang & Wang, 2007). Par ailleurs, l'âge, l'histoire de vie et les habitudes alimentaires influencent également la concentration des différents métaux chez les poissons (McCoy et al., 1995 ; Farkas et al., 2003). En revanche, aucune relation significative n'a été identifiée entre la taille et les concentrations de glyphosate ou d'AMPA. Cette absence de tendance pourrait refléter une contamination diffuse et globalement homogène du milieu récifal, comme évoqué précédemment, plutôt qu'un processus de bioaccumulation lié à la taille. Cependant, il convient de souligner que l'éventail des tailles analysées reste relativement restreint pour certaines espèces, et que le nombre d'individus par espèce est globalement modeste. Ces limites méthodologiques peuvent réduire la puissance statistique des analyses et limiter la détection de relations significatives entre la taille et les concentrations en nutriments ou contaminants.

5.4.3. Variabilité spatiale

L’analyse de la variabilité spatiale des nutriments et des contaminants révèle des disparités significatives entre les sites d'échantillonnage, mettant en lumière l’influence des conditions environnementales locales sur la composition des organismes. Ces différences sont importantes à considérer, car elles peuvent avoir des implications directes sur la qualité nutritionnelle des poissons consommés localement. La composition chimique de la chair de poisson est considérée comme un indicateur fiable de la qualité du poisson, de sa valeur nutritionnelle, de son état physiologique et de son habitat (Ravichandran et al., 2011). Le Ca et le K présentent une variabilité spatiale très faible, avec des concentrations homogènes entre les sites, ce qui reflète probablement un fort contrôle physiologique. Le P et le Mg montrent également une variabilité limitée, bien que l’on observe des valeurs légèrement plus élevées à Prony pour le Mg et au Grand Lagon Sud pour le P, ce qui suggère des influences locales mineures pour ces éléments-là.

En revanche, d’autres éléments présentent une variabilité spatiale plus prononcée. Le Fe montre des concentrations sensiblement plus élevées à Prony, tandis que Thio affiche les niveaux les plus faibles. Cette disparité peut refléter une influence possible des apports terrigènes et des différences géologiques locales, dans la mesure où la rivière de Thio prend sa source à partir d’un substrat volcano-sédimentaire, alors que les bassins versants de Prony sont exclusivement latéritiques. La présence de tels sols latéritiques, particulièrement riches en fer (jusqu’à 75 wt.% ; Dublet et al., 2015) et couvrant prêt d’1/3 de la surface émergée de la Nouvelle-Calédonie, pourrait ainsi expliquer cette variabilité. De plus, les activités minières intensives observées sur les massifs latéritiques de Nouvelle-Calédonie, combinées à l'érosion naturelle des sols causée par les pluies tropicales, particulièrement forte sur les zones ayant subie l’influence de feux, entraînent un export important de sédiments ferrugineux vers le lagon (Ouillon et al., 2010 ; Garcin et al., 2013) et contribuent ainsi à la contamination en métaux des eaux côtières (Hédouin et al., 2009). Ce phénomène constitue ainsi un risque potentiel pour la santé publique des tribus locales vivant et pêchant dans les zones avoisinantes. L’accumulation de métaux chez les poissons résulte généralement de l’ingestion d’items alimentaires eux-mêmes contaminés, de particules sédimentaires et/ou d’ions dissous lors de l’alimentation. Les profils de concentration en métaux reflètent à la fois les conditions locales de la colonne d’eau et les caractéristiques physiologiques propres à chaque espèce (par exemple, Rashed, 2001 ; Marcus et al., 2013).

Le Zn présente également une variabilité spatiale marquée avec des concentrations plus élevées au Grand Lagon Sud et à Ouano, et plus faibles à Koumac et Prony. Les concentrations plus élevées en Zn sont en grande partie attribuables au processus de fertilisation et aux formations locales de roches phosphatées ; de plus, la colonne d'eau s'enrichit également en nutriments par le biais des phénomènes de remontée d'eau (upwelling) (e.g., Méndez et al., 1998 ; Riba et al., 2005 ; Sidoumou et al., 2005). Dans certains contextes, cette biodisponibilité peut aussi être modulée par des processus naturels, tels que les infiltrations d'eaux souterraines ou la présence de sources hydrothermales, susceptibles d'enrichir localement le milieu en métaux comme le Fe, le Mn ou le Zn (Tagliabue et al., 2010). Le Se est l'un des éléments les plus variables spatialement. Les concentrations les plus élevées sont relevées à Koumac et Prony, tandis que Népoui et Ouano enregistrent les niveaux les plus bas. Cette variabilité pourrait s'expliquer par des différences dans les sources d'exposition au Se, telles que les apports fluviaux ou les rejets anthropiques, connus pour introduire cet élément dans l'environnement aquatique (Guo et al., 2023). De manière générale, les variations de concentration en minéraux chez les poissons dépendent de divers facteurs, notamment l'alimentation et les conditions environnementales (température, saisons, salinité, localisation géographique, etc.) (Rahman et al., 2020). Des études ont montré que des nutriments essentiels comme le calcium, le fer et le zinc, cruciaux pour la croissance, la santé et le développement humain (Black et al., 2013 ; Beal et al., 2017), peuvent se retrouver en concentrations élevées dans certaines espèces de poissons tropicaux (Hicks et al., 2019). Bien que les sols tropicaux soient souvent pauvres en zinc et en calcium, ces éléments peuvent être lessivés par les pluies abondantes et transportés vers les milieux côtiers, où ils sont intégrés dans les réseaux trophiques marins (Lal, 2010).

Les résultats mettent en évidence une variabilité spatiale modérée des concentrations en acides gras essentiels et en vitamine A entre les différents sites étudiés, suggérant une influence modeste, mais significative, des conditions environnementales locales, ainsi que des régimes alimentaires potentiellement spécifiques aux espèces échantillonnées. Les concentrations en ω3 sont globalement plus élevées dans les sites du Grand Lagon Sud, de Prony et de Népoui, tandis qu'elles sont plus faibles à Thio, Koumac et Ouano. Cependant, cette répartition ne suit pas un continuum spatial strict, chaque site ne présentant pas forcément des caractéristiques similaires aux sites voisins. Une tendance similaire est observée pour les ω6, avec des valeurs maximales également relevées dans le Grand Lagon Sud, à Prony et à Népoui. Les MUFA (acides gras mono-insaturés) et PUFA (polyinsaturés) totaux suivent des

tendances spatiales comparables, avec des concentrations plus élevées dans les sites du sud (Grand Lagon Sud, Prony) ainsi qu'à Népoui, confirmant cette absence de continuité spatiale. Cette variabilité pourrait s'expliquer par des différences dans la composition des régimes alimentaires entre les sites, ou par des effets environnementaux sur la biosynthèse et le métabolisme des lipides. En effet, de nombreuses recherches indiquent que la teneur en lipides des poissons peut varier en fonction de l'espèce, de l'alimentation, de l'origine géographique et de la saison (Saito, 2012 ; Romotowska et al., 2016). De manière générale, il est reconnu que les poissons marins, notamment ceux des hautes latitudes, présentent des concentrations en ω3 plus élevées que ceux des régions tropicales à basses latitudes (Garrido et al., 2008). Par exemple, les espèces pélagiques des régions froides, qui atteignent leur taille maximale plus lentement, possèdent des teneurs plus importantes en ω3, des composés connus pour leur rôle bénéfique sur la fonction neurologique et la santé cardiovasculaire (Calder, 2015).

Concernant la vitamine A, les données révèlent une variabilité plus marquée, avec une concentration particulièrement élevée à Ouano, suivie de Prony et de Koumac. Toutefois, l'amplitude des intervalles de confiance, notamment à Ouano et Népoui, invite à la prudence dans l'interprétation de ces résultats. Cette distribution pourrait résulter de différences dans les régimes alimentaires locaux ou dans les conditions environnementales influençant la synthèse et l'accumulation de cette vitamine par les organismes. La concentration en vitamines dans la chair des poissons varie considérablement selon la saison et la zone géographique d'habitat (Pal et al., 2018). De manière plus globale, les concentrations de vitamine A sont généralement plus faibles chez les espèces des régions froides, notamment celles appartenant à des niveaux trophiques élevés et présentant des formes corporelles compactes (Hicks et al., 2019). Dans l'ensemble, bien que la variabilité spatiale des composés lipidiques soit modérée, elle demeure significative. Elle reflète l'influence des conditions environnementales locales, la diversité des écosystèmes marins calédoniens, ainsi que l'impact indirect de certaines pratiques humaines, telles que la pêche intensive, l'urbanisation côtière ou les rejets polluants, sur la qualité nutritionnelle des ressources halieutiques. Une compréhension approfondie des mécanismes sous-jacents, incluant la composition des communautés, les régimes alimentaires et les interactions écologiques, apparaît nécessaire pour mieux évaluer les implications nutritionnelles et écologiques de ces différences.

Les concentrations en Hg les plus élevées sont observées à Prony et Thio, suivies du Grand Lagon Sud et de Koumac. Bien que ces valeurs demeurent inférieures à la teneur

maximale autorisée pour la consommation humaine (0,50 mg/kg pour la majorité des poissons), fixée par le règlement européen en vigueur (Règlement (UE) 2023/915), le Hg reste un polluant préoccupant du fait de sa neurotoxicité sous sa forme méthylée (MeHg) qui représente le plus souvent 80-90% du Hg total (Houssard, 2017). Sa présence dans l'environnement marin est liée à des sources à la fois naturelles et anthropiques (Chouvelon et al., 2009 ; Eagles-Smith et al., 2018). Cette répartition pourrait notamment s'expliquer par la présence de sources hydrothermales, également riches en mercure (Piper, 1991 ; Greene & Forrest, 2002 ; Prol-Ledesma, 2003 ; Daesslé & Carriquiry, 2008). En revanche, les concentrations mesurées à Népoui, et particulièrement à Ouano, sont significativement plus faibles. En définitive, bien que les concentrations de Hg soient faibles et relativement homogènes, ces résultats soulignent l'importance de maintenir une surveillance continue de ce contaminant dans les écosystèmes marins calédoniens.

Bien que l'usage du glyphosate soit interdit depuis 2019 pour les particuliers et les collectivités en Nouvelle-Calédonie, il demeure autorisé pour les agriculteurs. Deux herbicides à base de glyphosate, « Deal » et « Glister Ultra », ont été homologués pour une durée de quinze ans sur le marché calédonien. En Nouvelle-Calédonie, cette substance active est principalement utilisée sur les grandes propriétés agricoles, notamment pour l'entretien des barrières et l'élimination des mauvaises herbes résistantes à d'autres herbicides. Les résultats de notre étude mettent en évidence une variabilité spatiale marquée des concentrations en glyphosate, avec des niveaux généralement modérés, mais significativement plus élevés dans certaines zones telles que Népoui et le Grand Lagon Sud. Cette distribution pourrait refléter une exposition différenciée aux sources de pollution, en particulier en lien avec les activités anthropiques locales. À Népoui, par exemple, les fortes concentrations pourraient être associées à la proximité de zones agricoles utilisant des herbicides à base de glyphosate. Les communes de la région Nord-Ouest, situées de Koné à Poya-Nord et englobant Népoui, comptent relativement peu d'exploitations agricoles, mais celles-ci sont de grande dimension, avec une Surface Agricole Utilisée (SAU) estimée à 958 260 hectares pour la province Nord (ISEE-DAVAR, 2012). De même, les niveaux observés dans le Grand Lagon Sud suggèrent une contamination diffuse, probablement liée au ruissellement des bassins versants adjacents. Le glyphosate est en effet facilement transporté par ruissellement vers les eaux de surface, où il s'accumule dans les sédiments, y reste mobile (Battaglin et al., 2014 ; Sun et al., 2019) et finit par rejoindre le lagon. La région sud-ouest, qui s'étend de Dumbéa à Poya Sud, compte 1 240 exploitations agricoles réparties sur la quasi-totalité de la surface agricole utile. Le

cheptel bovin y occupe en moyenne 85 hectares par exploitation, alors que la surface agricole utilisée moyenne est estimée à seulement 6 hectares (Schéma de Développement Agricole Provincial, 2016). Par ailleurs, plusieurs études ont montré que l'utilisation étendue des herbicides à base de glyphosate a conduit à la détection fréquente de ce composé et de ses métabolites dans l'eau (Alferness, & Iwata, 1994) et la poussière (Navarro et al., 2023), indiquant un risque potentiel d'exposition généralisée (Panzacchi et al., 2025). Concernant l'AMPA, principal produit de dégradation du glyphosate (Williams et al., 2000), les concentrations mesurées sont globalement plus élevées que celles du glyphosate. Sa variabilité spatiale, bien que similaire à celle du glyphosate, est encore plus marquée, avec des concentrations maximales atteignant 112,2 $ng.g^{-1}$ dans le Grand Lagon Sud. L'AMPA est le plus fréquemment retrouvé dans l'eau, témoignant d'une mobilité environnementale et d'une persistance supérieures à celles du glyphosate (Kolpin et al., 2006). De manière générale, la mobilité et la concentration du glyphosate et de l'AMPA sont principalement influencées par leur biodisponibilité, leur bioaccumulation, leur persistance, leur écotoxicité, ainsi que leur transfert vers les milieux aquatiques (Arias-Estévez et al., 2008).

5.5. Conclusions

Cette étude met en évidence l'influence conjointe des variabilités interspécifique, intraspécifique et spatiale sur la composition nutritionnelle et la contamination des poissons de récif en Nouvelle-Calédonie. Les résultats montrent que certaines espèces, ainsi que des individus de grande taille, peuvent accumuler des niveaux relativement élevés de contaminants comme le Hg, certains ETM ou encore du glyphosate, ce qui soulève des questions sur leur consommation régulière et l'opportunité d'adopter des recommandations spécifiques en fonction de l'espèce, de la taille ou de la zone de pêche. Cependant, il est important de rappeler que la consommation de poisson reste globalement bénéfique pour la santé. Les poissons étudiés contiennent des teneurs intéressantes en acides gras essentiels (notamment les ω3), en vitamine A, ainsi qu'en d'autres nutriments jouant un rôle clé dans la prévention de certaines maladies chroniques et dans le bon fonctionnement de l'organisme. Ainsi, les avantages nutritionnels doivent être mis en balance avec les risques liés à la présence de contaminants, en particulier pour les populations les plus sensibles, comme les femmes enceintes, les personnes âgées ou les jeunes enfants. La variabilité spatiale des concentrations en nutriments et en contaminants observée ici souligne la nécessité d'un suivi environnemental continu. Un tel suivi permettrait d'identifier plus précisément les sources de pollution et d'adapter les

stratégies de gestion des ressources marines en conséquence. Ces résultats soulignent également l'importance d'une communication claire à destination des consommateurs, afin de favoriser une consommation de poisson à la fois saine, durable et informée. Enfin, une perspective de recherche intéressante serait d'explorer le développement d'un indicateur global ou d'un ratio entre apports nutritionnels et niveaux de contaminants. Un tel outil pourrait constituer une aide précieuse pour les gestionnaires comme pour les consommateurs, en permettant d'évaluer plus facilement les compromis entre bénéfices pour la santé et risques d'exposition, dans une logique de gestion intégrée des ressources halieutiques.

CHAPITRE VI.

SYNTHÈSE GÉNÉRALE ET PERSPECTIVES

Ce travail de thèse avait pour objectif d'évaluer le lien entre les bénéfices nutritionnels de la consommation de poissons coralliens et les risques sanitaires potentiels associés à la présence de contaminants, notamment les éléments traces métalliques (ETM), les pesticides et les polychlorobiphényles (PCB). L'étude s'est concentrée sur le Pacifique Sud, avec une attention particulière portée sur la Nouvelle-Calédonie. Cette problématique revêt une importance majeure dans les pays et territoires insulaires du Pacifique (PICT), où les populations dépendent fortement des pêcheries artisanales locales pour assurer leur sécurité alimentaire et nutritionnelle. Bien que les poissons de récifs représentent une ressource alimentaire essentielle pour ces communautés, leur qualité nutritionnelle et leur niveau de contamination peuvent être impactés par les différentes pressions anthropiques exercées sur les écosystèmes coralliens. Pour répondre à cette problématique, une approche intégrée a été mise en œuvre, combinant (1) des mesures de la valeur nutritionnelle et des concentrations en contaminants sur un large éventail d'espèces de poissons coralliens, dont certains sont couramment consommés en Nouvelle-Calédonie, (2) l'exploitation d'un ensemble de données comprenant plusieurs milliers de relevés de communautés de poissons ciblés, collectés sur plusieurs années, (3) l'intégration de variables biologiques, environnementales, biogéographiques et anthropiques influençant la distribution spatiale des contaminants et (4) le développement de modèles descriptifs et prédictifs permettant d'estimer la valeur nutritionnelle et le niveau de contamination de ces ressources halieutiques.

6.1. Synthèse générale

6.1.1. Présence généralisée de composés métalliques et de contaminants organiques chez les poissons des récifs coralliens du Pacifique

Un des objectifs de cette étude était, d'une part, de modéliser la contamination des poissons récifaux en s'appuyant sur des mesures réalisées sur des individus pêchés, tout en prenant en compte l'influence de différentes variables explicatives potentielles et, d'autre part, d'extrapoler les résultats obtenus à l'ensemble des communautés de poissons du Pacifique disposant de données de densité et de biomasse, afin de prédire les concentrations de contaminants dans une portion standard de 100 g de poisson frais. Les poissons de récifs coralliens représentent une source importante de micro-nutriments pour les populations des îles du Pacifique. Cependant, malgré leur grande valeur nutritionnelle, ces poissons peuvent également constituer une voie d'exposition significative à divers contaminants, ce qui soulève

des préoccupations sanitaires majeures dans une région où la consommation de poisson par habitant est parmi les plus élevées au monde (Storelli, 2008 ; Bell et al., 2009 ; Sabino et al., 2022).

Ce travail mené à grande échelle (*cf. Chapitre III*) constitue l'une des premières approches de modélisation à large échelle de la contamination métallique et organique chez les poissons récifaux, couvrant une grande partie du Pacifique tropical (Wejieme et al., 2025a). La plupart des recherches précédentes se sont concentrées sur un type spécifique de contaminant ou un nombre limité d'espèces (Chouvelon et al., 2009 ; Metian et al., 2009, 2013 ; Hédouin et al., 2010, 2011 ; Bonnet et al., 2014 ; Dromard et al., 2016 ; Ritger et al., 2018 ; Sabino et al., 2022), limitant ainsi notre capacité à comprendre la nature multidimensionnelle complexe de la contamination des poissons dans l'océan Pacifique. Dans cette thèse, nous avons intégré les données relatives à 36 contaminants (incluant les éléments traces métalliques (ETM), les pesticides et les polychlorobiphényles (PCB)) mesurés chez ~un millier de poissons couramment consommés, provenant de neuf îles du Pacifique et présentant des stratégies alimentaires contrastées, en les combinant avec un modèle statistique basé sur la méthode des arbres de régression boostés. Ce travail a permis d'identifier plusieurs variables explicatives (biologiques, environnementales, anthropiques et biogéographiques) influençant la distribution spatiale des contaminants dans les poissons de ces écosystèmes complexes.

Globalement, en utilisant 15 variables explicatives facilement accessibles, nos modèles expliquaient une part importante de la variation globale, avec des R^2 croisés allant de 60 % à 87 % pour l'ensemble des groupes de contaminants. La taille des poissons s'est révélée être une variable clé dans la prédiction des concentrations en ETM et en POP, confirmant les résultats de nombreuses études antérieures (Monteiro et Lopes, 1990 ; Bayarri et al., 2001 ; Storelli, 2008 ; Fey et al., 2019 ; Rohani, 2023). Les variables biogéographiques, en particulier la superficie terrestre et la superficie des récifs coralliens, ont également joué un rôle significatif en tant que facteurs de contamination, suggérant de fortes interactions entre les écosystèmes terrestres, côtiers et marins. En effet, les activités humaines (par exemple, le surpâturage, la déforestation et l'agriculture) dans les zones côtières adjacentes aux récifs coralliens génèrent une pollution susceptible d'impacter l'ensemble du réseau trophique (Mora et al., 2011). Ces activités terrestres contribuent à la dégradation des communautés benthiques, réduisent la couverture corallienne et modifient la structure ainsi que le fonctionnement des écosystèmes récifaux (Mora et al., 2011). Ces résultats mettent en lumière l'urgence de

renforcer la gestion intégrée des bassins versants côtiers afin de limiter le transfert des polluants vers les écosystèmes marins.

Parmi les contaminants étudiés, une attention particulière a été portée au Hg, un métal lourd neurotoxique, et au glyphosate, un herbicide potentiellement cancérigène, en raison de leurs effets délétères sur des paramètres biologiques essentiels au renouvellement des populations de poissons (croissance et survie des juvéniles, fécondité des adultes), ainsi que leurs impacts potentiels sur la santé humaine. Nos résultats montrent que les variables biologiques, notamment la taille individuelle et le régime alimentaire, étaient les principaux déterminants des concentrations en Hg, suggérant un phénomène de bioaccumulation. Ce constat est cohérent avec de nombreuses études ayant mis en évidence l'influence de facteurs biologiques et environnementaux tels que l'âge, la taille, le régime alimentaire et l'origine géographique sur la contamination au Hg des organismes marins (Burger et al., 2007 ; Žižek et al., 2007 ; Briand et al., 2018 ; Fey et al., 2019).

En ce qui concerne le glyphosate, la taille des poissons s'est également révélée être la variable explicative la plus significative, ce qui suggère un processus de bioaccumulation, voire de bioamplification. Par ailleurs, la population humaine totale et la superficie des récifs dans une zone tampon de 30 km autour des sites d'échantillonnage ont contribué à expliquer les variations spatiales de la contamination, suggérant non pas nécessairement une utilisation actuelle étendue, mais plutôt une forte rémanence de cet herbicide dans l'environnement. Cette persistance pourrait résulter d'usages passés, y compris hors du cadre strictement agricole, notamment dans l'aménagement paysager urbain, les espaces verts publics et privés, ou encore en foresterie (Landry et al., 2005 ; Kolpin et al., 2006). La capacité du glyphosate à se disperser à une telle échelle spatiale souligne la nécessité d'une approche intégrée prenant en compte l'ensemble des pressions anthropiques à l'échelle des bassins versants. L'étendue de l'introduction des pesticides dans les systèmes aquatiques dépend de plusieurs facteurs topographiques, géologiques et climatiques tels que la pente du terrain, l'hydrographie des bassins versants, l'intensité des précipitations et l'humidité du sol (Schulz, 2004). Ce constat souligne l'importance d'élargir les efforts de surveillance aux zones périurbaines et d'intégrer les usages non agricoles dans les évaluations environnementales. Bien que les valeurs mesurées soient restées en dessous des seuils de risque pour la santé (les seuils réglementaires établis par les agences et institutions sanitaires étant de 0,3 $ng.g^{-1}$ pour l'aldrine, le chlordane, l'heptachlore et le dieldrine, et de 0,25 $ng.g^{-1}$ pour le glyphosate), leur détection dans les tissus

biologiques reste préoccupante. La persistance environnementale de ces composés, conjuguée à leur potentiel de bioaccumulation, soulève la question d'expositions chroniques à long terme, en particulier chez les populations fortement consommatrices de produits de la mer.

L'analyse spatiale révèle une distribution hétérogène des contaminants dans le Pacifique, avec des concentrations prédites plus élevées observées dans les régions centrale et sud-ouest, tandis que les zones orientales, comme la Polynésie française, les Îles Cook et Rapa Nui, présentent des niveaux généralement plus faibles. Cette variabilité semble refléter des différences dans les pressions anthropiques, les processus biogéochimiques locaux (par ex. nature des sédiments, hydrodynamisme) ainsi que les caractéristiques écologiques propres à chaque région (diversité spécifique, structure trophique). Malgré la robustesse de l'approche et la richesse du jeu de données, couvrant 146 espèces et une large gamme de contaminants, certaines limitations doivent être rappelées. D'une part, la représentativité spatiale et temporelle de l'échantillonnage reste incomplète. Par exemple, la Nouvelle-Calédonie abrite plus de 1450 espèces de poissons récifaux (Letourneur et al., 2023), bien au-delà du spectre analysé ici. D'autre part, en l'absence de données directes sur certains territoires, les cartes de contamination générées reposent sur des extrapolations et doivent être considérées comme des premières prédictions à affiner lors de futures campagnes d'échantillonnage.

6.1.2. État de la contamination des poissons coralliens des récifs néo-calédoniens

L'archipel de Nouvelle-Calédonie est reconnu comme un hotspot de biodiversité marine (Myers et al., 2000 ; Mittermeier et al., 2011 ; Payri et al., 2019). En raison des activités minières intensives, de l'urbanisation croissante et de l'industrialisation, ces zones sont susceptibles de contribuer au rejet de contaminants dans le lagon, comme le suggèrent certaines observations environnementales dans la région (Hédouin et al., 2009). Ce travail (*cf. Chapitre IV*) représente à ce jour l'une des analyses les plus vastes et les plus complètes de la contamination des poissons récifaux en Nouvelle-Calédonie, tant par son étendue spatiale que par la diversité des espèces étudiées et la gamme de contaminants analysés (Wejieme et al., 2025b). Dans la continuité du chapitre précédent mais à une échelle nettement plus fine sur le plan spatial, cette étude mobilise conjointement des données de concentration de 14 ETM et de 22 POPs, mesurées chez ~400 individus prélevés sur 11 sites à travers la Nouvelle-Calédonie. Elle évalue l'influence de diverses variables biologiques, anthropiques, biogéographiques et environnementales sur ces concentrations. En intégrant ces résultats à l'échelle des

communautés de poissons, à partir d'une base de données sur l'abondance et la taille des poissons (D'Agata et al., 2016 ; Januchowski-Hartley et al., 2020), cette recherche dépasse les limites des études antérieures, souvent restreintes à quelques sites ou à un nombre limité d'espèces (e.g., Metian et al., 2013 ; Bonnet et al., 2014 ; Kumar-Roiné et al., 2022). Cette approche intégrée permet non seulement de caractériser les niveaux de pollution métallique et organique dans des zones soumises à des pressions variables, mais aussi de mieux comprendre les mécanismes de contamination, et d'en évaluer les risques potentiels à l'échelle territoriale.

L'approche statistique adoptée a permis d'identifier les variables les plus déterminantes pour les ETM et les POPs, en mettant de nouveau en évidence le rôle majeur de la taille individuelle des poissons, comme l'ont démontré plusieurs études (Banaee, 2013 ; Ullah et Zorriehzahra, 2015 ; Ge et al., 2020 ; Tanır, 2021 ; Vetsis et al., 2021 ; Younis et al., 2021). Pour les ETM, les principaux facteurs de contamination identifiés sont la surface récifale dans un rayon de 3 km et la lithologie locale. La taille des récifs influence la diversité des habitats disponibles, soutenant une large gamme d'espèces, tandis que la nature géologique des sols conditionne à la fois la teneur en métaux et leur mobilité dans les bassins versants. L'érosion des sols est favorisée par les précipitations importantes liées au climat tropical, ce qui induit un ruissellement capable d'exporter une quantité non négligeable de sédiments, favorisant ainsi le transfert de ces éléments vers les écosystèmes marins (David et al., 2010). Ce phénomène est par ailleurs renforcé par l'activité anthropique qui entraîne la dévégétalisation des massifs (feux de forêt, activités minières, etc.).

En ce qui concerne les POP, les précipitations mensuelles apparaissent comme le facteur environnemental le plus influent. Toutefois, leur introduction dans les milieux aquatiques dépend également de variables topographiques, climatiques et d'usage des sols, telles que la pente, l'hydrographie, l'humidité des sols et les pratiques agricoles (Schulz, 2004 ; Restrepo et al., 2015 ; Schmidt et al., 2018). Ces facteurs peuvent favoriser l'érosion des sols et l'accumulation de sédiments fins, accentuant la dégradation des bassins versants, des rivières et des zones côtières (Terry et al., 2008 ; Sellier et al., 2021). Ces effets sont exacerbés en milieu tropical, notamment en raison des pluies intenses associées aux dépressions ou cyclones saisonniers (Restrepo & Syvitski, 2006 ; Zhu et al., 2008 ; Sellier et al., 2021). En ce qui concerne plus spécifiquement les PCB, leur concentration dans les poissons est influencée par la température de surface de la mer, la proximité des zones urbaines et les précipitations favorisant leurs transferts vers les zones océaniques. Ces résultats confirment les observations

d'autres études, qui montrent que la contamination par les PCB varie selon de nombreux facteurs, tels que l'espèce, la taille des poissons, la localisation et les conditions environnementales (Bayarri et al., 2001 ; Storelli, 2008 ; Fey et al., 2019). Les activités humaines en zones urbaines ou industrialisées peuvent remobiliser les PCB présents dans les environnements côtiers, tandis que la SST peut influencer leur biodisponibilité et leur distribution spatiale dans les habitats aquatiques.

Les résultats confirment aussi une influence anthropique significative sur les concentrations d'ETM et de POP, particulièrement marquée dans les zones proches des bassins versants soumis à des pressions agricoles, urbaines ou minières. Les concentrations les plus élevées ont été relevées dans le lagon sud-ouest, à proximité des zones industrialo-urbaines et minières, tandis que les niveaux les plus faibles ont été mesurés dans les récifs les plus isolés de l'archipel. Un gradient clair d'intensité de la contamination est observable montrant ainsi que les zones côtières proches des agglomérations (notamment Nouméa) et des bassins versants dominés par les activités minières présentent des concentrations significativement plus élevées, notamment pour le nickel (Ni), le chrome (Cr) et le manganèse (Mn). Cette distribution spatiale est cohérente avec la géologie ultramafique des sols néo-calédoniens et leur exploitation historique (Bird et al., 1984 ; Isnard et al., 2016), soulignant l'importance conjointe de la lithologie et de l'héritage minier dans le transfert des ETM vers les milieux récifaux (David et al., 2010).

L'extrapolation des résultats à l'échelle des communautés de poissons, rendue possible par la connaissance fine de la structure des communautés, constitue une approche pertinente. Elle permet d'estimer les niveaux de contamination dans des zones non directement échantillonnées, en tenant compte à la fois de la structure des communautés récifales et des variables environnementales locales. Cette approche fournit un outil prédictif pour la cartographie du risque sanitaire potentiel lié à la consommation de poissons dans l'ensemble de la Nouvelle-Calédonie. Toutefois, certaines limites doivent être renouvelées. En effet, comme évoqué plus haut à l'échelle du Pacifique, notre approche repose sur des simplifications, des approximations, et peut présenter des biais liés aux paramètres retenus et aux données d'entrée (Wejieme et al., 2025a). La variabilité temporelle des contaminations, non prise en compte ici, constitue également un axe d'amélioration pour les études futures. Malgré ces limites, cette étude offre des perspectives concrètes pour la gestion

environnementale du territoire. Les cartes produites peuvent orienter les actions de surveillance, de régulation des pratiques halieutiques et de protection des consommateurs.

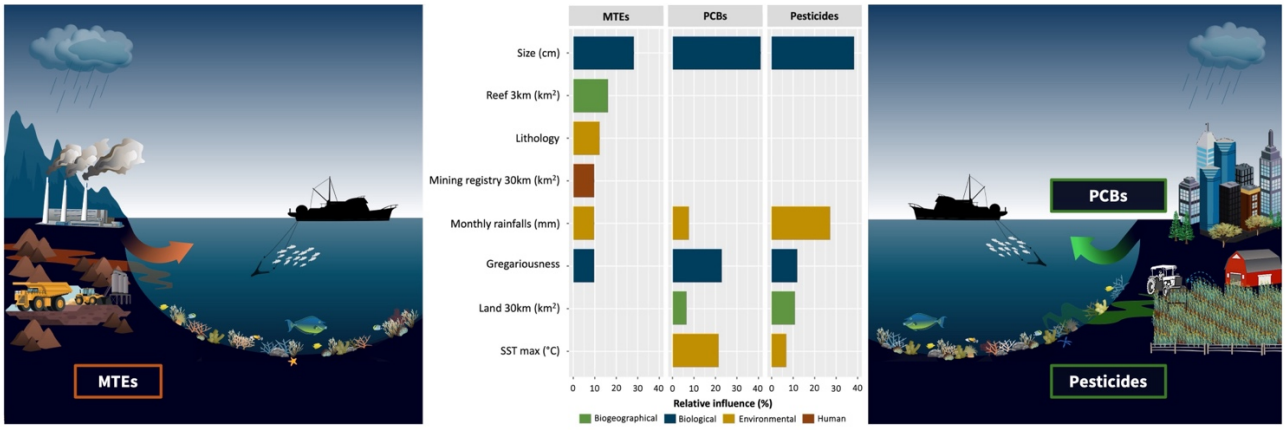


Figure 6.1. Schémas conceptuels montrant les différentes variables influençant la contamination des écosystèmes marins, notamment par les ETM, les pesticides et les PCB.

6.1.3. Variabilité inter-, intra-spécifique, et spatiale des valeurs nutritionnelles et des teneurs en contaminants des poissons coralliens de Nouvelle-Calédonie.

Cette étude (*cf. Chapitre V*) visait à analyser l'influence respective de la variabilité interspécifique, de la variabilité intraspécifique et de la variation spatiale sur la composition nutritionnelle et la présence de contaminants chez différentes espèces de poissons de récifs coralliens en Nouvelle-Calédonie, à partir de modèles séparés. Pour cela, nous avons réalisé un échantillonnage rigoureux sur plusieurs sites représentatifs de la région, en sélectionnant des espèces caractéristiques des écosystèmes récifaux locaux. Ces espèces représentent ~80 % des abondances et/ou des biomasses observées lors des comptages en plongée (Ruppert et al., 2017 ; Barneche et al., 2019). En mobilisant des approches de modélisation bayésienne, nous avons mis en évidence des effets significatifs sur la répartition de plusieurs nutriments essentiels, tels que le calcium (Ca), le fer (Fe), le magnésium (Mg), le potassium (K), le sélénium (Se) et le phosphore (P), ainsi que des acides gras (ω3 et ω6) et de la vitamine A, mais aussi dans les concentrations de plusieurs contaminants, dont le mercure (Hg), divers éléments traces métalliques (ETM), le glyphosate et son principal produit de dégradation, l'AMPA.

Nos résultats montrent clairement une forte variabilité interspécifique, une variabilité intraspécifique un peu moins nette mais toutefois assez marquée selon les espèces, tandis que

la variabilité spatiale, bien que détectable, parait globalement modeste en dépit de quelques exceptions. La diversité biologique des communautés récifales se traduit par une forte hétérogénéité dans la composition nutritionnelle des espèces. Cette variabilité interspécifique, observée notamment pour les minéraux essentiels (Ca, Mg, K, P, Se, Zn, Fe), s'explique notamment par la diversité des traits fonctionnels présents dans les communautés de poissons des récifs coralliens, lesquels influencent directement leur composition nutritionnelle (Hicks et al., 2019 ; McLean et al., 2021). Par exemple, les espèces herbivores présentent des concentrations significativement plus élevées en Ca, Mg et K, tandis que les carnivores et les piscivores, présentent des teneurs plus importantes en Zn, Se et Fe. Ces différences pourraient refléter des processus distincts, comme une accumulation directe via l'alimentation pour les premiers, et une bioaccumulation le long de la chaîne trophique pour les seconds. Ces résultats sont cohérents avec des études antérieures qui ont montré que la composition nutritionnelle (c'est-à-dire les macro-, micro-nutriments et acides gras) du poisson varie considérablement d'une espèce à l'autre (Vaitla et al., 2018 ; Hicks et al., 2019).

De même, la variabilité interspécifique des acides gras essentiels (ω3, ω6, MUFA total, PUFA total) révèle des profils distincts selon les espèces et leurs régimes alimentaires. La concentration plus élevée en ω3 observée chez les piscivores souligne l'importance du régime trophique dans la disponibilité de ces acides gras essentiels, reconnus pour leurs bienfaits sur la santé humaine. En effet, l'Organisation mondiale de la santé (OMS) recommande un apport quotidien de 250 à 500 mg d'EPA (l'acide eicosapentaénoïque, 20:5n-3) et de DHA (l'acide docosahexaénoïque, 22:6n-3) combinés pour les adultes en bonne santé (FAO/OMS, 2008), deux acides gras essentiels aux multiples bénéfices pour la santé humaine, faisant ainsi du poisson une source précieuse pour leur supplémentation (Montesano et al., 2018 ; Mohanty et al., 2019). Ces acides gras sont bien connus pour leurs effets bénéfiques, notamment la réduction des facteurs de risque des maladies cardiovasculaires. Ils jouent également un rôle protecteur contre plusieurs maladies inflammatoires chroniques, telles que l'arthrite, le diabète, le psoriasis, l'asthme, mais aussi contre les maladies auto-immunes (Roth & Harris, 2010 ; Bisgaard et al., 2016 ; Song et al., 2018 ; Ali et al., 2019 ; Katdare et al., 2019 ; Vieira & Vinolo, 2019 ; Zhang et al., 2019 ; Bie et al., 2020). La variabilité observée en vitamine A, avec une forte amplitude entre espèces, souligne aussi l'importance de la diversité d'espèces pour combler les besoins en micronutriments clés, particulièrement chez les populations vulnérables comme les enfants (O'Leary & Samman, 2010). Cette forte hétérogénéité de la composition nutritionnelle entre les espèces confirme la nécessité de diversifier les espèces

consommées afin d'optimiser les apports nutritionnels, notamment dans des contextes où le poisson constitue une source principale de micronutriments et d'acides gras essentiels.

Sur le plan des contaminants, la bioaccumulation du Hg s'aligne avec la position trophique, avec des concentrations nettement plus élevées chez les carnivores et piscivores que chez les herbivores, corroborant les mécanismes de bioamplification bien documentés (par exemple, Burger et al., 2007 ; Žižek et al., 2007 ; Briand et al., 2018 ; Fey et al., 2019). Cette tendance pose des questions cruciales pour la sécurité sanitaire des populations consommatrices, en particulier concernant les espèces les plus contaminées, telles que Lutjanus bohar et Lutjanus vitta, appelé « jaunet » en Nouvelle-Calédonie.

Les résultats obtenus concernant les herbicides, en particulier le glyphosate et son produit de dégradation l'AMPA, révèlent des concentrations relativement homogènes entre les différentes espèces analysées, sans distinction notable en fonction du régime trophique. Cette homogénéité dans la contamination suggère une exposition diffuse et généralisée au sein de l'écosystème récifal. Une telle répartition pourrait être attribuée à des apports multiples et dispersés, principalement liés au ruissellement agricole ou urbain, incluant notamment les jardins privés et les espaces verts publics (Landry et al., 2005 ; Kolpin et al., 2006). Bien que l'utilisation du glyphosate soit aujourd'hui restreinte aux usages agricoles en Nouvelle-Calédonie, la présence de résidus dans le milieu marin pourrait également résulter d'anciens usages urbains ou de pratiques ponctuelles non conformes à la réglementation. En effet, l'application répétée de pesticides est susceptible de modifier profondément les caractéristiques physico-chimiques des milieux aquatiques, avec des répercussions directes sur la biologie cellulaire et la physiologie des organismes qui y vivent (Abrantes et al., 2010 ; de Moura et al., 2017). Cependant, l'interprétation de ces concentrations reste complexe. L'addition des teneurs mesurées en glyphosate et en AMPA pourrait constituer une première approximation de la contamination initiale, mais cette approche présente des limites méthodologiques. En particulier, les mécanismes de dégradation, de métabolisation ou d'accumulation de ces composés en milieu tropical sont encore mal documentés. Une meilleure compréhension de ces processus est indispensable pour affiner l'évaluation des risques environnementaux et sanitaires liés à la contamination herbicide dans les écosystèmes récifaux.

Parmi les ETM, certaines familles comme les Acanthuridae présentent des concentrations élevées en Ni et Cr. Ce profil singulier ne semble pas pouvoir être expliqué

uniquement par des comportements alimentaires comme l'ingestion de sédiments, pratiquée par d'autres groupes. Il pourrait plutôt refléter des particularités physiologiques ou anatomiques influençant l'absorption, la distribution ou l'élimination de ces éléments, propres à cette famille. Cette observation met en évidence la nécessité d'approfondir les mécanismes sous-jacents aux variations interspécifiques de bioaccumulation. Nos résultats montrent également que l'analyse des relations entre la taille des poissons et leurs concentrations en nutriments et contaminants suit des tendances globales similaires, avec toutefois des variations selon les espèces et les éléments étudiés. Par exemple, le Ca et le Mg diminuent généralement avec la taille chez plusieurs espèces, tandis que certains éléments tels que le Fe, le P et le Zn ne présentent pas de relation claire avec la taille. Concernant les contaminants, le Hg, le Cr et le Ni augmentent avec la taille chez certaines espèces carnivores, ce qui corrobore des recherches antérieures indiquant que la taille des poissons, en tant que proxy de l'âge, joue un rôle crucial dans la bioaccumulation de certains éléments traces métalliques (Monteiro & Lopes, 1990 ; Zhang & Wang, 2007 ; Jonathan et al., 2015 ; Fey et al., 2019). Il est toutefois important de rappeler que certaines limites méthodologiques, telles que la taille des échantillons et la gamme de tailles analysées, peuvent réduire la puissance statistique des analyses et ainsi limiter la détection de relations significatives.

Notre étude met en évidence une variabilité spatiale globalement modérée des concentrations de nutriments et de contaminants chez les poissons récifaux, avec toutefois des disparités plus marquées pour certains éléments spécifiques, notamment le Fe, le Se et, dans une moindre mesure, le Zn. Ces variations, bien que limitées pour la plupart des éléments mesurés, reflètent l'influence probable des conditions environnementales locales, en interaction avec la physiologie des espèces et la nature des habitats qu'elles occupent (Ravichandran et al., 2011). Le Fe affiche des concentrations plus élevées à Prony, tandis que Thio présente les niveaux les plus faibles, une tendance probablement liée à la nature géologique des bassins versants. En effet, les sols latéritiques riches en Fe dans ces deux sites, combinés aux impacts des activités minières, pourraient contribuer à une concentration accrue en Fe dans les eaux côtières (Ouillon et al., 2010 ; Dublet et al., 2015). Le Zn suit une tendance similaire, avec des concentrations plus élevées dans le Grand Lagon Sud et à Ouano, et plus faibles à Koumac et Prony. Ces concentrations accrues en Zn sont en grande partie attribuables aux processus de fertilisation et aux formations locales de roches phosphatées. Par ailleurs, la colonne d'eau s'enrichit en nutriments via des phénomènes de remontée d'eau (upwelling) (e.g., Méndez et al., 1998 ; Riba et al., 2005 ; Sidoumou et al., 2005). Dans certains contextes,

la biodisponibilité de ces éléments peut aussi être modulée par des processus naturels, tels que les infiltrations d'eaux souterraines ou la présence de sources hydrothermales, susceptibles d'enrichir localement le milieu en métaux comme le Fe, le Mn ou le Zn (Tagliabue et al., 2010). Le Se est l'un des éléments dont la variabilité spatiale est la plus marquée. Les concentrations les plus élevées sont relevées à Koumac et Prony, tandis que Népoui et Ouano présentent les niveaux les plus bas. Cette variabilité pourrait s'expliquer par des différences dans les sources d'exposition au sélénium, telles que les apports fluviaux ou les rejets anthropiques, connus pour introduire cet élément dans l'environnement aquatique (Guo et al., 2023).

Concernant les contaminants, le Hg présente des concentrations modérées mais spatialement différenciées. Les niveaux les plus élevés sont observés à Prony et Thio, suivis du Grand Lagon Sud et de Koumac. Bien que toutes les valeurs demeurent nettement en dessous du seuil réglementaire pour la consommation humaine, cette distribution reflète probablement des dynamiques locales de bioaccumulation liées à la géologie, aux apports anthropiques ou à la position trophique des espèces. À l'inverse, les concentrations les plus faibles ont été relevées à Népoui et Ouano, ce qui pourrait s'expliquer par une moindre pression environnementale ou des différences dans les espèces et habitats présents. Le Hg suscite une inquiétude particulière dans les études environnementales marines, en raison de ses sources à la fois naturelles et anthropiques (Chouvelon et al., 2009 ; Eagles-Smith et al., 2018).

Dans l'ensemble, nos résultats suggèrent que les variations spatiales de la composition biochimique des poissons sont le reflet d'interactions complexes entre les conditions environnementales, les activités humaines et les dynamiques écologiques locales. L'intégration de ces facteurs dans les stratégies de gestion des ressources halieutiques apparaît essentielle, tant pour la préservation des écosystèmes que pour la sécurité alimentaire des populations côtières. La variabilité spatiale, bien que moins marquée que les autres niveaux de variabilité, reste significative. Les différences observées entre sites pourraient refléter l'impact des pressions anthropiques locales, comme les activités minières (Népoui, Koumac) ou industrielles (usine pyrométallurgique de Doniambo (Nouméa) ou usine de Prony), ainsi que des paramètres environnementaux locaux (habitat, température avec les eaux de la pointe sud plus froid que le reste des eaux calédoniennes (Alory et al., 2006). Cette variabilité spatiale influence notamment les concentrations en certains contaminants et minéraux. L'ensemble des résultats met en lumière la complexité des interactions entre la biologie des espèces, leur écologie, et les pressions anthropiques sur les écosystèmes récifaux.

Les résultats de notre étude mettent également en évidence une variabilité spatiale marquée des concentrations en glyphosate, avec des niveaux généralement modérés, mais significativement plus élevés dans certaines zones telles que Népoui et le Grand Lagon Sud. Cette distribution semble refléter une exposition différenciée aux sources de pollution, en lien avec les pratiques agricoles locales. À Népoui, les fortes concentrations observées pourraient s'expliquer par la proximité de grandes exploitations agricoles utilisant des herbicides à base de glyphosate. Bien que peu nombreuses dans cette région, ces exploitations couvrent une large Surface Agricole Utilisée (SAU) dans la province Nord. Le Grand Lagon Sud présente également des niveaux significatifs, probablement liés à une contamination diffuse via le ruissellement des bassins versants adjacents. Le glyphosate est en effet reconnu pour sa forte mobilité, il est facilement transporté par les eaux de ruissellement, s'accumule dans les sédiments tout en restant mobile, et peut atteindre les milieux aquatiques (Battaglin et al., 2014 ; Sun et al., 2019). L'AMPA, principal produit de dégradation du glyphosate (Williams et al., 2000), présente des concentrations globalement plus élevées et une variabilité spatiale encore plus marquée, avec des pics relevés dans le Grand Lagon Sud. L'AMPA est le plus fréquemment retrouvé dans l'eau, témoignant d'une mobilité environnementale et d'une persistance supérieure à celles du glyphosate (Kolpin et al., 2006). De manière générale, la mobilité et la concentration du glyphosate et de l'AMPA sont principalement influencées par leur biodisponibilité, leur bioaccumulation, leur persistance, leur écotoxicité, ainsi que leur transfert vers les milieux aquatiques (Arias-Estévez et al., 2008). Il est donc important de surveiller attentivement ces composés, notamment dans les zones où les concentrations sont les plus élevées, afin de mieux comprendre leur dynamique environnementale et leurs impacts potentiels sur les écosystèmes aquatiques.

6.2. Perspectives

6.2.1. Amélioration des connaissances et des processus physiologiques

Les résultats obtenus dans le cadre de cette thèse constituent une première étape essentielle dans la compréhension des apports nutritionnels et des risques liés à la consommation des poissons récifaux. Toutefois, ils ouvrent également la voie à de nombreuses pistes de recherche visant à approfondir les dynamiques de bioaccumulation, explorer les interactions physiologiques complexes et mieux cerner les implications pour la santé humaine. Une première perspective majeure concerne l'élargissement à la fois spatial et taxonomique de

l'échantillonnage. En vue d'affiner les modèles issus de ce travail de thèse, il serait en effet intéressant d'étendre les analyses à un plus grand nombre d'îles, y compris des sites plus isolés ou, à l'inverse, soumis à de fortes pressions anthropiques, ainsi que d'intégrer un panel plus large d'espèces, notamment des espèces peu étudiées mais localement consommées.
Par ailleurs, l'identification et l'utilisation de marqueurs biochimiques ciblant certaines familles de molécules chimiques (par exemple : PCB, métaux lourds...) permettraient non seulement de détecter la présence de ces polluants, mais également de mieux évaluer leur biodisponibilité et leurs effets biologiques précoces sur les organismes.

Au niveau sanitaire, une autre question centrale, encore largement inexplorée, concerne les interactions entre les différents composés bioactifs présents dans les tissus de poissons, qu'il s'agisse de nutriments ou de contaminants. Certains acides gras polyinsaturés, tels que les oméga-3, pourraient interagir avec des éléments traces ou des contaminants organiques, altérant leur biodisponibilité, modifiant leur métabolisme ou amplifiant ou réduisant leur toxicité. De même, les contaminants eux-mêmes peuvent agir en synergie ou en antagonisme, générant des effets dits « cocktail », qui ne peuvent être prédits à partir des effets individuels de chaque composé. À ce titre, les travaux expérimentaux en cours dans le cadre du WP3 de l'ANR TONIC, qui explorent les effets croisés du Hg et du glyphosate, pourraient fournir des éléments de réponse essentiels quant à la nature de ces interactions et leur impact sur les organismes marins.
D'autres interactions spécifiques entre nutriments et contaminants méritent également d'être étudiées plus en profondeur. C'est notamment le cas du sélénium (Se), reconnu pour son rôle protecteur face à la toxicité du Hg. Il agit en limitant l'accumulation de Hg dans l'organisme et en favorisant son excrétion. Une meilleure compréhension de ces mécanismes d'interaction s'avère nécessaire pour évaluer plus justement les risques liés à la consommation de poissons contaminés, et pour formuler des recommandations alimentaires tenant compte de l'équilibre entre bénéfices nutritionnels et risques toxiques.

Il convient également de souligner que cette étude s'est principalement concentrée sur les tissus musculaires, alors que d'autres organes, comme le foie et les branchies, peuvent présenter des niveaux de contamination plus élevés et des profils toxicologiques distincts. À cet égard, l'analyse complémentaire de ces tissus biologiques apparaît comme une étape indispensable pour affiner l'évaluation des risques sanitaires. Ceci semble d'autant plus justifié que, dans de nombreuses populations océaniennes, l'ensemble du poisson est consommé, y

compris les organes internes, et non uniquement les muscles (la « chair »). En outre, l'étude de la répartition des contaminants, et en particulier des ETM, au sein des muscles (répartition en clusters ou homogène) est un sujet à explorer pour mieux contraindre la dynamique des contaminants au sein des individus.

6.2.2. Implications en termes de gestion des ressources halieutiques et des politiques publiques sur la gestion de l'environnement côtier et marin

Les résultats de cette étude, en révélant des niveaux contrastés de contamination et de composition nutritionnelle des poissons récifaux selon les espèces et les sites, soulignent la nécessité d'une réflexion approfondie sur les modes de gestion des milieux. Ils mettent en lumière l'importance d'intégrer les interactions entre milieux terrestres et marins et d'adapter la gestion aux spécificités locales (provinces, communes…). Dans cette perspective, la mise en place d'un dispositif de surveillance environnementale pérenne (e.g. capteurs et prélèvements à l'embouchure des rivières, réguliers et/ou automatiques…), élargi et renforcé apparaît comme une priorité, notamment dans les zones d'interface entre bassins versants, espaces agricoles ou urbains et écosystèmes marins. Un tel dispositif permettrait de détecter les effets cumulatifs des pressions anthropiques (pollution, urbanisation, ruissellements agricoles, exploitation minière, etc.) et d'anticiper plus efficacement leurs impacts sur les communautés biologiques et la sécurité alimentaire. Il contribuerait également à orienter les politiques publiques vers des actions de réduction des pollutions à la source, par une gestion raisonnée des bassins versants et une planification territoriale adaptée.

Nos résultats mettent également en évidence l'intérêt des modèles prédictifs pour estimer la contamination à grande échelle. Toutefois, pour en garantir une application opérationnelle, ces outils doivent être enrichis par l'intégration de données locales : pression de pêche, composition des communautés récifales et caractéristiques physico-chimiques des milieux mais aussi la nature et la quantification des pressions anthropiques sur les bassins versants locaux. Leur efficacité repose ainsi sur le renforcement de la collecte de données écologiques, sociales et économiques à long terme, intégrant les dynamiques saisonnières et interannuelles mais aussi l'évolution socio-économique à petite échelle. Le changement climatique constitue un facteur aggravant majeur. L'augmentation des températures, les modifications des régimes de précipitations et l'acidification des océans sont susceptibles d'altérer les flux de contaminants, leur biodisponibilité, ainsi que la sensibilité des espèces

exposées. Ces évolutions pourraient amplifier les risques sanitaires et environnementaux, renforçant la nécessité d'un suivi adaptatif tout en nécessitant la mise en place de recherches spécifiques. Il est en effet nécessaire de contraindre l'évolution future des apports en contaminants dans les zones récifales mais aussi d'identifier comment l'augmentation de la température va jouer sur la bioaccumulation des contaminants et la teneur en nutriments des différentes espèces consommées dans le Pacifique.

6.2.3. Réflexions sur la consommation humaine

Les implications de cette étude dépassent largement le cadre de la surveillance environnementale, en soulevant des questions majeures de santé publique, de sécurité alimentaire et de durabilité des pratiques halieutiques. Dans les pays et territoires insulaires du Pacifique, où la consommation de poisson est deux à quatre fois supérieure à la moyenne mondiale, la dépendance à cette ressource est particulièrement forte. Les résultats de cette étude apportent un éclairage précieux sur les apports nutritionnels et les risques potentiels liés à la consommation de poissons récifaux dans ces îles. Dans un contexte où le poisson constitue souvent la principale source de protéines animales, d'acides gras essentiels (notamment ω3 et ω6), de minéraux (iode, sélénium, fer, zinc) et de vitamines liposolubles, la qualité nutritionnelle des espèces consommées est cruciale pour la sécurité alimentaire et la santé publique des populations insulaires. Or, les teneurs nutritionnelles mesurées varient considérablement selon les espèces, leur taille et les sites de capture. Certaines familles de poissons, comme les Acanthuridés ou les Lutjanidés, se distinguent par leur richesse en lipides et en micronutriments, contribuant significativement à couvrir les besoins nutritionnels recommandés. Ces espèces, souvent ciblées par la pêche artisanale, présentent ainsi un double intérêt, à la fois nutritionnel et socio-économique, en renforçant la sécurité alimentaire tout en soutenant les économies locales. Ces apports sont particulièrement essentiels dans les territoires à faible diversité alimentaire, notamment les îles éloignées ou à faible autonomie agricole, où le poisson joue un rôle central dans l'équilibre nutritionnel. Cependant, les données disponibles sur la consommation réelle restent parcellaires à l'échelle locale et révèlent de fortes disparités entre les îles. Les taux de consommation y sont plus élevés dans les zones rurales et isolées, tandis que les zones urbaines, plus dépendantes des produits importés, bénéficient d'une alimentation plus diversifiée mais parfois moins riche en micronutriments issus des ressources locales. Ainsi, dans certaines îles, les apports issus des poissons récifaux

sont déterminants pour prévenir des carences nutritionnelles, notamment en fer, zinc, iode et acides gras essentiels, déficits déjà documentés dans plusieurs pays du Pacifique.

Par ailleurs, ces bénéfices nutritionnels doivent être pondérés par les risques d'exposition à des contaminants détectés dans certaines espèces et sur certains sites. Bien que la majorité des concentrations mesurées restent inférieures aux seuils sanitaires internationaux, des niveaux préoccupants de Hg ont été relevés ponctuellement, notamment dans des espèces carnivores et longévives, ainsi que dans des zones soumises à de fortes pressions anthropiques (urbanisation, agriculture, extraction minière). Ces risques concernent tout particulièrement les populations vulnérables, comme les femmes enceintes et les jeunes enfants. De plus, ces risques sanitaires pourraient s'intensifier sous l'effet combiné de l'accroissement des pressions humaines et du changement climatique, via des modifications des conditions environnementales (température, acidification...) susceptibles d'accroître la bioaccumulation ou la biodisponibilité des contaminants. L'intensification des perturbations côtières renforce l'urgence de mieux surveiller ces paramètres et d'anticiper leurs impacts sur la sécurité alimentaire.

Un autre aspect important concerne la suspicion de ciguatera dans certaines zones. La ciguatera est une intoxication alimentaire causée par la consommation de poissons contaminés par des toxines, principalement les ciguatoxines (CTX) et, plus rarement, les maitotoxines (MTX), produites par des microalgues vivant sur les récifs coralliens. Cette suspicion, liée à certaines espèces fortement bioaccumulatrices comme *Lutjanus bohar*, *Epinephelus polyphekadion* ou encore *Plectropomus laevis*, entraîne déjà une baisse spontanée de leur consommation, ce qui pourrait indirectement réduire l'exposition aux métaux lourds. En Nouvelle-Calédonie, plus de 45 espèces de poissons ont été identifiées comme responsables de cas de ciguatera. Le lien entre la perception culturelle de ce risque et les comportements alimentaires mérite d'être mieux étudié et intégré dans les stratégies de prévention.

Il convient toutefois de rappeler que les analyses réalisées dans cette étude portent sur de la « chair fraîche », alors que le poisson est généralement consommé cuit. Or, les procédés de cuisson pourraient affecter les teneurs en certains nutriments, notamment les acides gras polyinsaturés et les vitamines, ou modifier la concentration de certains contaminants. Certaines études, et notamment celle de Hosseini et al., 2014, ont montré que les méthodes de cuisson telles que l'ébullition, la friture et la cuisson au micro-ondes modifient la composition en acides

gras ainsi que les indices de qualité nutritionnelle des échantillons. Ces effets restent encore mal documentés pour les poissons de récifs coralliens et mériteraient d'être explorés plus en détail afin d'affiner l'évaluation des bénéfices nutritionnels réellement accessibles aux consommateurs.

Il est indispensable de mieux caractériser les habitudes alimentaires réelles des populations (espèces et quantités consommées, modes de préparation), afin d'élaborer des recommandations nutritionnelles fondées sur une évaluation fine des bénéfices et des risques. Cela suppose également de renforcer la surveillance des espèces à double vulnérabilité (chimique et biologique), de promouvoir la consommation d'espèces moins exposées mais nutritives, et d'impliquer les communautés locales dans l'élaboration de stratégies alimentaires durables conciliant sécurité sanitaire, souveraineté alimentaire et conservation des ressources. Renforcer l'autonomie alimentaire à partir des ressources halieutiques locales, tout en protégeant les écosystèmes côtiers, constitue ainsi un levier stratégique pour répondre conjointement aux défis de sécurité alimentaire, de santé publique et de durabilité environnementale dans les îles du Pacifique.

6.2.4. Perspectives spécifiques à la Polynésie française : dynamiques temporelles et qualité des ressources halieutiques

En Polynésie française, la pêche joue un rôle central dans les équilibres alimentaires, sociaux et économiques. À Moorea en particulier, où la consommation annuelle de poisson est estimée à environ 110 kg par habitant et près d'un quart de la population pratique régulièrement la pêche, les ressources halieutiques récifales sont essentielles à la sécurité alimentaire locale. Cette forte dépendance au poisson justifie pleinement la mise en place de dispositifs d'évaluation et de suivi de la qualité nutritionnelle et sanitaire du poisson. Dans ce contexte, le projet TONIC s'inscrit dans une dynamique innovante en combinant des analyses biochimiques (valeurs nutritionnelles, contaminants), des variables écologiques (traits d'histoire de vie, régimes alimentaires) et des données environnementales pour caractériser la qualité des poissons récifaux. L'intégration de ces données dans des modèles hiérarchiques bayésiens permettra de prédire à l'échelle des assemblages d'espèces les profils nutritionnels et la charge contaminante. Ce cadre prédictif sera ensuite confronté à une série temporelle exceptionnelle de données sur l'abondance et la composition des communautés de poissons, collectées à Moorea sur plus de 30 ans. Cette approche originale vise à explorer les dynamiques

temporelles des qualités nutritionnelles et sanitaires des ressources halieutiques dans un contexte de changement global. Bien que les résultats analytiques soient encore en cours, cette démarche méthodologique ouvre des perspectives importantes. Elle permettra, à terme, d'évaluer comment les pressions anthropiques croissantes, les changements dans l'usage des sols, ou encore les perturbations climatiques (température, acidification, événements extrêmes) influencent la qualité globale des ressources exploitées. Elle contribuera également à mieux comprendre les compromis potentiels entre abondance, diversité et qualité nutritionnelle des captures, un aspect encore peu exploré dans les récifs tropicaux. Ces travaux alimenteront directement les réflexions sur la gestion durable des pêcheries polynésiennes, en fournissant des outils d'aide à la décision pour les politiques publiques. Ils permettront notamment de guider les choix d'espèces à valoriser, d'identifier les périodes ou les zones à risque, et de proposer des recommandations alimentaires adaptées aux contextes locaux. En définitive, cette perspective intégrée contribuera à renforcer la résilience des systèmes socio-écologiques insulaires, en alliant protection des ressources marines, sécurité alimentaire et santé publique.

A

Abdel Khalek, S. T. T., Mostafa, Z. K., Hassan, H. A., El-Bar, A., Marah, M., & Abu El-Hassan, G. M. (2018). A New List to the Entomofauna Associated with Faba Bean, Vicia faba L.(Fabales : Fabaceae) Grown in El-Kharga Oasis, New Valley Governorate, Egypt. *Egyptian Academic Journal of Biological Sciences. A, Entomology*, *11*(2), 95-100.

Abhilash, P. C., & Singh, N. (2009). Pesticide use and application : An Indian scenario. *Journal of hazardous materials*, *165*(1-3), 1-12.

Abrantes, N., Pereira, R., & Gonçalves, F. (2010). Occurrence of pesticides in water, sediments, and fish tissues in a lake surrounded by agricultural lands : Concerning risks to humans and ecological receptors. *Water, Air, & Soil Pollution*, *212*, 77-88.

Adams, D. H. (2004). Total mercury levels in tunas from offshore waters of the Florida Atlantic coast. *Marine pollution bulletin*, *49*(7-8), 659-663.

Adams, D. H., & McMichael Jr, R. H. (1999). Mercury levels in four species of sharks from the Atlantic coast of Florida. *Fishery Bulletin*, *97*(2), 372-379.

Adey, W. H. (2000). Coral reef ecosystems and human health : Biodiversity counts! *Ecosystem health*, *6*(4), 227-236.

Ahmed, I., Jan, K., Fatma, S., & Dawood, M. A. (2022). Muscle proximate composition of various food fish species and their nutritional significance : A review. *Journal of Animal Physiology and Animal Nutrition*, *106*(3), 690-719.

Ainsworth, T. D., & Brown, B. E. (2021). Coral bleaching. *Current Biology*, *31*(1), R5-R6.

Akcali, I., & Kucuksezgin, F. (2011). A biomonitoring study : Heavy metals in macroalgae from eastern Aegean coastal areas. *Marine pollution bulletin*, *62*(3), 637-645.

Aktar, W., Sengupta, D., & Chowdhury, A. (2009). Impact of pesticides use in agriculture : Their benefits and hazards. *Interdisciplinary toxicology*, *2*(1), 1-12.

Albert, J., Bogard, J., Siota, F., McCarter, J., Diatalau, S., Maelaua, J., ... & Andrew, N. (2020). Malnutrition in rural Solomon Islands: An analysis of the problem and its drivers. *Maternal & child nutrition*, *16*(2), e12921.

Albert, S., Aswani, S., Fisher, P. L., & Albert, J. (2015). Keeping food on the table : Human responses and changing coastal fisheries in Solomon Islands. *PLoS One*, *10*(7), e0130800.

Alfaro, A. C., Thomas, F., Sergent, L., & Duxbury, M. (2006). Identification of trophic interactions within an estuarine food web (northern New Zealand) using fatty acid biomarkers and stable isotopes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *70*(1-2), 271-286.

Alferness, P. L., & Iwata, Y. (1994). Determination of glyphosate and (aminomethyl) phosphonic acid in soil, plant and animal matrixes, and water by capillary gas chromatography with mass-selective detection. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, *42*(12), 2751-2759.

Ali, H., Khan, E., & Ilahi, I. (2019). Environmental chemistry and ecotoxicology of hazardous heavy metals : Environmental persistence, toxicity, and bioaccumulation. *Journal of chemistry*, *2019*(1), 6730305.

Ali, M., Haque, R., & Khan, S. A. (2019). Docosahexaenoic Acid (DHA) : A Dietary Supplement With Promising Anticancer Potential. In *The Molecular Nutrition of Fats* (p. 389-400). Elsevier.

Allard, P., Aiuppa, A., Bani, P., Métrich, N., Bertagnini, A., Gauthier, P.-J., Shinohara, H., Sawyer, G., Parello, F., & Bagnato, E. (2016). Prodigious emission rates and magma degassing budget of major, trace and radioactive volatile species from Ambrym basaltic volcano, Vanuatu island Arc. *Journal of volcanology and geothermal research*, *322*, 119-143.

Allen, G. R. (2008). *Conservation hotspots of biodiversity and endemism for Indo-Pacific coral reef fishes.*

Alory, G., Vega, A., Ganachaud, A., & Despinoy, M. (2006). Influence of upwelling, subsurface stratification, and heat fluxes on coastal sea surface temperature off southwestern New Caledonia. *Journal of Geophysical Research: Oceans*,

111(C7).

Amiard, J.-C. (2011). *Les risques chimiques environnementaux. Méthodes d'évaluation et impacts sur les organismes*. Lavoisier.

Amiard, J.-C., Amiard-Triquet, C., Barka, S., Pellerin, J., & Rainbow, P. (2006). Metallothioneins in aquatic invertebrates : Their role in metal detoxification and their use as biomarkers. *Aquatic toxicology*, *76*(2), 160-202.

André, L. V., Van Wynsberge, S., Chinain, M., & Andréfouët, S. (2021). An appraisal of systematic conservation planning for Pacific Ocean Tropical Islands coastal environments. *Marine Pollution Bulletin*, *165*, 112131.

André, L. V., Van Wynsberge, S., Chinain, M., Gatti, C. M. I., Dempsey, A., & Andréfouët, S. (2021). A framework for mapping local knowledge on ciguatera and artisanal fisheries to inform systematic conservation planning. *ICES Journal of Marine Science*, *78*(4), 1357-1371.

Andréfouët, S., Cabioch, G., Flamand, B., & Pelletier, B. (2009). A reappraisal of the diversity of geomorphological and genetic processes of New Caledonian coral reefs : A synthesis from optical remote sensing, coring and acoustic multibeam observations. *Coral Reefs*, *28*, 691-707.

Andréfouët, S., Chauvin, C., Spraggins, S., Torres-Pulliza, D., & Kranenburg, C. (2005). *Atlas des récifs coralliens de Polynésie française*. IRD.

Andréfouët, S., Torres-Pulliza, D., Dosdane, M., Kranenburg, C., Murch, B., Muller-Karger, F., & Robinson, J. (2004). *Atlas des récifs coralliens de Nouvelle-Calédonie*. IFRECOR Nouvelle-Calédonie Nouméa.

Andrew, N. L., Bright, P., de la Rua, L., Teoh, S. J., & Vickers, M. (2019). Coastal proximity of populations in 22 Pacific Island Countries and Territories. *PLoS One*, *14*(9), e0223249.

Annema, J., Beurskens, J., & Bodar, C. (1995). *Ministery of Housing, Physical Planning and Environment within the framework of project 601014:" Existing Substances".*

Ansari, T., Marr, I., & Tariq, N. (2004). Heavy metals in marine pollution perspective-a mini review. *Journal of Applied Sciences*, *4*(1), 1-20.

Anthony, K. R., Hoogenboom, M. O., Maynard, J. A., Grottoli, A. G., & Middlebrook, R. (2009). Energetics approach to predicting mortality risk from environmental stress : A case study of coral bleaching. *Functional ecology*, *23*(3), 539-550.

Antunes, P., & Gil, O. (2004). PCB and DDT contamination in cultivated and wild sea bass from Ria de Aveiro, Portugal. *Chemosphere*, *54*(10), 1503-1507.

Appeltans, W., Ahyong, S. T., Anderson, G., Angel, M. V., Artois, T., Bailly, N., Bamber, R., Barber, A., Bartsch, I., & Berta, A. (2012). The magnitude of global marine species diversity. *Current biology*, *22*(23), 2189-2202.

Araújo, R. J., Capin, A. A., Hearon, M. D., Ofengand, E. A., & Snedaker, S. C. (1999). Organochlorine compounds in subtropical and tropical marine organisms : A meta-analysis. *Toxicology and industrial health*, *15*(1-2), 215-231.

Arnot, J. A., & Gobas, F. A. (2006). A review of bioconcentration factor (BCF) and bioaccumulation factor (BAF) assessments for organic chemicals in aquatic organisms. *Environmental Reviews*, *14*(4), 257-297.

Aronson, R. B., Macintyre, I. G., Lewis, S. A., & Hilbun, N. L. (2005). Emergent zonation and geographic convergence of coral reefs. *Ecology*, *86*(10), 2586-2600.

Arruti, A., Fernández-Olmo, I., & Irabien, Á. (2010). Evaluation of the contribution of local sources to trace metals levels in urban PM2. 5 and PM10 in the Cantabria region (Northern Spain). *Journal of environmental monitoring*, *12*(7), 1451-1458.

Arulkumar, A., Paramasivam, S., & Rajaram, R. (2017). Toxic heavy metals in commercially important food fishes collected from Palk Bay, Southeastern India. *Marine Pollution Bulletin*, *119*(1), 454-459.

Ashraf, M. A., Maah, M., & Yusoff, I. (2011a). Heavy metals accumulation in plants growing in ex tin mining catchment. *International journal of environmental science & technology*, *8*, 401-416.

Ashraf, M. A., Wajid, A., Mahmood, K., Maah, M. J., & Yusoff, I. (2011b). Removal of heavy metals from aqueous solution by using mango biomass. *African Journal of Biotechnology*, *10*(11), 2163-2177.

Ashraf, M., Maah, M., & Yusoff, I. (2012). *Bioaccumulation of heavy metals in fish species collected from former tin mining*

catchment.

Atkinson, Q. D., Coomber, T., Passmore, S., Greenhill, S. J., & Kushnick, G. (2016). Cultural and environmental predictors of pre-European deforestation on Pacific Islands. *PloS one*, *11*(5), e0156340.

Aziz, K. H. H., Mustafa, F. S., Omer, K. M., Hama, S., Hamarawf, R. F., & Rahman, K. O. (2023). Heavy metal pollution in the aquatic environment : Efficient and low-cost removal approaches to eliminate their toxicity : A review. *RSC advances*, *13*(26), 17595-17610.

B

Baby, J., Raj, J. S., Biby, E. T., Sankarganesh, P., Jeevitha, M., Ajisha, S., & Rajan, S. S. (2010). Toxic effect of heavy metals on aquatic environment. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, *4*(4).

Baeyens, W., Leermakers, M., Gieter, M. D., Nguyen, H., Parmentier, K., Panutrakul, S., & Elskens, M. (2005). Overview of trace metal contamination in the Scheldt estuary and effect of regulatory measures. *Hydrobiologia*, *540*, 141-154.

Bagnato, E., Aiuppa, A., Parello, F., Allard, P., Shinohara, H., Liuzzo, M., & Giudice, G. (2011). New clues on the contribution of Earth's volcanism to the global mercury cycle. *Bulletin of Volcanology*, *73*, 497-510.

Balami, S., Sharma, A., & Karn, R. (2019). Significance of nutritional value of fish for human health. *Malaysian Journal of Halal Research*, *2*(2), 32-34.

Ballesteros, M., Gonzalez, M., Wunderlin, D., Bistoni, M., & Miglioranza, K. (2011). Uptake, tissue distribution and metabolism of the insecticide endosulfan in Jenynsia multidentata (Anablepidae, Cyprinodontiformes). *Environmental pollution*, *159*(6), 1709-1714.

Banaee, M. (2013). Physiological dysfunction in fish after insecticides exposure. *Insecticides–Development of Safer and More Effective Technologies*, *30*, 103-143.

Bandarra, N., Batista, I., Nunes, M., Empis, J., & Christie, W. (1997). Seasonal changes in lipid composition of sardine (Sardina pilchardus). *Journal of food science*, *62*(1), 40-42.

Bandarra, N. M., Marçalo, A., Cordeiro, A. R., & Pousão-Ferreira, P. (2018). Sardine (Sardina pilchardus) lipid composition : Does it change after one year in captivity? *Food chemistry*, *244*, 408-413.

Barak, N.-E., & Mason, C. (1990). Mercury, cadmium and lead in eels and roach : The effects of size, season and locality on metal concentrations in flesh and liver. *Science of the Total Environment*, *92*, 249-256.

Barneche, D., Rezende, E., Parravicini, V., Maire, E., Edgar, G., Stuart-Smith, R., Arias-González, J., Ferreira, C., Friedlander, A., & Green, A. (2019). Body size, reef area and temperature predict global reef-fish species richness across spatial scales. *Global Ecology and Biogeography*, *28*(3), 315-327.

Barnett, J. (2011). Dangerous climate change in the Pacific Islands : Food production and food security. *Regional Environmental Change*, *11*, 229-237.

Bartlett, C., Maltali, T., Petro, G., & Valentine, P. (2010). Policy implications of protected area discourse in the Pacific islands. *Marine Policy*, *34*(1), 99-104.

Barzansky, B., & Lenhoff, H. M. (1974). On the chemical composition and developmental role of the mesoglea of Hydra. *American Zoologist*, *14*(2), 575-581.

Battaglin, W. A., Meyer, M. T., Kuivila, K. M., & Dietze, J. E. (2014). Glyphosate and its degradation product AMPA occur frequently and widely in US soils, surface water, groundwater, and precipitation. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, *50*(2), 275-290.

Bayarri, S., Baldassarri, L. T., Iacovella, N., Ferrara, F., & di Domenico, A. (2001). PCDDs, PCDFs, PCBs and DDE in edible marine species from the Adriatic Sea. *Chemosphere*, *43*(4-7), 601-610.

Beal, T., Massiot, E., Arsenault, J. E., Smith, M. R., & Hijmans, R. J. (2017). Global trends in dietary micronutrient supplies and estimated prevalence of inadequate intakes. *PloS one*, *12*(4), e0175554.

Beck, M. W., Losada, I. J., Menéndez, P., Reguero, B. G., Díaz-Simal, P., & Fernández, F. (2018). The global flood protection savings provided by coral reefs. *Nature communications*, *9*(1), 2186.

Becquer, T., Quantin, C., Rotte-Capet, S., Ghanbaja, J., Mustin, C., & Herbillon, A. (2006). Sources of trace metals in Ferralsols in New Caledonia. *European Journal of Soil Science*, *57*(2), 200-213.

Bell, J. D., Cisneros-Montemayor, A., Hanich, Q., Johnson, J. E., Lehodey, P., Moore, B. R., Pratchett, M. S., Reygondeau, G., Senina, I., & Virdin, J. (2018). Adaptations to maintain the contributions of small-scale fisheries to food security in the Pacific Islands. *Marine Policy*, *88*, 303-314.

Bell, J. D., Johnson, J. E., & Hobday, A. J. (2011). *Vulnerability of tropical Pacific fisheries and aquaculture to climate change*. Pacific Community.

Bell, J. D., Kronen, M., Vunisea, A., Nash, W. J., Keeble, G., Demmke, A., Pontifex, S., & Andréfouët, S. (2009). Planning the use of fish for food security in the Pacific. *Marine Policy*, *33*(1), 64-76.

Bell, J. D., Reid, C., Batty, M. J., Lehodey, P., Rodwell, L., Hobday, A. J., Johnson, J. E., & Demmke, A. (2013). Effects of climate change on oceanic fisheries in the tropical Pacific : Implications for economic development and food security. *Climatic change*, *119*, 199-212.

Bell, J. D., Sharp, M. K., Havice, E., Batty, M., Charlton, K. E., Russell, J., Adams, W., Azmi, K., Romeo, A., & Wabnitz, C. C. (2019). Realising the food security benefits of canned fish for Pacific Island countries. *Marine Policy*, *100*, 183-191.

Bell, J., & Galzin, R. (1984). Influence of live coral cover on coral-reef fish communities. *Marine Ecology Progress Series*, *15*, 265-274.

Bellwood, D. R. (2003). Origins and escalation of herbivory in fishes : A functional perspective. *Paleobiology*, *29*(1), 71-83.

Bellwood, D. R., Goatley, C. H., Cowman, P. F., Bellwood, O., & Mora, C. (2015). The evolution of fishes on coral reefs : Fossils, phylogenies and functions. *Ecology of fishes on coral reefs*, *6*, 55-63.

Bellwood, D. R., & Hughes, T. P. (2001). Regional-scale assembly rules and biodiversity of coral reefs. *Science*, *292*(5521), 1532-1535.

Bellwood, D. R., Hughes, T. P., Folke, C., & Nyström, M. (2004). Confronting the coral reef crisis. *Nature*, *429*(6994), 827-833.

Bellwood, D., Wainwright, P., Fulton, C., & Hoey, A. (2006). Functional versatility supports coral reef biodiversity. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, *273*(1582), 101-107.

Béné, C., Arthur, R., Norbury, H., Allison, E. H., Beveridge, M., Bush, S., Campling, L., Leschen, W., Little, D., & Squires, D. (2016). Contribution of fisheries and aquaculture to food security and poverty reduction : Assessing the current evidence. *World development*, *79*, 177-196.

Benzoni, F. (2018). Les coraux de récifs de Nouvelle-Calédonie, un patrimoine diversifié et précieux. *Payri CÉ (éd.). Nouvelle-Calédonie: archipel de corail. Marseille, Nouméa: IRD Éditions, Éditions Solaris*, 49-59.

Benzoni, F., Houlbrèque, F., André, L., & Payri, C. (2017). Plan d'action rapide et adaptatif en cas de blanchissement corallien : Le cas de la Nouvelle-Calé donie, é pisode 2016, synthèse. *Sci la Mer Biol Mar Rapp Sci Tech*, *67*, 1-90.

Bereswill, R., Golla, B., Streloke, M., & Schulz, R. (2012). Entry and toxicity of organic pesticides and copper in vineyard streams : Erosion rills jeopardise the efficiency of riparian buffer strips. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *146*(1), 81-92.

Berry, M. J., & Ralston, N. V. (2008). Mercury toxicity and the mitigating role of selenium. *EcoHealth*, *5*, 456-459.

Bhatt, P., Joshi, T., Bhatt, K., Zhang, W., Huang, Y., & Chen, S. (2021). Binding interaction of glyphosate with glyphosate oxidoreductase and C–P lyase : Molecular docking and molecular dynamics simulation studies. *Journal of Hazardous Materials*, *409*, 124927.

Bie, N., Han, L., Meng, M., Zhang, Y., Guo, M., & Wang, C. (2020). Anti-tumor mechanism of eicosapentaenoic acid (EPA) on ovarian tumor model by improving the immunomodulatory activity in F344 rats. *Journal of Functional Foods*, *65*, 103739.

Bird, E. C. F., Dubois, J.-P., & Iltis, J. A. (1984). *The impacts of opencast mining on the rivers and coasts of New Caledonia* (Vol. 505). United Nations University Tokyo.

Bisgaard, H., Stokholm, J., Chawes, B. L., Vissing, N. H., Bjarnadóttir, E., Schoos, A.-M. M., Wolsk, H. M., Pedersen, T. M., Vinding, R. K., & Thorsteinsdóttir, S. (2016). Fish oil–derived fatty acids in pregnancy and wheeze and asthma in

offspring. *New England Journal of Medicine*, *375*(26), 2530-2539.

Black, R. E., Victora, C. G., Walker, S. P., Bhutta, Z. A., Christian, P., De Onis, M., Ezzati, M., Grantham-McGregor, S., Katz, J., & Martorell, R. (2013). Maternal and child undernutrition and overweight in low-income and middle-income countries. *The lancet*, *382*(9890), 427-451.

Blackmore, G. (2001). Interspecific variation in heavy metal body concentrations in Hong Kong marine invertebrates. *Environmental Pollution*, *114*(3), 303-311.

Blom, S., & Förlin, L. (1997). Effects of PCB on xenobiotic biotransformation enzyme activities in the liver and 21-hydroxylation in the head kidney of juvenile rainbow trout. *Aquatic Toxicology*, *39*(3-4), 215-230.

Bloom, N. S. (1992). On the chemical form of mercury in edible fish and marine invertebrate tissue. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, *49*(5), 1010-1017.

Bogard, J. R., Hother, A.-L., Saha, M., Bose, S., Kabir, H., Marks, G. C., & Thilsted, S. H. (2015). Inclusion of small indigenous fish improves nutritional quality during the first 1000 days. *Food and nutrition bulletin*, *36*(3), 276-289.

Bonnet, X., Briand, M. J., Brischoux, F., Letourneur, Y., Fauvel, T., & Bustamante, P. (2014). Anguilliform fish reveal large scale contamination by mine trace elements in the coral reefs of New Caledonia. *Science of the Total Environment*, *470*, 876-882.

Boon, J., & Duinker, J. (1985). Kinetics of polychlorinated biphenyl (PCB) components in juvenile sole (Solea solea) in relation to concentrations in water and to lipid metabolism under conditions of starvation. *Aquatic toxicology*, *7*(1-2), 119-134.

Borgå, K., Fisk, A. T., Hoekstra, P. F., & Muir, D. C. (2004). Biological and chemical factors of importance in the bioaccumulation and trophic transfer of persistent organochlorine contaminants in arctic marine food webs. *Environmental toxicology and chemistry*, *23*(10), 2367-2385.

Borja, J., Taleon, D. M., Auresenia, J., & Gallardo, S. (2005). Polychlorinated biphenyls and their biodegradation. *Process biochemistry*, *40*(6), 1999-2013.

Bosch, A. C., O'Neill, B., Sigge, G. O., Kerwath, S. E., & Hoffman, L. C. (2016). Heavy metals in marine fish meat and consumer health : A review. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, *96*(1), 32-48.

Boström, C., Pittman, S. J., Simenstad, C., & Kneib, R. T. (2011). Seascape ecology of coastal biogenic habitats : Advances, gaps, and challenges. *Marine ecology progress series*, *427*, 191-217.

Boyd, R. S. (2010). Heavy metal pollutants and chemical ecology : Exploring new frontiers. *Journal of chemical ecology*, *36*, 46-58.

Brauer, M., Behrens, J. W., Christoffersen, M., Hyldig, G., Jacobsen, C., Björnsdottir, K. H., & van Deurs, M. (2020). Seasonal patterns in round goby (Neogobius melanostromus) catch rates, catch composition, and dietary quality. *Fisheries Research*, *222*, 105412.

Brenier, A., Mahafina, J., Galzin, R., & Ferraris, J. (2013). Approches participatives : Une solution pour le suivi des pêcheries récifales? *Natures Sciences Sociétés*, *21*(3), 293-306.

Briand, M. J., Bustamante, P., Bonnet, X., Churlaud, C., & Letourneur, Y. (2018). Tracking trace elements into complex coral reef trophic networks. *Science of the Total Environment*, *612*, 1091-1104.

Briand, M. J., Letourneur, Y., Bonnet, X., Wafo, E., Fauvel, T., Brischoux, F., Guillou, G., & Bustamante, P. (2014). Spatial variability of metallic and organic contamination of anguilliform fish in New Caledonia. *Environmental Science and Pollution Research*, *21*, 4576-4591.

Brodie, J., Lewis, S., Wooldridge, S., Bainbridge, Z., Waterhouse, J., & Honchin, C. (2015). *Ecologically relevant targets for pollutant discharge from the drainage basins of the Fitzroy Region, Great Barrier Reef*.

Brown, H., & Prescott, R. (2015). *Applied mixed models in medicine*. John Wiley & Sons.

Bruckner, A. W. (2002). Life-saving products from coral reefs. *Issues in Science and Technology*, *18*(3), 39-44.

Buck, R. C., Franklin, J., Berger, U., Conder, J. M., Cousins, I. T., De Voogt, P., Jensen, A. A., Kannan, K., Mabury, S. A., & van Leeuwen, S. P. (2011). Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances in the environment : Terminology, classification, and origins. *Integrated environmental assessment and management*, *7*(4), 513-541.

Buckman, A. H., Fisk, A. T., Parrott, J. L., Solomon, K. R., & Brown, S. B. (2007). PCBs can diminish the influence of temperature on thyroid indices in rainbow trout (Oncorhynchus mykiss). *Aquatic toxicology*, *84*(3), 366-378.

Buddemeier, R., & Smith, S. (1988). Coral reef growth in an era of rapidly rising sea level : Predictions and suggestions for long-term research. *Coral reefs*, *7*, 51-56.

Burger, J. (2006). Bioindicators : A review of their use in the environmental literature 1970–2005. *Environmental Bioindicators*, *1*(2), 136-144.

Burger, J., Gochfeld, M., Jeitner, C., Burke, S., Stamm, T., Snigaroff, R., Snigaroff, D., Patrick, R., & Weston, J. (2007). Mercury levels and potential risk from subsistence foods from the Aleutians. *Science of the Total Environment*, *384*(1-3), 93-105.

Burke, L., & Maidens, J. (2004). *Reefs at Risk in the Caribbean*.

Burke, L., Reytar, K., Spalding, M., & Perry, A. (2011). *Reefs at risk revisited*. Washington, DC: World Resources Institute (WRI).

Burkepile, D. E., Allgeier, J. E., Shantz, A. A., Pritchard, C. E., Lemoine, N. P., Bhatti, L. H., & Layman, C. A. (2013). Nutrient supply from fishes facilitates macroalgae and suppresses corals in a Caribbean coral reef ecosystem. *Scientific reports*, *3*(1), 1493.

Burkepile, D. E., & Hay, M. E. (2008). Herbivore species richness and feeding complementarity affect community structure and function on a coral reef. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *105*(42), 16201-16206.

Bürkner, P. C. (2017). brms: An R package for Bayesian multilevel models using Stan. *Journal of statistical software*, *80*, 1-28.

Bustamante, P., Garrigue, C., Breau, L., Caurant, F., Dabin, W., Greaves, J., & Dodemont, R. (2003). Trace elements in two odontocete species (Kogia breviceps and Globicephala macrorhynchus) stranded in New Caledonia (South Pacific). *Environmental Pollution*, *124*(2), 263-271.

Bustamante, P., Grigioni, S., Boucher-Rodoni, R., Caurant, F., & Miramand, P. (2000). Bioaccumulation of 12 trace elements in the tissues of the nautilus Nautilus macromphalus from New Caledonia. *Marine Pollution Bulletin*, *40*(8), 688-696.

Bustamante, P., Lahaye, V., Durnez, C., Churlaud, C., & Caurant, F. (2006). Total and organic Hg concentrations in cephalopods from the North Eastern Atlantic waters : Influence of geographical origin and feeding ecology. *Science of the total environment*, *368*(2-3), 585-596.

Byrd, K. A., Thilsted, S. H., & Fiorella, K. J. (2021). Fish nutrient composition : A review of global data from poorly assessed inland and marine species. *Public health nutrition*, *24*(3), 476-486.

C

Cabioch, G. (2003). Postglacial reef development in the South-West Pacific : Case studies from New Caledonia and Vanuatu. *Sedimentary Geology*, *159*(1-2), 43-59.

Cairns, S. D. (2007). Deep-water corals : An overview with special reference to diversity and distribution of deep-water scleractinian corals. *Bulletin of marine Science*, *81*(3), 311-322.

Cairns, S., & Hoeksema, B. (2022). World List of Scleractinia. *Catalogue of Life Checklist (ver.(03/2022)). https://doi. org/10.48580/dfpd-3g9*.

Caldeira, K., & Wickett, M. E. (2003). Anthropogenic carbon and ocean pH. *Nature*, *425*(6956), 365-365.

Calder, P. C. (2012). Mechanisms of action of (n-3) fatty acids. *The Journal of nutrition*, *142*(3), 592S-599S.

Calder, P. C. (2015). Marine omega-3 fatty acids and inflammatory processes : Effects, mechanisms and clinical relevance. *Biochimica et Biophysica Acta (BBA)-Molecular and Cell Biology of Lipids*, *1851*(4), 469-484.

Calder, P. C., & Yaqoob, P. (2009). Omega-3 polyunsaturated fatty acids and human health outcomes. *Biofactors*, *35*(3), 266-272.

Caley, M. J., & St John, J. (1996). Refuge availability structures assemblages of tropical reef fishes. *Journal of Animal Ecology*, 414-428.

Campanella, L., Conti, M. E., Cubadda, F., & Sucapane, C. (2001). Trace metals in seagrass, algae and molluscs from an uncontaminated area in the Mediterranean. *Environmental Pollution*, *111*(1), 117-126.

Campbell, J. R. (2020). Development, global change and food security in Pacific Island countries. *Food security in Small Island states*, 39-56.

Campbell, P. G., Errécalde, O., Fortin, C., Hiriart-Baer, V. P., & Vigneault, B. (2002). Metal bioavailability to phytoplankton—Applicability of the biotic ligand model. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, *133*(1-2), 189-206.

Canadell, J. G., Le Quéré, C., Raupach, M. R., Field, C. B., Buitenhuis, E. T., Ciais, P., Conway, T. J., Gillett, N. P., Houghton, R., & Marland, G. (2007). Contributions to accelerating atmospheric CO2 growth from economic activity, carbon intensity, and efficiency of natural sinks. *Proceedings of the national academy of sciences*, *104*(47), 18866-18870.

Canli, M., & Atli, G. (2003). The relationships between heavy metal (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Zn) levels and the size of six Mediterranean fish species. *Environmental pollution*, *121*(1), 129-136.

Canpolat, O. (2020). *Assessment of potential human health risks from some heavy metals and arsenic via fish consumption.*

Canpolat, O., Eroglu, M., & Dusukcan, M. (2016). Transfer factor of some heavy metals in muscle of Cyprinus carpio. *Fresenius Environ Bull*, *25*(11), 4988-4994.

Cappello, T., Giannetto, A., Parrino, V., De Marco, G., Mauceri, A., & Maisano, M. (2018). Food safety using NMR-based metabolomics : Assessment of the Atlantic bluefin tuna, Thunnus thynnus, from the Mediterranean Sea. *Food and Chemical Toxicology*, *115*, 391-397.

Cao, L., & Zhang, H. (2017). The role of biological rates in the simulated warming effect on oceanic CO2 uptake. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, *122*(5), 1098-1106.

Cao, S., Capozzi, S. L., Kjellerup, B. V., & Davis, A. P. (2019). Polychlorinated biphenyls in stormwater sediments : Relationships with land use and particle characteristics. *Water research*, *163*, 114865.

Case, R. (1945). Toxic effects of DDT in man. *British medical journal*, *2*(4432), 842.

Ceccarelli, D. M., Emslie, M. J., & Richards, Z. T. (2016). Post-disturbance stability of fish assemblages measured at coarse taxonomic resolution masks change at finer scales. *PLoS One*, *11*(6), e0156232.

Ceccarelli, D. M., Evans, R. D., Logan, M., Jones, G. P., Puotinen, M., Petus, C., Russ, G. R., Srinivasan, M., & Williamson, D. H. (2023). Physical, biological and anthropogenic drivers of spatial patterns of coral reef fish assemblages at regional and local scales. *Science of the Total Environment*, *904*, 166695.

Celander, M., & Förlin, L. (1995). Decreased responsiveness of the hepatic cytochrome P450 1A1 system in rainbow trout (Oncorhynchus mykiss) after prolonged exposure to PCB. *Aquatic Toxicology*, *33*(2), 141-153.

Cerejeira, M., Viana, P., Batista, S., Pereira, T., Silva, E., Valério, M., Silva, A., Ferreira, M., & Silva-Fernandes, A. (2003). Pesticides in Portuguese surface and ground waters. *Water research*, *37*(5), 1055-1063.

Cesar, H., Burke, L., & Pet-Soede, L. (2003). *The economics of worldwide coral reef degradation*.

Chabanet, P., Guillemot, N., Kulbicki, M., Vigliola, L., & Sarramegna, S. (2010). Baseline study of the spatio-temporal patterns of reef fish assemblages prior to a major mining project in New Caledonia (South Pacific). *Marine Pollution Bulletin*, *61*(7-12), 598-611.

Chabanet, P., Ralambondrainy, H., Amanieu, M., Faure, G., & Galzin, R. (1997). Relationships between coral reef substrata and fish. *Coral reefs*, *16*, 93-102.

Chaiyapechara, S., Casten, M. T., Hardy, R. W., & Dong, F. M. (2003). Fish performance, fillet characteristics, and health assessment index of rainbow trout (Oncorhynchus mykiss) fed diets containing adequate and high concentrations of lipid and vitamin E. *Aquaculture*, *219*(1-4), 715-738.

Chakraborty, P., Chandra, S., Dimmen, M. V., Hurley, R., Mohanty, S., Bharat, G. K., Steindal, E. H., Olsen, M., & Nizzetto, L. (2022). Interlinkage between persistent organic pollutants and plastic in the waste management system of India : An overview. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, *109*(6), 927-936.

Chang, J., Rabosky, D. L., Smith, S. A., & Alfaro, M. E. (2019). An R package and online resource for macroevolutionary studies using the ray-finned fish tree of life. *Methods in Ecology and Evolution*, *10*(7), 1118-1124.

Chapin III, F. S., Walker, B. H., Hobbs, R. J., Hooper, D. U., Lawton, J. H., Sala, O. E., & Tilman, D. (1997). Biotic control over the functioning of ecosystems. *Science*, *277*(5325), 500-504.

Charbit, V. (2017). *Les oligoéléments : Rôle et conseils du pharmacien d'officine*.

Charlton, K. E., Russell, J., Gorman, E., Hanich, Q., Delisle, A., Campbell, B., & Bell, J. (2016). Fish, food security and health in Pacific Island countries and territories: a systematic literature review. *BMC public health*, *16*, 1-26.

Cheal, A., MacNeil, M. A., Cripps, E., Emslie, M., Jonker, M., Schaffelke, B., & Sweatman, H. (2010). Coral–macroalgal phase shifts or reef resilience : Links with diversity and functional roles of herbivorous fishes on the Great Barrier Reef. *Coral reefs*, *29*, 1005-1015.

Chebbi, S. G., & David, M. (2011). Modulation in the protein metabolism under sublethal concentration of Quinalphos intoxication in the freshwater common carp, Cyprinus carpio (Linnaeus, 1758). *Int J Pharma Biol Arch*, *2*, 1183-1189.

Chong-Seng, K. M., Mannering, T. D., Pratchett, M. S., Bellwood, D. R., & Graham, N. A. (2012). *The influence of coral reef benthic condition on associated fish assemblages*.

Chouvelon, T., Cresson, P., Bouchoucha, M., Brach-Papa, C., Bustamante, P., Crochet, S., Marco-Miralles, F., Thomas, B., & Knoery, J. (2018). Oligotrophy as a major driver of mercury bioaccumulation in medium-to high-trophic level consumers : A marine ecosystem-comparative study. *Environmental Pollution*, *233*, 844-854.

Chouvelon, T., Warnau, M., Churlaud, C., & Bustamante, P. (2009). Hg concentrations and related risk assessment in coral reef crustaceans, molluscs and fish from New Caledonia. *Environmental Pollution*, *157*(1), 331-340.

Chovanec, A., Hofer, R., & Schiemer, F. (2003). Fish as bioindicators. In *Trace metals and other contaminants in the environment* (Vol. 6, p. 639-676). Elsevier.

Chuan, O. M., & Yunus, K. (2019). Sediment and organisms as marker for metal pollution. *Monitoring of marine pollution*, *32*.

Cinner, J. E., Huchery, C., MacNeil, M. A., Graham, N. A., McClanahan, T. R., Maina, J., Maire, E., Kittinger, J. N., Hicks, C. C., & Mora, C. (2016). Bright spots among the world's coral reefs. *Nature*, *535*(7612), 416-419.

Cinner, J. E., Maire, E., Huchery, C., MacNeil, M. A., Graham, N. A., Mora, C., McClanahan, T. R., Barnes, M. L., Kittinger, J. N., & Hicks, C. C. (2018). Gravity of human impacts mediates coral reef conservation gains. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *115*(27), E6116-E6125.

Cinner, J. E., McClanahan, T. R., Daw, T. M., Graham, N. A., Maina, J., Wilson, S. K., & Hughes, T. P. (2009). Linking social and ecological systems to sustain coral reef fisheries. *Current Biology*, *19*(3), 206-212.

Citepa. (2020). *Polluants organiques persistants* (Rapport Secten 2020). Disponible en ligne à l'adresse : https://www.citepa.org/wp-content/uploads/1.4-POP_2020.pdf

Cléro, É., Doyon, F., Chungue, V., Rachédi, F., Boissin, J.-L., Sebbag, J., Shan, L., Bost-Bezeaud, F., Petitdidier, P., & Dewailly, É. (2012). Dietary iodine and thyroid cancer risk in French Polynesia : A case–control study. *Thyroid*, *22*(4), 422-429.

Cloutier, R., Proust, J.-N., & Tessier, B. (2011). The Miguasha Fossil-Fish-Lagerstätte : A consequence of the Devonian land–sea interactions. *Palaeobiodiversity and Palaeoenvironments*, *91*, 293-323.

Coker, D. J., Wilson, S. K., & Pratchett, M. S. (2014). Importance of live coral habitat for reef fishes. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, *24*(1), 89-126. https://doi.org/10.1007/s11160-013-9319-5

Cole, A. J., Pratchett, M. S., & Jones, G. P. (2008). Diversity and functional importance of coral-feeding fishes on tropical coral reefs. *Fish and Fisheries*, *9*(3), 286-307.

Collins, A. (2002). Phylogeny of Medusozoa and the evolution of cnidarian life cycles. *Journal of Evolutionary Biology*, *15*(3), 418-432.

Collins, A. G., Bentlage, B., Lindner, A., Lindsay, D., Haddock, S. H., Jarms, G., Norenburg, J. L., Jankowski, T., & Cartwright, P. (2008). Phylogenetics of Trachylina (Cnidaria : Hydrozoa) with new insights on the evolution of some problematical taxa. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, *88*(8), 1673-1685.

Corraze, G., & Kaushik, S. S. (1999). Les lipides des poissons marins et d'eau douce. *Oléagineux, Corps Gras, Lipides*, *6*(1), 111-115.

Costanza, R., d'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'neill, R. V., & Paruelo, J. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *nature*, *387*(6630), 253-260.

Covaci, A., Gheorghe, A., Voorspoels, S., Maervoet, J., Redeker, E. S., Blust, R., & Schepens, P. (2005). Polybrominated diphenyl ethers, polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in sediment cores from the Western Scheldt river (Belgium) : Analytical aspects and depth profiles. *Environment international*, *31*(3), 367-375.

Cowman, P. F., & Bellwood, D. R. (2013). The historical biogeography of coral reef fishes : Global patterns of origination and dispersal. *Journal of biogeography*, *40*(2), 209-224.

Cowman, P. F., Bellwood, D. R., & van Herwerden, L. (2009). Dating the evolutionary origins of wrasse lineages (Labridae) and the rise of trophic novelty on coral reefs. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, *52*(3), 621-631.

Creel, L. (2003). *Ripple effects : Population and coastal regions*. Population reference bureau Washington, DC.

CSIRO, Australian Bureau of Meteorology & SPREP (2015) Climate in the Pacific: A Regional Summary of New Science and Management Tools. Pacific-Australia Climate Change Science and Adaptation Planning Program Summary Report. Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation, Melbourne, Australia.

D

Daessle, L., & Carriquiry, J. (2008). Rare earth and metal geochemistry of Land and Submarine phosphorites in the Baja California Peninsula, Mexico. *Marine Georesources and Geotechnology*, *26*(4), 340-349.

D'agata, S., Mouillot, D., Kulbicki, M., Andréfouët, S., Bellwood, D. R., Cinner, J. E., Cowman, P. F., Kronen, M., Pinca, S., & Vigliola, L. (2014). Human-mediated loss of phylogenetic and functional diversity in coral reef fishes. *Current Biology*, *24*(5), 555-560.

Dalto, A., Grémare, A., Dinet, A., & Fichet, D. (2006). Muddy-bottom meiofauna responses to metal concentrations and organic enrichment in New Caledonia South-West Lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *67*(4), 629-644.

Damalas, C. A., & Eleftherohorinos, I. G. (2011). Pesticide exposure, safety issues, and risk assessment indicators. *International journal of environmental research and public health*, *8*(5), 1402-1419.

Danloux, J., & Laganier, R. (1991). *Classification et quantification des phénomènes d'érosion, de transport et de sédimentation sur les bassins touchés par l'exploitation minière en Nouvelle Calédonie*.

Daouk, T., Larcher, T., Roupsard, F., Lyphout, L., Rigaud, C., Ledevin, M., Loizeau, V., & Cousin, X. (2011). Long-term food-exposure of zebrafish to PCB mixtures mimicking some environmental situations induces ovary pathology and impairs reproduction ability. *Aquatic toxicology*, *105*(3-4), 270-278.

Dargnat, C., & Fisson, C. (2010). Les PolyChloroBiphényles (PCB) dans le bassin de la Seine et son estuaire. *Etude réalisée par le GIP Seine-Aval*.

Darling, E. S., McClanahan, T. R., Maina, J., Gurney, G. G., Graham, N. A., Januchowski-Hartley, F., Cinner, J. E., Mora, C., Hicks, C. C., & Maire, E. (2019). Social–environmental drivers inform strategic management of coral reefs in the Anthropocene. *Nature ecology & evolution*, *3*(9), 1341-1350.

DAVAR (2018) Agricultural Memento Data 2017. Department of Veterinary, Food Safety and Rural Affairs, Statistics Section, Noumea, New Caledonia. 8 pages.

David, E. (2024). Fishing for Answers: Exploring Species and Spatial Variation in Contamination and Nutritional Value of Reef Fishes - A Case Study in New Caledonia. Master en biologie marine et ressources, Université de Gand. (p.54)

David, G., Leopold, M., Dumas, P. S., Ferraris, J., Herrenschmidt, J.-B., & Fontenelle, G. (2010). Integrated coastal zone management perspectives to ensure the sustainability of coral reefs in New Caledonia. *Marine pollution bulletin*, *61*(7-12), 323-334.

De Gieter, M., & Baeyens, W. (2005). Arsenic in fish : Implications for human toxicity. In *Reviews in Food and Nutrition Toxicity, Volume 4* (p. 57-84). CRC Press.

De Voogt, P., & Brinkman, U. T. (1989). Production, properties and usage of polychlorinated biphenyls. *Halogenated biphenyls, terphenyls, naphtalenes, dibenzodioxins and related products*, 3-45.

De'Ath, G., Fabricius, K. E., Sweatman, H., & Puotinen, M. (2012). The 27–year decline of coral cover on the Great Barrier Reef and its causes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *109*(44), 17995-17999.

Debenay, J.-P., & Fernandez, J.-M. (2009). Benthic foraminifera records of complex anthropogenic environmental changes combined with geochemical data in a tropical bay of New Caledonia (SW Pacific). *Marine Pollution Bulletin*, *59*(8-12), 311-322.

de Brito Rodrigues, L., Costa, G. G., Thá, E. L., da Silva, L. R., de Oliveira, R., Leme, D. M., Cestari, M. M., Grisolia, C. K., Valadares, M. C., & de Oliveira, G. A. R. (2019). Impact of the glyphosate-based commercial herbicide, its components and its metabolite AMPA on non-target aquatic organisms. *Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*, *842*, 94-101.

Del Vento, S., & Dachs, J. (2007). Atmospheric occurrence and deposition of polycyclic aromatic hydrocarbons in the northeast tropical and subtropical Atlantic Ocean. *Environmental science & technology*, *41*(16), 5608-5613.

Delgado, C. L. (2003). *Fish to 2020 : Supply and demand in changing global markets* (Vol. 62). WorldFish.

Demidenko, E. (2013). *Mixed models : Theory and applications with R*. John Wiley & Sons.

de Mora, S., Villeneuve, J.-P., Sheikholeslami, M. R., Cattini, C., & Tolosa, I. (2004). Organochlorinated compounds in Caspian Sea sediments. *Marine Pollution Bulletin*, *48*(1-2), 30-43.

de Moura, F. R., da Silva Lima, R. R., da Cunha, A. P. S., da Costa Marisco, P., Aguiar, D. H., Sugui, M. M., Sinhorin, A. P., & Sinhorin, V. D. G. (2017). Effects of glyphosate-based herbicide on pintado da Amazônia : Hematology, histological aspects, metabolic parameters and genotoxic potential. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, *56*, 241-248.

Dierking, J., Wafo, E., Schembri, T., Lagadec, V., Nicolas, C., Letourneur, Y., & Harmelin-Vivien, M. (2009). Spatial patterns in PCBs, pesticides, mercury and cadmium in the common sole in the NW Mediterranean Sea, and a novel use of contaminants as biomarkers. *Marine pollution bulletin*, *58*(11), 1605-1614.

Dinerstein, E., Vynne, C., Sala, E., Joshi, A. R., Fernando, S., Lovejoy, T. E., Mayorga, J., Olson, D., Asner, G. P., & Baillie, J. E. (2019). A global deal for nature : Guiding principles, milestones, and targets. *Science advances*, *5*(4), eaaw2869.

Diop, M., Howsam, M., Diop, C., Goossens, J. F., Diouf, A., & Amara, R. (2016). Assessment of trace element contamination and bioaccumulation in algae (Ulva lactuca), mussels (Perna perna), shrimp (Penaeus kerathurus), and fish (Mugil cephalus, Saratherondon melanotheron) along the Senegalese coast. *Marine Pollution Bulletin*, *103*(1-2), 339-343.

Domínguez, A. A., Law, R. J., Herzke, D., & de Boer, J. (2011). Bioaccumulation of brominated flame retardants. *Brominated flame retardants*, 141-185.

Done, T. (1982). Patterns in the distribution of coral communities across the central Great Barrier Reef. *Coral reefs*, *1*, 95-107.

Done, T. J. (1992). Phase shifts in coral reef communities and their ecological significance. *Hydrobiologia*, *247*, 121-132.

Dormann, C. F., Elith, J., Bacher, S., Buchmann, C., Carl, G., Carré, G., Marquéz, J. R. G., Gruber, B., Lafourcade, B., & Leitão, P. J. (2013). Collinearity : A review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography*, *36*(1), 27-46.

Drake, J. L., Mass, T., Stolarski, J., Von Euw, S., van de Schootbrugge, B., & Falkowski, P. G. (2020). How corals made rocks through the ages. *Global change biology*, *26*(1), 31-53.

Dromard, C. R., Bodiguel, X., Lemoine, S., Bouchon-Navaro, Y., Reynal, L., Thouard, E., & Bouchon, C. (2016). Assessment of the contamination of marine fauna by chlordecone in Guadeloupe and Martinique (Lesser Antilles). *Environmental Science and Pollution Research*, *23*, 73-80.

Dublet, G., Juillot, F., Morin, G., Fritsch, E., Fandeur, D., & Brown Jr, G. E. (2015). Goethite aging explains Ni depletion in upper units of ultramafic lateritic ores from New Caledonia. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, *160*, 1-15.

Duffus, J. H. (2002). « Heavy metals » a meaningless term?(IUPAC Technical Report). *Pure and applied chemistry*, *74*(5), 793-807.

Dulvy, N. K., Freckleton, R. P., & Polunin, N. V. (2004). Coral reef cascades and the indirect effects of predator removal by exploitation. *Ecology letters*, *7*(5), 410-416.

Dummee, V., Kruatrachue, M., Trinachartvanit, W., Tanhan, P., Pokethitiyook, P., & Damrongphol, P. (2012). Bioaccumulation of heavy metals in water, sediments, aquatic plant and histopathological effects on the golden apple snail in Beung Boraphet reservoir, Thailand. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *86*, 204-212.

Dupouy, C., Neveux, J., Ouillon, S., Frouin, R., Murakami, H., Hochard, S., & Dirberg, G. (2010). Inherent optical properties and satellite retrieval of chlorophyll concentration in the lagoon and open ocean waters of New Caledonia. *Marine Pollution Bulletin*, *61*(7-12), 503-518.

Dural, M., Göksu, M. Z. L., & Özak, A. A. (2007). Investigation of heavy metal levels in economically important fish species captured from the Tuzla lagoon. *Food chemistry*, *102*(1), 415-421.

Duran, A., Tuzen, M., & Soylak, M. (2010). Trace element concentrations of some pet foods commercially available in Turkey. *Food and Chemical Toxicology*, *48*(10), 2833-2837.

Dutra, L., Haywood, M. D., Singh, S. S., Piovano, S., Ferreira, M., Johnson, J. E., Veitayaki, J., Kininmonth, S. J., & Morris, C. W. (2018). Effects of climate change on corals relevant to the Pacific Islands. *Pacific marine climate change report card*, 132-158.

Dyerberg, J. (1985). *Coronary health aspects of fish food lipids.*

E

Eagles-Smith, C. A., Silbergeld, E. K., Basu, N., Bustamante, P., Diaz-Barriga, F., Hopkins, W. A., Kidd, K. A., & Nyland, J. F. (2018). Modulators of mercury risk to wildlife and humans in the context of rapid global change. *Ambio*, *47*, 170-197.

EFSA. (2005). Opinion of the Scientific Panel on contaminants in the food chain [CONTAM] related to the safety assessment of wild and farmed fish. *EFSA Journal*, 3(7). https://doi.org/10.2903/j.efsa.2005.236

El Nemr, A., El-Said, G. F., Khaled, A., & Ragab, S. (2016). Distribution and ecological risk assessment of some heavy metals in coastal surface sediments along the Red Sea, Egypt. *International Journal of Sediment Research*, *31*(2), 164-172.

Elith, J., Leathwick, J. R., & Hastie, T. (2008). A working guide to boosted regression trees. *Journal of animal ecology*, *77*(4), 802-813.

Elskus, A. A., Collier, T. K., & Monosson, E. (2005). Interactions between lipids and persistent organic pollutants in fish. In *Biochemistry and molecular biology of fishes* (Vol. 6, p. 119-152). Elsevier.

Eme, P. E., Kim, N. D., Douwes, J., Burlingame, B., Foliaki, S., & Wham, C. (2020). Are households in Kiribati nutrition secure ? A case study of South Tarawa and Butaritari. *Food and nutrition bulletin*, *41*(1), 131-146.

Emslie, M., Pratchett, M., Cheal, A., & Osborne, K. (2010). Great Barrier Reef butterflyfish community structure : The role of shelf position and benthic community type. *Coral reefs*, *29*, 705-715.

Environmental Protection Agency (2019). Basic Information About Pesticides Ingredients.

EPPSO, FAO & SPC (2021) Marshall Islands Food Security Profile. Economic Policy Planning and Statistics Office, Majuro, Marshall Islands; Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy; Pacific Community, Noumea, New Caledonia.

Erwin, D. H., Laflamme, M., Tweedt, S. M., Sperling, E. A., Pisani, D., & Peterson, K. J. (2011). The Cambrian conundrum : Early divergence and later ecological success in the early history of animals. *science*, *334*(6059), 1091-1097.

F

Fabricius, K., De'ath, G., Noonan, S., & Uthicke, S. (2014). Ecological effects of ocean acidification and habitat complexity on reef-associated macroinvertebrate communities. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, *281*(1775), 20132479.

Fabricius, K. E. (2005). Effects of terrestrial runoff on the ecology of corals and coral reefs : Review and synthesis. *Marine pollution bulletin*, *50*(2), 125-146.

Fabricius, K. E., Langdon, C., Uthicke, S., Humphrey, C., Noonan, S., De'ath, G., Okazaki, R., Muehllehner, N., Glas, M. S., & Lough, J. M. (2011). Losers and winners in coral reefs acclimatized to elevated carbon dioxide concentrations. *Nature Climate Change*, *1*(3), 165-169.

Fabry, V. J., Seibel, B. A., Feely, R. A., & Orr, J. C. (2008). Impacts of ocean acidification on marine fauna and ecosystem processes. *ICES Journal of Marine Science*, *65*(3), 414-432.

FAO (2007) *The State of World Fisheries and Aquaculture: 2006*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy.

FAO (2018a) The State of World Fisheries and Aquaculture. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy. Available at: http://www.fao.org/documents/card/en/c/I9540EN/

FAO (2018b) Future Smart Food: Rediscovering Hidden Treasures of Neglected and Underutilized Species for Zero Hunger in Asia, Executive Summary. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Bangkok, Thailand.

FAO/WHO (2008) Expert Consultation on Fats and Fatty Acids in Human Nutrition, 10–14 November, Geneva, Switzerland. Food and Agriculture Organization and World Health Organization, Geneva, Switzerland.

FAO (2023a) FAOSTAT: Pesticides Use. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy. Available at: http://www.fao.org/faostat/en/#data/RP

FAO (2023b) FAOSTAT: Pesticides Trade. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy. Available at: http://www.fao.org/faostat/en/#data/RT

FAO (2019) Tonga Food Security Profile. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy.

FAO (2020) Tuvalu Food Security Profile. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy.

FAO & Samoan Bureau of Statistics (2020) Food Security and Food Consumption in Samoa. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Apia, Samoa.

FAO & Pacific Community (2021) Food Consumption in Solomon Islands. Food and Agriculture Organization of the United Nations and Pacific Community, Honiara, Solomon Islands.

Farkas, A., Salánki, J., & Specziár, A. (2003). Age-and size-specific patterns of heavy metals in the organs of freshwater fish Abramis brama L. populating a low-contaminated site. *Water research*, *37*(5), 959-964.

Farmery, A. K., Scott, J. M., Brewer, T. D., Eriksson, H., Steenbergen, D. J., Albert, J., Raubani, J., Tutuo, J., Sharp, M. K., & Andrew, N. L. (2020). Aquatic foods and nutrition in the Pacific. *Nutrients*, *12*(12), 3705.

Farrell, P., Thow, A. M., Schuster, S., Vizintin, P., & Negin, J. (2019). Access to a nutritious diet in Samoa : Local insights. *Ecology of food and nutrition*, *58*(3), 189-206.

Fernández, P., & Grimalt, J. O. (2003). On the global distribution of persistent organic pollutants. *Chimia*, *57*(9), 514-514.

Fernández-González, R., Yebra-Pimentel, I., Martinez-Carballo, E., & Simal-Gandara, J. (2015). A critical review about human exposure to polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDDs), polychlorinated dibenzofurans (PCDFs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) through foods. *Critical reviews in food science and nutrition*, *55*(11), 1590-1617.

Ferrari, A., Venturino, A., & de D'Angelo, A. M. P. (2004). Time course of brain cholinesterase inhibition and recovery following acute and subacute azinphosmethyl, parathion and carbaryl exposure in the goldfish (Carassius auratus). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *57*(3), 420-425.

Fey, P., Bustamante, P., Bosserelle, P., Espiau, B., Malau, A., Mercader, M., Wafo, E., & Letourneur, Y. (2019). Does trophic level drive organic and metallic contamination in coral reef organisms? *Science of the Total Environment*, *667*, 208-221.

Fichez, R., Breau, L., Chevillon, C., Chifflet, S., Douillet, P., Faure, V., Fernandez, J.-M., Gérard, P., Hédouin, L., & Lapetite, A. (2008). Origine, transport et devenir des apports naturels et anthropiques dans le lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie. *Journal de la Société des Océanistes*, *126127*(1), 41-58.

Fichez, R., Chifflet, S., Douillet, P., Gérard, P., Gutierrez, F., Jouon, A., Ouillon, S., & Grenz, C. (2010). Biogeochemical typology and temporal variability of lagoon waters in a coral reef ecosystem subject to terrigeneous and anthropogenic inputs (New Caledonia). *Marine Pollution Bulletin*, *61*(7-12), 309-322.

Fillmann, G., Hermanns, L., Fileman, T. W., & Readman, J. W. (2007). Accumulation patterns of organochlorines in juveniles of Arctocephalus australis found stranded along the coast of Southern Brazil. *Environmental Pollution*, *146*(1), 262-267.

Finucane, M. M., Stevens, G. A., Cowan, M. J., Danaei, G., Lin, J. K., Paciorek, C. J., Singh, G. M., Gutierrez, H. R., Lu, Y., & Bahalim, A. N. (2011). National, regional, and global trends in body-mass index since 1980 : Systematic analysis of health examination surveys and epidemiological studies with 960 country-years and 9· 1 million participants. *The lancet*, *377*(9765), 557-567.

Fisher, R., O'Leary, R. A., Low-Choy, S., Mengersen, K., Knowlton, N., Brainard, R. E., & Caley, M. J. (2015). Species richness on coral reefs and the pursuit of convergent global estimates. *Current Biology*, *25*(4), 500-505.

Fitt, W. K., McFarland, F., Warner, M. E., & Chilcoat, G. C. (2000). Seasonal patterns of tissue biomass and densities of symbiotic dinoflagellates in reef corals and relation to coral bleaching. *Limnology and oceanography*, *45*(3), 677-685.

Floeter, S. R., Behrens, M., Ferreira, C., Paddack, M., & Horn, M. (2005). Geographical gradients of marine herbivorous fishes : Patterns and processes. *Marine Biology*, *147*, 1435-1447.

Foekema, E. M., Deerenberg, C. M., & Murk, A. J. (2008). Prolonged ELS test with the marine flatfish sole (Solea solea) shows delayed toxic effects of previous exposure to PCB 126. *Aquatic Toxicology*, *90*(3), 197-203.

Ford, A. K., Van Hoytema, N., Moore, B. R., Pandihau, L., Wild, C., & Ferse, S. C. (2017). High sedimentary oxygen consumption indicates that sewage input from small islands drives benthic community shifts on overfished reefs. *Environmental Conservation*, *44*(4), 405-411.

Fox, R. J., & Bellwood, D. R. (2011). Unconstrained by the clock ? Plasticity of diel activity rhythm in a tropical reef fish, Siganus lineatus. *Functional Ecology*, *25*(5), 1096-1105.

Freitas, R., Rosa, R., Gruber, S., & Wetherbee, B. (2006). Early growth and juvenile population structure of lemon sharks Negaprion brevirostris in the Atol das Rocas Biological Reserve, off north-east Brazil. *Journal of Fish Biology*, *68*(5), 1319-1332.

Friedlander, A., Brown, E., Jokiel, P., Smith, W., & Rodgers, K. (2003). Effects of habitat, wave exposure, and marine protected area status on coral reef fish assemblages in the Hawaiian archipelago. *Coral reefs*, *22*, 291-305.

Friedlander, A. M. (2018). Marine conservation in Oceania : Past, present, and future. *Marine pollution bulletin*, *135*, 139-149.

Friedlander, A. M., & Parrish, J. D. (1998). Habitat characteristics affecting fish assemblages on a Hawaiian coral reef. *Journal of experimental marine biology and ecology*, *224*(1), 1-30.

Friedman, J. H. (2002). Stochastic gradient boosting. *Computational statistics & data analysis*, *38*(4), 367-378.

Frigg, M., Prabucki, A., & Ruhdel, E. (1990). Effect of dietary vitamin E levels on oxidative stability of trout fillets. *Aquaculture*, *84*(2), 145-158.

G

Garcin, M., Bailles, A., Le Cozannet, G., Bulteau, T., Auboin, A.-L., & Sauter, J. (2013). Pluri-decadal impact of mining activities on coastline mobility of estuaries of New Caledonia (South Pacific). *Journal of Coastal Research*, *65*, 494-499.

Garrido, S., Rosa, R., Ben-Hamadou, R., Cunha, M. E., Chícharo, M. A., & van der Lingen, C. D. (2008). Spatio-temporal variability in fatty acid trophic biomarkers in stomach contents and muscle of Iberian sardine (Sardina pilchardus) and its relationship with spawning. *Marine Biology*, *154*, 1053-1065.

Ge, M., Liu, G., Liu, H., & Liu, Y. (2020). Levels of metals in fish tissues of *Liza haematocheila* and *Lateolabrax japonicus* from the Yellow River Delta of China and risk assessment for consumers. *Marine Pollution Bulletin*, *157*, 111286.

Geange, S. W., Stier, A. C., & Shima, J. S. (2013). Competitive hierarchies among three species of juvenile coral reef fishes. *Marine Ecology Progress Series*, *472*, 239-248.

Gelman, A., & Hill, J. (2007). *Data analysis using regression and multilevel/hierarchical models*. Cambridge university press.

Gibson, R., ATKINSON, R., GORDON, J., SMITH, I., & HUGHES, D. (2011). Estimating connectivity in marine fish

populations : What works best. *Oceanography and marine biology: an annual review*, *49*, 193-234.

Gill, H. K., & Garg, H. (2014). Pesticide : Environmental impacts and management strategies. *Pesticides-toxic aspects*, *8*(187), 10-5772.

Gillett, R. (2009). *Fisheries in the economies of the Pacific island countries and territories*. Asian Development Bank.

Gillett, R. (2016). *Fisheries in the economies of Pacific Island countries and territories. Noumea, New Caledonia : Pacific Community. 684 p*.

Gilliom, R. J. (2007). *Pesticides in US streams and groundwater*.

Ginsburg, J. M. (1947). Comparative toxicity of DDT isomers and related compounds to mosquito larvae and fish. *Science*, *105*(2722), 233-234.

Global Nutrition Report. (2020). Global nutrition report: Country nutrition profiles.

Glynn, P., Rumbold, D., & Snedaker, S. (1995). Organochlorine pesticide residues in marine sediment and biota from the northern Florida reef tract. *Marine Pollution Bulletin*, *30*(6), 397-402.

Goatley, C. H., Bellwood, D. R., & Bellwood, O. (2010). Fishes on coral reefs : Changing roles over the past 240 million years. *Paleobiology*, *36*(3), 415-427.

Gobas, F., & Morrison, H. A. (2000). Bioconcentration and biomagnification in the aquatic environment. *Handbook of property estimation methods for chemicals*, 189-231.

Golden, C. D., Koehn, J. Z., Shepon, A., Passarelli, S., Free, C. M., Viana, D. F., Matthey, H., Eurich, J. G., Gephart, J. A., & Fluet-Chouinard, E. (2021). Aquatic foods to nourish nations. *Nature*, *598*(7880), 315-320.

Gonsard, H. (2016). *French Polynesia at a glance* (C. Periou, Ed.). Institut d'Émission d'Outre-Mer. Disponible à l'adresse : https://www.ieom.fr/IMG/pdf/ne206_portrait_panorama_2015_polynesie_va.pdf

Gonson, C., Ferraris, J., Pelletier, D., & Jollit, I. (2018). The lagoon: a natural heritage and recreational space. In C. Payri (Ed.), New Caledonia: world of corals (pp. 211–215). Marseille, France; Nouméa: IRD; Solaris. ISBN 978-2-7099-2677-5.

Gonzalez-Silvera, D., Izquierdo-Gomez, D., Sanchez-Jerez, P., Elbal, M. T., Lopez-Jimenez, J. A., & Martinez-Lopez, F. J. (2020). Influence of aquaculture waste on fatty acid profiles and gonad maturation of wild fish aggregations at fish farms. *Marine environmental research*, *156*, 104902.

Goris, J. M., Zomerdijk, N., & Temple, V. J. (2017). Nutritional status and dietary diversity of Kamea in Gulf province, Papua New Guinea. *Asia Pacific Journal of Clinical Nutrition*, *26*(4), 665-670.

Goyer, R., Golub, M., Choudhury, H., Hughes, M., Kenyon, E., & Stifelman, M. (2004). Issue paper on the human health effects of metals. *U.S. Environmental Protection Agency, Risk Assessment Forum*, Washington, DC.

Graci, S., Collura, R., Cammilleri, G., Buscemi, M. D., Giangrosso, G., Principato, D., Gervasi, T., Cicero, N., & Ferrantelli, V. (2017). Mercury accumulation in Mediterranean Fish and Cephalopods Species of Sicilian coasts : Correlation between pollution and the presence of Anisakis parasites. *Natural product research*, *31*(10), 1156-1162.

Graham, N. A., Bellwood, D. R., Cinner, J. E., Hughes, T. P., Norström, A. V., & Nyström, M. (2013). Managing resilience to reverse phase shifts in coral reefs. *Frontiers in Ecology and the Environment*, *11*(10), 541-548.

Graham, N. A., Chong-Seng, K. M., Huchery, C., Januchowski-Hartley, F. A., & Nash, K. L. (2014). Coral reef community composition in the context of disturbance history on the Great Barrier Reef, Australia. *PloS one*, *9*(7), e101204.

Graham, N. A., McClanahan, T. R., MacNeil, M. A., Wilson, S. K., Cinner, J. E., Huchery, C., & Holmes, T. H. (2017). Human disruption of coral reef trophic structure. *Current Biology*, *27*(2), 231-236.

Graham, N. A., McClanahan, T. R., MacNeil, M. A., Wilson, S. K., Polunin, N. V., Jennings, S., Chabanet, P., Clark, S., Spalding, M. D., & Letourneur, Y. (2008). Climate warming, marine protected areas and the ocean-scale integrity of coral reef ecosystems. *PLoS one*, *3*(8), e3039.

Graham, N. A., & Nash, K. L. (2013). The importance of structural complexity in coral reef ecosystems. *Coral reefs*, *32*, 315-326.

Grandcolas, P., Murienne, J., Robillard, T., Desutter-Grandcolas, L., Jourdan, H., Guilbert, E., & Deharveng, L. (2008). New

Caledonia : A very old Darwinian island? *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, *363*(1508), 3309-3317.

Gratwicke, B., & Speight, M. R. (2005). The relationship between fish species richness, abundance and habitat complexity in a range of shallow tropical marine habitats. *Journal of fish biology*, *66*(3), 650-667.

Gaur, H., & Bhargava, A. (2019). Glyphosate induces toxicity and modulates calcium and NO signaling in zebrafish embryos. *Biochemical and biophysical research communications*, *513*(4), 1070-1075.

Greene, H., & Forrest, M. (2002). *Emanación hidrotermal de gases en aguas someras a lo largo de una falla sobre y fuera de la costa; Bahía Concepción, Baja California Sur, México y su influencia en la geología y biología del fondo marino (resumen)*. VI International Meeting on Geology of the Baja California Peninsula: La Paz, Baja California Sur.

Grenz, C., Denis, L., Pringault, O., & Fichez, R. (2010a). Spatial and seasonal variability of sediment oxygen consumption and nutrient fluxes at the sediment water interface in a sub-tropical lagoon (New Caledonia). *Marine Pollution Bulletin*, *61*(7-12), 399-412.

Grenz, C., Le Borgne, R., Fichez, R., & Torréton, J.-P. (2010b). Tropical lagoon multidisciplinary investigations : An overview of the PNEC New Caledonia pilot site. *Marine Pollution Bulletin*, *61*(7-12), 267-268.

Groffen, T., Rijnders, J., van Doorn, L., Jorissen, C., De Borger, S. M., Luttikhuis, D. O., de Deyn, L., Covaci, A., & Bervoets, L. (2021). Preliminary study on the distribution of metals and persistent organic pollutants (POPs), including perfluoroalkylated acids (PFAS), in the aquatic environment near Morogoro, Tanzania, and the potential health risks for humans. *Environmental research*, *192*, 110299.

Grottoli, A. G., Rodrigues, L., & Juarez, C. (2004). Lipids and stable carbon isotopes in two species of Hawaiian corals, Porites compressa and Montipora verrucosa, following a bleaching event. *Marine Biology*, *145*, 621-631.

Guerra, J. M. C., Fernandes, C. E., da Silva Vasconcelos, M. A., de Almeida, M. R., Andrade, S. A. C., & Sarubbo, L. A. (2022). Seasonal influence on lipid profiles of fish in Northeastern Brazil. *Aquaculture Reports*, *24*, 101174.

Guerra, R., Pasteris, A., Righi, S., & Ok, G. (2019). Historical record of polychlorinated biphenyls (PCBs) in the continental shelf of the Korea Strait. *Chemosphere*, *237*, 124438.

Guilherme, S., Santos, M., Gaivão, I., & Pacheco, M. (2014). DNA and chromosomal damage induced in fish (Anguilla anguilla L.) by aminomethylphosphonic acid (AMPA)—The major environmental breakdown product of glyphosate. *Environmental Science and Pollution Research*, *21*, 8730-8739.

Guo, R., Chen, Q., Wang, F., Fang, M., Li, L., Niu, H., Wang, B., Wang, N., Wang, K., & Mo, Z. (2023). Selenium-contaminated water : Recent advances in material function and adsorption performance. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, *11*(5), 110468.

H

Haapkylä, J., Melbourne-Thomas, J., Flavell, M., & Willis, B. (2013). Disease outbreaks, bleaching and a cyclone drive changes in coral assemblages on an inshore reef of the Great Barrier Reef. *Coral Reefs*, *32*, 815-824.

Haapkylä, J., Unsworth, R. K., Flavell, M., Bourne, D. G., Schaffelke, B., & Willis, B. L. (2011). Seasonal rainfall and runoff promote coral disease on an inshore reef. *PloS one*, *6*(2), e16893.

Haas, A. F., Naumann, M. S., Struck, U., Mayr, C., el-Zibdah, M., & Wild, C. (2010). Organic matter release by coral reef associated benthic algae in the Northern Red Sea. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, *389*(1-2), 53-60.

Haddad, L., Hawkes, C., Webb, P., Thomas, S., Beddington, J., Waage, J., & Flynn, D. (2016). A new global research agenda for food. *Nature*, *540*(7631), 30-32.

Hakeem, K. R. (2015). *Crop production and global environmental issues*. Springer.

Halford, A., Cheal, A., Ryan, D., & Williams, D. M. (2004). Resilience to large-scale disturbance in coral and fish assemblages on the Great Barrier Reef. *Ecology*, *85*(7), 1892-1905.

Hamilton, R. J., Hughes, A., Brown, C. J., Leve, T., & Kama, W. (2019). Community-based management fails to halt declines of bumphead parrotfish and humphead wrasse in Roviana Lagoon, Solomon Islands. *Coral Reefs*, *38*(3), 455-465.

Hanich, Q., Wabnitz, C. C., Ota, Y., Amos, M., Donato-Hunt, C., & Hunt, A. (2018). Small-scale fisheries under climate change in the Pacific Islands region. *Marine Policy*, *88*, 279-284.

Harding, G., Dalziel, J., & Vass, P. (2018). Bioaccumulation of methylmercury within the marine food web of the outer Bay of Fundy, Gulf of Maine. *PloS one*, *13*(7), e0197220.

Harmelin-Vivien, M., Cossa, D., Crochet, S., Bănaru, D., Letourneur, Y., & Mellon-Duval, C. (2009). Difference of mercury bioaccumulation in red mullets from the north-western Mediterranean and Black seas. *Marine Pollution Bulletin*, *58*(5), 679-685.

Haymaker, W., Ginzler, A., & Ferguson, R. (1946). *The toxic effects of prolonged ingestion of DDT on dogs with special reference to lesions in the brain.*

He, Z. L., Yang, X. E., & Stoffella, P. J. (2005). Trace elements in agroecosystems and impacts on the environment. *Journal of Trace elements in Medicine and Biology*, *19*(2-3), 125-140.

Hédouin, L., Bustamante, P., Churlaud, C., Pringault, O., Fichez, R., & Warnau, M. (2009). Trends in concentrations of selected metalloid and metals in two bivalves from the coral reefs in the SW lagoon of New Caledonia. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *72*(2), 372-381.

Hédouin, L., Metian, M., Lacoue-Labarthe, T., Fichez, R., Teyssié, J.-L., Bustamante, P., & Warnau, M. (2010). Influence of food on the assimilation of selected metals in tropical bivalves from the New Caledonia lagoon : Qualitative and quantitative aspects. *Marine Pollution Bulletin*, *61*(7-12), 568-575.

Hédouin, L., Metian, M., Teyssié, J.-L., Fichez, R., & Warnau, M. (2018). High contribution of the particulate uptake pathway to metal bioaccumulation in the tropical marine clam Gafrarium pectinatum. *Environmental Science and Pollution Research*, *25*, 11206-11218.

Hédouin, L., Pringault, O., Bustamante, P., Fichez, R., & Warnau, M. (2011). Validation of two tropical marine bivalves as bioindicators of mining contamination in the New Caledonia lagoon : Field transplantation experiments. *Water research*, *45*(2), 483-496.

Heimbürger, L.-E., Cossa, D., Marty, J.-C., Migon, C., Averty, B., Dufour, A., & Ras, J. (2010). Methyl mercury distributions in relation to the presence of nano-and picophytoplankton in an oceanic water column (Ligurian Sea, North-western Mediterranean). *Geochimica et Cosmochimica Acta*, *74*(19), 5549-5559.

Heinze, C., Meyer, S., Goris, N., Anderson, L., Steinfeldt, R., Chang, N., Le Quere, C., & Bakker, D. C. (2015). The ocean carbon sink–impacts, vulnerabilities and challenges. *Earth System Dynamics*, *6*(1), 327-358.

Hellawell, J. M. (1988). Toxic substances in rivers and streams. *Environmental pollution*, *50*(1-2), 61-85.

Henderson, A. C., McClellan, K., & Calosso, M. (2010). Preliminary assessment of a possible lemon shark nursery in the Turks & Caicos Islands, British West Indies. *Caribbean Journal of Science*, *46*(1), 29-38.

Henry, R. C., Arneth, A., Jung, M., Rabin, S. S., Rounsevell, M. D., Warren, F., & Alexander, P. (2022). Global and regional health and food security under strict conservation scenarios. *Nature Sustainability*, *5*(4), 303-310.

Hicks, C. C., Cohen, P. J., Graham, N. A., Nash, K. L., Allison, E. H., D'Lima, C., Mills, D. J., Roscher, M., Thilsted, S. H., & Thorne-Lyman, A. L. (2019). Harnessing global fisheries to tackle micronutrient deficiencies. *Nature*, *574*(7776), 95-98.

Hicks, C. C., Graham, N. A., Maire, E., & Robinson, J. P. (2021). Secure local aquatic food systems in the face of declining coral reefs. *One Earth*, *4*(9), 1214-1216.

Hinojosa, I. A., Zapata-Hernández, G., Fowles, A. E., Gaymer, C. F., & Stuart-Smith, R. D. (2021). The awakening of invertebrates : The daily dynamics of fishes and mobile invertebrates at Rapa Nui's multiple use marine protected area. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, *31*(2), 290-303.

Hixon, M. A. (1991). Predation as a process structuring coral reef fish communities. *The ecology of fishes on coral reefs*, 475-508.

Hixon, M. A., & Beets, J. P. (1993). Predation, prey refuges, and the structure of coral-reef fish assemblages. *Ecological Monographs*, *63*(1), 77-101.

Hoare, D., Krause, J., Peuhkuri, N., & Godin, J. (2000). Body size and shoaling in fish. *Journal of fish biology*, *57*(6), 1351-1366.

Hodge, J. R., Read, C. I., Bellwood, D. R., & van Herwerden, L. (2013). Evolution of sympatric species : A case study of the coral reef fish genus P omacanthus (P omacanthidae). *Journal of Biogeography*, *40*(9), 1676-1687.

Hoegh-Guldberg, O. (1999). Climate change, coral bleaching and the future of the world's coral reefs. *Marine and freshwater research*, *50*(8), 839-866.

Hoegh-Guldberg, O. (2011). Coral reef ecosystems and anthropogenic climate change. *Regional Environmental Change*, *11*, 215-227.

Hoey, A., & Bellwood, D. (2008). Cross-shelf variation in the role of parrotfishes on the Great Barrier Reef. *Coral Reefs*, *27*, 37-47.

Hoey, A. S., Howells, E., Johansen, J. L., Hobbs, J.-P. A., Messmer, V., McCowan, D. M., Wilson, S. K., & Pratchett, M. S. (2016). Recent advances in understanding the effects of climate change on coral reefs. *Diversity*, *8*(2), 12.

Holbrook, S. J., & Schmitt, R. J. (2002). Competition for shelter space causes density-dependent predation mortality in damselfishes. *Ecology*, *83*(10), 2855-2868.

Holick, M. F. (2008). Diabetes and the vitamin D connection. *Current diabetes reports*, *8*(5), 393-398.

Horsey, B., Swanepoel, L., Underhill, S., Aliakbari, J., & Burkhart, S. (2019). Dietary diversity of an adult Solomon Islands population. *Nutrients*, *11*(7), 1622.

Horton, S., & Steckel, R. H. (2013). Malnutrition : Global economic losses attributable to malnutrition 1900–2000 and projections to 2050. *How Much Have Global Problems Cost the Earth? A Scorecard from 1900 to*, *2050*, 247-272.

Hosseini, H., Mahmoudzadeh, M., Rezaei, M., Mahmoudzadeh, L., Khaksar, R., Khosroshahi, N. K., & Babakhani, A. (2014). Effect of different cooking methods on minerals, vitamins and nutritional quality indices of kutum roach (Rutilus frisii kutum). *Food chemistry*, *148*, 86-91.

Houde, M., Martin, J. W., Letcher, R. J., Solomon, K. R., & Muir, D. C. (2006). Biological monitoring of polyfluoroalkyl substances : A review. *Environmental science & technology*, *40*(11), 3463-3473.

Houssard, P., Point, D., Tremblay-Boyer, L., Allain, V., Pethybridge, H., Masbou, J., Ferriss, B. E., Baya, P. A., Lagane, C., & Menkes, C. E. (2019). A model of mercury distribution in tuna from the western and central Pacific Ocean : Influence of physiology, ecology and environmental factors. *Environmental science & technology*, *53*(3), 1422-1431.

Howell, N. L., Suarez, M. P., Rifai, H. S., & Koenig, L. (2008). Concentrations of polychlorinated biphenyls (PCBs) in water, sediment, and aquatic biota in the Houston Ship Channel, Texas. *Chemosphere*, *70*(4), 593-606.

Hughes, R. (2006). The Feasibility of micronutrient (iron) food fortification in Pacific Island countries. *Philippines: World Health Organisation Western Pacific Regional Office.*

Hughes, R. G., & Lawrence, M. (2005). Globalisation, food and health in Pacific Island countries. *Asia Pacific journal of clinical nutrition*, *14*(4), 298-305.

Hughes, T. P. (1994). Catastrophes, phase shifts, and large-scale degradation of a Caribbean coral reef. *Science*, *265*(5178), 1547-1551.

Hughes, T. P., Anderson, K. D., Connolly, S. R., Heron, S. F., Kerry, J. T., Lough, J. M., Baird, A. H., Baum, J. K., Berumen, M. L., & Bridge, T. C. (2018). Spatial and temporal patterns of mass bleaching of corals in the Anthropocene. *Science*, *359*(6371), 80-83.

Hughes, T. P., Baird, A. H., Bellwood, D. R., Card, M., Connolly, S. R., Folke, C., Grosberg, R., Hoegh-Guldberg, O., Jackson, J. B., & Kleypas, J. (2003). Climate change, human impacts, and the resilience of coral reefs. *science*, *301*(5635), 929-933.

Hughes, T. P., Kerry, J. T., Álvarez-Noriega, M., Álvarez-Romero, J. G., Anderson, K. D., Baird, A. H., Babcock, R. C., Beger, M., Bellwood, D. R., & Berkelmans, R. (2017). Global warming and recurrent mass bleaching of corals. *Nature*, *543*(7645), 373-377.

Hughes, T. P., Kerry, J. T., Baird, A. H., Connolly, S. R., Chase, T. J., Dietzel, A., Hill, T., Hoey, A. S., Hoogenboom, M. O., & Jacobson, M. (2019). Global warming impairs stock–recruitment dynamics of corals. *Nature*, *568*(7752), 387-390.

Hughes, T. P., Reed, D. C., & Boyle, M.-J. (1987). Herbivory on coral reefs : Community structure following mass mortalities of sea urchins. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, *113*(1), 39-59.

Hughes, T. P., Rodrigues, M. J., Bellwood, D. R., Ceccarelli, D., Hoegh-Guldberg, O., McCook, L., Moltschaniwskyj, N., Pratchett, M. S., Steneck, R. S., & Willis, B. (2007). Phase shifts, herbivory, and the resilience of coral reefs to climate change. *Current biology*, *17*(4), 360-365.

I

Iltis, J. (1992). La mine, élement de la controverse écologique dans le Pacifique Sud. *L'Espace géographique*, 193-205.

INERIS. (2004). *Devenir et comportement des métaux dans l'eau : biodisponibilité et modèles BLM* (Rapport technique). Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques.

Institut de la statistique et des études économiques (ISEE). (2016). Institut de la statistique et des études économiques Nouvelle-Calédonie. Retrieved from http://www.isee.nc/

Institut de la statistique et des études économiques (ISEE). (2019). Institut de la statistique et des études économiques Nouvelle-Calédonie. Retrieved from http://www.isee.nc/

IPCC Report, I. (2022). Climate change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Summary for policymakers. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. *United Nations Environ. Program. UNEP* AR6, xxiii–xxxiii.

Islam, M. N., & Joadder, M. A. R. (2005). *Seasonal variation of the proximate composition of freshwater gobi, Glossogobius giuris (Hamilton) from the river Padma.*

Isnard, S., L'huillier, L., Rigault, F., & Jaffré, T. (2016). How did the ultramafic soils shape the flora of the New Caledonian hotspot? *Plant and Soil*, *403*, 53-76.

J

Jackson, J., Donovan, M., Cramer, K., & Lam, V. (2014). *Status and trends of Caribbean coral reefs : 1970-2012*. Gland, Switzerland: Global Coral Reef Monitoring Network; International Union for the Conservation of Nature (IUCN).

Jacquet, S., Delesalle, B., Torréton, J.-P., & Blanchot, J. (2006). Response of phytoplankton communities to increased anthropogenic influences (southwestern lagoon, New Caledonia). *Marine Ecology Progress Series*, *320*, 65-78.

Jakimska, A., Konieczka, P., Skóra, K., & Namieśnik, J. (2011). Bioaccumulation of Metals in Tissues of Marine Animals, Part I: the Role and Impact of Heavy Metals on Organisms. *Polish Journal of Environmental Studies*, *20*(5).

Jankowski, M., Gardiner, N., & Jones, G. (2015). Depth and reef profile : Effects on the distribution and abundance of coral reef fishes. *Environmental Biology of Fishes*, *98*, 1373-1386.

Jansons, M., Pugajeva, I., Bartkevics, V., & Karkee, H. B. (2021). LC-MS/MS characterisation and determination of dansyl chloride derivatised glyphosate, aminomethylphosphonic acid (AMPA), and glufosinate in foods of plant and animal origin. *Journal of Chromatography B*, *1177*, 122779.

Januchowski-Hartley, F. A., Vigliola, L., Maire, E., Kulbicki, M., & Mouillot, D. (2020). Low fuel cost and rising fish price threaten coral reef wilderness. *Conservation Letters*, *13*(3), e12706.

Jaspers, V., Megson, D., & O'Sullivan, G. (2014). POPs in the terrestrial environment. In *Environmental forensics for persistent organic pollutants* (p. 291-356). Elsevier.

Jayaprakash, M., Kumar, R. S., Giridharan, L., Sujitha, S., Sarkar, S., & Jonathan, M. (2015). Bioaccumulation of metals in fish species from water and sediments in macrotidal Ennore creek, Chennai, SE coast of India : A metropolitan city effect. *Ecotoxicology and environmental safety*, *120*, 243-255.

Jennings, S., Brierley, A. S., & Walker, J. (1994). The inshore fish assemblages of the Galápagos Archipelago. *Biological Conservation*, *70*(1), 49-57.

Jensen, S. (1966). Report of a new chemical hazard. *New Scientist, 32*(612).

Jepson, P. D., Deaville, R., Barber, J. L., Aguilar, À., Borrell, A., Murphy, S., Barry, J., Brownlow, A., Barnett, J., & Berrow, S. (2016). PCB pollution continues to impact populations of orcas and other dolphins in European waters. *Scientific*

reports, *6*(1), 1-17.

Johnson, J. E., Bell, J. D., Allain, V., Hanich, Q., Lehodey, P., Moore, B. R., Nicol, S., Pickering, T., & Senina, I. (2017). The Pacific Island region : Fisheries, aquaculture and climate change. *Climate Change Impacts on Fisheries and Aquaculture: A Global Analysis*, *1*, 333-379.

Johnson, J. S., Clements, K. D., & Raubenheimer, D. (2017). The nutritional basis of seasonal selective feeding by a marine herbivorous fish. *Marine Biology*, *164*(10), 201.

Jonathan, M., Aurioles-Gamboa, D., Villegas, L. E. C., Bohórquez-Herrera, J., Hernández-Camacho, C. J., & Sujitha, S. (2015). Metal concentrations in demersal fish species from Santa Maria bay, Baja California Sur, Mexico (Pacific coast). *Marine pollution bulletin*, *99*(1-2), 356-361.

Jones, G. (1991). Postrecruitment processes in the ecology of coral reef fish populations : A multifactorial perspective. *The ecology of fishes on coral reefs*.

Jones, G. P., McCormick, M. I., Srinivasan, M., & Eagle, J. V. (2004). Coral decline threatens fish biodiversity in marine reserves. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *101*(21), 8251-8253.

Jouffray, J.-B., Wedding, L. M., Norström, A. V., Donovan, M. K., Williams, G. J., Crowder, L. B., Erickson, A. L., Friedlander, A. M., Graham, N. A., & Gove, J. M. (2019). Parsing human and biophysical drivers of coral reef regimes. *Proceedings of the Royal Society B*, *286*(1896), 20182544.

K

Kalantzi, I., Mylona, K., Pergantis, S. A., Coli, A., Panopoulos, S., & Tsapakis, M. (2019). Elemental distribution in the different tissues of brood stock from Greek hatcheries. *Aquaculture*, *503*, 175-185.

Kasozi, N., Asizua, D., Iwe, G., & Namulawa, V. T. (2018). Nutrient composition of fish protein powder developed from Brycinus nurse (Rüppell, 1832). *Food Science & Nutrition*, *6*(8), 2440-2445.

Katdare, A., Thakkar, S., Dhepale, S., Khunt, D., & Misra, M. (2019). Fatty acids as essential adjuvants to treat various ailments and their role in drug delivery : A review. *Nutrition*, *65*, 138-157.

Kawarazuka, N., & Béné, C. (2011). The potential role of small fish species in improving micronutrient deficiencies in developing countries : Building evidence. *Public health nutrition*, *14*(11), 1927-1938.

Kayal, E., Bentlage, B., Sabrina Pankey, M., Ohdera, A. H., Medina, M., Plachetzki, D. C., Collins, A. G., & Ryan, J. F. (2018). Phylogenomics provides a robust topology of the major cnidarian lineages and insights on the origins of key organismal traits. *BMC evolutionary biology*, *18*, 1-18.

Kayal, M., Vercelloni, J., Lison de Loma, T., Bosserelle, P., Chancerelle, Y., Geoffroy, S., Stievenart, C., Michonneau, F., Penin, L., & Planes, S. (2012). *Predator crown-of-thorns starfish (Acanthaster planci) outbreak, mass mortality of corals, and cascading effects on reef fish and benthic communities*.

Kelly, B. C., Ikonomou, M. G., Blair, J. D., Morin, A. E., & Gobas, F. A. (2007). Food web specific biomagnification of persistent organic pollutants. *science*, *317*(5835), 236-239.

Kerambrun, E., Henry, F., Marechal, A., Sanchez, W., Minier, C., Filipuci, I., & Amara, R. (2012). A multibiomarker approach in juvenile turbot, Scophthalmus maximus, exposed to contaminated sediments. *Ecotoxicology and environmental safety*, *80*, 45-53.

Khalili Tilami, S., & Sampels, S. (2018). Nutritional value of fish : Lipids, proteins, vitamins, and minerals. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture*, *26*(2), 243-253.

Khan, I. A., & Thomas, P. (2006). PCB congener-specific disruption of reproductive neuroendocrine function in Atlantic croaker. *Marine Environmental Research*, *62*, S25-S28.

Kim, K.-H., Kabir, E., & Jahan, S. A. (2017). Exposure to pesticides and the associated human health effects. *Science of the total environment*, *575*, 525-535.

Kiribati National Statistics Office, Food and Agriculture Organization & Pacific Community. (2021). Kiribati food security profile.

Kleypas, J. A., Buddemeier, R. W., Archer, D., Gattuso, J.-P., Langdon, C., & Opdyke, B. N. (1999). Geochemical

consequences of increased atmospheric carbon dioxide on coral reefs. *science*, *284*(5411), 118-120.

Klugman, J., Rodríguez, F., & Choi, H.-J. (2011). The HDI 2010 : New controversies, old critiques. *The Journal of Economic Inequality*, *9*, 249-288.

Knowlton, N. (2001). The future of coral reefs. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *98*(10), 5419-5425.

Knowlton, N., Brainard, R. E., Fisher, R., Moews, M., Plaisance, L., & Caley, M. J. (2010). Coral reef biodiversity. *Life in the world's oceans: diversity distribution and abundance*, 65-74.

Knutson, T. R., McBride, J. L., Chan, J., Emanuel, K., Holland, G., Landsea, C., Held, I., Kossin, J. P., Srivastava, A., & Sugi, M. (2010). Tropical cyclones and climate change. *Nature geoscience*, *3*(3), 157-163.

Kojadinovic, J., Jackson, C. H., Cherel, Y., Jackson, G. D., & Bustamante, P. (2011). Multi-elemental concentrations in the tissues of the oceanic squid Todarodes filippovae from Tasmania and the southern Indian Ocean. *Ecotoxicology and environmental safety*, *74*(5), 1238-1249.

Kojadinovic, J., Potier, M., Le Corre, M., Cosson, R. P., & Bustamante, P. (2007). Bioaccumulation of trace elements in pelagic fish from the Western Indian Ocean. *Environmental pollution*, *146*(2), 548-566.

Kolpin, D. W., Thurman, E. M., Lee, E. A., Meyer, M. T., Furlong, E. T., & Glassmeyer, S. T. (2006). Urban contributions of glyphosate and its degradate AMPA to streams in the United States. *Science of the Total Environment*, *354*(2-3), 191-197.

Kool, J. T., Paris, C. B., Barber, P. H., & Cowen, R. K. (2011). Connectivity and the development of population genetic structure in Indo-West Pacific coral reef communities. *Global Ecology and Biogeography*, *20*(5), 695-706.

Kossin, J. P. (2018). A global slowdown of tropical-cyclone translation speed. *Nature*, *558*(7708), 104-107.

Kowasch, M., & Batterbury, S. P. (2024). *Geographies of New Caledonia-Kanaky : Environments, Politics and Cultures*. Springer Nature.

Kronen, M., Pinca, S., Magron, F., McArdle, B., Vunisea, A., Vigliola, L., Kulbicki, M., & Andréfouët, S. (2012). Socio-economic and fishery indicators to identify and monitor artisanal finfishing pressure in Pacific Island countries and territories. *Ocean & Coastal Management*, *55*, 63-73.

Kueffer, C., & Kinney, K. (2017). What is the importance of islands to environmental conservation? *Environmental Conservation*, *44*(4), 311-322.

Kulbicki, M. (1998). How the acquired behaviour of commercial reef fishes may influence the results obtained from visual censuses. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, *222*(1-2), 11-30.

Kulbicki, M., Bozec, Y.-M., Labrosse, P., Letourneur, Y., Mou-Tham, G., & Wantiez, L. (2005). Diet composition of carnivorous fishes from coral reef lagoonsof New Caledonia. *Aquatic Living Resources*, *18*(3), 231-250.

Kulbicki, M., Cornuet, N., Vigliola, L., Wantiez, L., Moutham, G., & Chabanet, P. (2010). Counting coral reef fishes : Interaction between fish life-history traits and transect design. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, *387*(1-2), 15-23.

Kulbicki, M., Mou-Tham, G., Vigliola, L., Wantiez, L., Manaldo, E., Labrosse, P., & Letourneur, Y. (2011). *Major coral reef fish species of the South Pacific with basic information on their biology and ecology*.

Kulbicki, M., Parravicini, V., Bellwood, D. R., Arias-Gonzàlez, E., Chabanet, P., Floeter, S. R., Friedlander, A., McPherson, J., Myers, R. E., & Vigliola, L. (2013). Global biogeography of reef fishes : A hierarchical quantitative delineation of regions. *PloS one*, *8*(12), e81847.

Kulbicki, M., & Rivaton, J. (1997). Inventaire et biogéographie des poissons lagonaires et récifaux de Nouvelle-Calédonie. *Cybium (Paris)*, *21*(1), 81-98.

Kumar-Roiné, S., Guillemot, N., Labrosse, P., N'guyen, J.-M., & Fernandez, J. M. (2022). Trace element accumulation in the muscles of reef fish collected from southern new Caledonian lagoon : Risk assessment for consumers and grouper Plectropomus leopardus as a possible bioindicator of mining contamination. *Marine Pollution Bulletin*, *185*, 114210.

L

Labrosse, P., Ferraris, J., & Letourneur, Y. (2006). Assessing the sustainability of subsistence fisheries in the Pacific : The use of data on fish consumption. *Ocean & Coastal Management*, *49*(3-4), 203-221.

Labrosse, P., Fichez, R., Farman, R., & Adams, T. (2000). New Caledonia. In C. Sheppard (Ed.), *Seas at the Millennium: An Environmental Evaluation* (Vol. 2, pp. 723–736). Elsevier, Amsterdam.

Labrosse, P., Kulbicki, M., & Ferraris, J. (2002). *Underwater visual fish census surveys : Proper use and implementation*.

Lagadec, X. (2003). *Étude de l'évolution halieutique d'un atoll de Polynésie française. Description du système pêche de l'atoll de Tikehau par le biais d'enquêtes de consommation, évolution sur 20 ans*.

Lal, R. (2010). Managing soils for a warming earth in a food-insecure and energy-starved world. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, *173*(1), 4-15.

Landry, D., Dousset, S., Fournier, J.-C., & Andreux, F. (2005). Leaching of glyphosate and AMPA under two soil management practices in Burgundy vineyards (Vosne-Romanée, 21-France). *Environmental Pollution*, *138*(2), 191-200.

Langdon, C., & Atkinson, M. (2005). Effect of elevated pCO2 on photosynthesis and calcification of corals and interactions with seasonal change in temperature/irradiance and nutrient enrichment. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, *110*(C9).

Langston, W. J., Bebianno, M. J., & Burt, G. R. (1998). Metal handling strategies in molluscs. In *Metal metabolism in aquatic environments* (p. 219-283). Springer.

Larsen, R., Eilertsen, K.-E., & Elvevoll, E. O. (2011). Health benefits of marine foods and ingredients. *Biotechnology advances*, *29*(5), 508-518.

Latham, M. (1986). *Altération et pédogenèse sur roches ultrabasiques en Nouvelle-Calédonie : Genèse et évolution des accumulations de fer et de silice en relation avec la formation du modelé*. IRD Editions.

Lavoie, R. A., Jardine, T. D., Chumchal, M. M., Kidd, K. A., & Campbell, L. M. (2013). Biomagnification of mercury in aquatic food webs : A worldwide meta-analysis. *Environmental science & technology*, *47*(23), 13385-13394.

Lea, J. S., Wetherbee, B. M., Queiroz, N., Burnie, N., Aming, C., Sousa, L. L., Mucientes, G. R., Humphries, N. E., Harvey, G. M., & Sims, D. W. (2015). Repeated, long-distance migrations by a philopatric predator targeting highly contrasting ecosystems. *Scientific reports*, *5*(1), 11202.

Lecointre, G., & Le Guyader, H. (2017). *Classification phylogénétique du vivant*. Belin.

Le Croizier, G., Schaal, G., Gallon, R., Fall, M., Le Grand, F., Munaron, J.-M., Rouget, M.-L., Machu, E., Le Loc'h, F., & Laë, R. (2016). Trophic ecology influence on metal bioaccumulation in marine fish : Inference from stable isotope and fatty acid analyses. *Science of the Total Environment*, *573*, 83-95.

Lee, S., Kim, S.-J., Ju, S.-J., Pak, S.-J., Son, S.-K., Yang, J., & Han, S. (2015). Mercury accumulation in hydrothermal vent mollusks from the southern Tonga Arc, southwestern Pacific Ocean. *Chemosphere*, *127*, 246-253.

Leenhardt, P. (2009). Influence de la mise en place d'Aires Marines Protégées (AMP) Sur la Pêche Lagonaire : Validation d'un Modèle par Réseaux Bayésiens Appliqué au cas D'étude de Moorea (Polynésie Française). *Agrocampus Ouest*.

Leenhardt, P., Lauer, M., Madi Moussa, R., Holbrook, S. J., Rassweiler, A., Schmitt, R. J., & Claudet, J. (2016). Complexities and uncertainties in transitioning small-scale coral reef fisheries. *Frontiers in Marine Science*, *3*, 70.

Leis, J. M., Van Herwerden, L., & Patterson, H. M. (2011). Estimating connectivity in marine fish populations: What works best? *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 49, 193–234.

Le Quéré, C., Takahashi, T., Buitenhuis, E. T., Rödenbeck, C., & Sutherland, S. C. (2010). Impact of climate change and variability on the global oceanic sink of CO2. *Global Biogeochemical Cycles*, *24*(4).

Lesser, M. P., Slattery, M., & Leichter, J. J. (2009). Ecology of mesophotic coral reefs. *Journal of experimental marine biology and ecology*, *375*(1-2), 1-8.

Lessios, H. (1988). Mass mortality of Diadema antillarum in the Caribbean : What have we learned? *Annual review of ecology and systematics*, 371-393.

Letourneur, Y. (1996). Dynamics of fish communities on Reunion fringing reefs, Indian Ocean. I. Patterns of spatial distribution. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, *195*(1), 1-30.

Letourneur, Y. (1997). Responses of fish stocks and populations in marine reserves : The case of Mayotte Island, Western Indian Ocean. *Oceanographic Literature Review*, *6*(44), 645.

Letourneur, Y., Briand, M. J., & Graham, N. A. (2017). Coral reef degradation alters the isotopic niche of reef fishes. *Marine Biology*, *164*, 1-10.

Letourneur, Y., Charpin, N., Mennesson, M., & Keith, P. (2023). Current knowledge of New Caledonian marine and freshwater ichthyofauna, SW Pacific Ocean : Diversity, exploitation, threats and management actions. *Cybium: Revue Internationale d'Ichtyologie*, *47*.

Letourneur, Y., Galzin, R., & Harmelin-Vivien, M. (1997). Temporal variations in the diet of the damselfish Stegastes nigricans (Lacepede) on a Reunion fringing reef. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, *217*(1), 1-18.

Letourneur, Y., Kulbicki, M., & Labrosse, P. (2000). Fish stock assessment of the northern New Caledonian lagoons : 1– Structure and stocks of coral reef fish communities. *Aquatic Living Resources*, *13*(2), 65-76.

Li, D., Pan, B., Chen, L., Wang, Y., Wang, T., Wang, J., & Wang, H. (2021). Bioaccumulation and human health risk assessment of trace metals in the freshwater mussel Cristaria plicata in Dongting Lake, China. *Journal of Environmental Sciences*, *104*, 335-350.

Li, J., & Cheng, C. H. (2018). Evolution of gonadotropin signaling on gonad development : Insights from gene knockout studies in zebrafish. *Biology of reproduction*, *99*(4), 686-694.

Li, M., McKelleher, N., Moses, T., Mark, J., Byth, K., Ma, G., & Eastman, C. J. (2009). Iodine nutritional status of children on the island of Tanna, Republic of Vanuatu. *Public health nutrition*, *12*(9), 1512-1518.

Lillie, R., & Smith, M. (1944). Pathology of experimental poisoning in cats, rabbits, and rats with 2, 2 bis-parachlorphenyl-1, 1, 1 trichlorethane. *Public Health Reports (1896-1970)*, 979-984.

Lim, K. H., Riddell, L. J., Nowson, C. A., Booth, A. O., & Szymlek-Gay, E. A. (2013). Iron and zinc nutrition in the economically-developed world : A review. *Nutrients*, *5*(8), 3184-3211.

Lin, S., Zhao, B., Ying, Z., Fan, S., Hu, Z., Xue, F., & Zhang, Q. (2020). Residual characteristics and potential health risk assessment of polychlorinated biphenyls (PCBs) in seafood and surface sediments from Xiangshan Bay, China (2011–2016). *Food chemistry*, *327*, 126994.

Ling, B., Han, G., & Xu, Y. (2008). PCB levels in humans in an area of PCB transformer recycling. *Annals of the New York Academy of Sciences*, *1140*(1), 135-142.

Liu, J.-L., Xu, X.-R., Ding, Z.-H., Peng, J.-X., Jin, M.-H., Wang, Y.-S., Hong, Y.-G., & Yue, W.-Z. (2015). Heavy metals in wild marine fish from South China Sea : Levels, tissue-and species-specific accumulation and potential risk to humans. *Ecotoxicology*, *24*, 1583-1592.

Lodenius, M. (1991). Mercury concentrations in an aquatic ecosystem during twenty years following abatement the pollution source. *Water Air & Soil Pollution*, *56*, 323-332.

Long, J. A., & Trinajstic, K. (2010). The Late Devonian Gogo Formation lägerstatte of Western Australia : Exceptional early vertebrate preservation and diversity. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*, *38*(1), 255-279.

Longo, G. O., Hay, M. E., Ferreira, C. E., & Floeter, S. R. (2019). Trophic interactions across 61 degrees of latitude in the Western Atlantic. *Global Ecology and Biogeography*, *28*(2), 107-117.

Losfeld, G., L'huillier, L., Fogliani, B., Jaffré, T., & Grison, C. (2015). Mining in New Caledonia : Environmental stakes and restoration opportunities. *Environmental Science and Pollution Research*, *22*, 5592-5607.

Luarte, T., Tucca, F., Nimptsch, J., Woelfl, S., Casas, G., Dachs, J., Chiang, G., Pozo, K., Barra, R., & Galbán-Malagón, C. (2022). Occurrence and air-water diffusive exchange legacy persistent organic pollutants in an oligotrophic north Patagonian lake. *Environmental research*, *204*, 112042.

Luckhurst, B., & Luckhurst, K. (1978). Analysis of the influence of substrate variables on coral reef fish communities. *Marine Biology*, *49*, 317-323.

Lund, E. K. (2013). Health benefits of seafood; is it just the fatty acids? *Food chemistry*, *140*(3), 413-420.

Luoma, S. N. (2018). Processes affecting metal concentrations in estuarine and coastal marine sediments. In *Heavy metals in the marine environment* (p. 51-66). CRC Press.

Lynch, M. (1991). Methods for the analysis of comparative data in evolutionary biology. *Evolution*, *45*(5), 1065-1080.

M

Ma, Y., Adelman, D. A., Bauerfeind, E., Cabrerizo, A., McDonough, C. A., Muir, D., Soltwedel, T., Sun, C., Wagner, C. C., & Sunderland, E. M. (2018). Concentrations and water mass transport of legacy POPs in the Arctic Ocean. *Geophysical Research Letters*, *45*(23), 12-972.

Ma, Y., Jiang, C., Li, S., Liu, Y., Wen, X., Long, Y., Yuan, S., Kang, Y., Wang, Y., & Wu, R. (2023). Ecological vulnerability assessment of coral islands and reefs in the South China Sea based on remote sensing and reanalysis data. *Frontiers in Ecology and Evolution*, *11*, 1066961.

Mackay, D., & Fraser, A. (2000). Bioaccumulation of persistent organic chemicals : Mechanisms and models. *Environmental pollution*, *110*(3), 375-391.

Madin, J. S., & Connolly, S. R. (2006). Ecological consequences of major hydrodynamic disturbances on coral reefs. *Nature*, *444*(7118), 477-480.

Maia, H. A., Morais, R. A., Quimbayo, J. P., Dias, M. S., Sampaio, C. L., Horta, P. A., Ferreira, C. E. L., & Floeter, S. R. (2018). Spatial patterns and drivers of fish and benthic reef communities at São Tomé Island, Tropical Eastern Atlantic. *Marine Ecology*, *39*(6), e12520.

Maire, E., Robinson, J. P., McLean, M., Arif, S., Zamborain-Mason, J., Cinner, J. E., Ferse, S. C., Graham, N. A., Hoey, A. S., & MacNeil, M. A. (2024). Managing nutrition-biodiversity trade-offs on coral reefs. *Current Biology*, *34*(20), 4612-4622.

Maisano, M., Cappello, T., Oliva, S., Natalotto, A., Giannetto, A., Parrino, V., Battaglia, P., Romeo, T., Salvo, A., & Spanò, N. (2016). PCB and OCP accumulation and evidence of hepatic alteration in the Atlantic bluefin tuna, T. thynnus, from the Mediterranean Sea. *Marine Environmental Research*, *121*, 40-48.

Maisano, M., Trapani, M., Parrino, V., Parisi, M., Cappello, T., D'Agata, A., Benenati, G., Natalotto, A., Mauceri, A., & Cammarata, M. (2013). Haemolytic activity and characterization of nematocyst venom from Pelagia noctiluca (Cnidaria : Scyphozoa). *Italian journal of zoology*, *80*(2), 168-176.

Malaj, E., von Der Ohe, P. C., Grote, M., Kühne, R., Mondy, C. P., Usseglio-Polatera, P., Brack, W., & Schäfer, R. B. (2014). Organic chemicals jeopardize the health of freshwater ecosystems on the continental scale. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *111*(26), 9549-9554.

Malik, D., & Maurya, P. K. (2014). Heavy metal concentration in water, sediment, and tissues of fish species (Heteropneustis fossilis and Puntius ticto) from Kali River, India. *Toxicological & Environmental Chemistry*, *96*(8), 1195-1206.

Malisch, R., & Kotz, A. (2014). Dioxins and PCBs in feed and food—Review from European perspective. *Science of the Total Environment*, *491*, 2-10.

Manuel, M. (2009). Early evolution of symmetry and polarity in metazoan body plans. *Comptes rendus biologies*, *332*(2-3), 184-209.

Marcus, A., Okoye, C., & Ibeto, C. (2013). Bioaccumulation of trace metals in shellfish and fish of Bonny River and creeks around Okrika in Rivers State, Nigeria. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, *90*, 708-713.

Markic, A., Niemand, C., Bridson, J. H., Mazouni-Gaertner, N., Gaertner, J.-C., Eriksen, M., & Bowen, M. (2018). Double trouble in the South Pacific subtropical gyre : Increased plastic ingestion by fish in the oceanic accumulation zone. *Marine Pollution Bulletin*, *136*, 547-564.

Martí-Cid, R., Bocio, A., Llobet, J. M., & Domingo, J. L. (2007). Intake of chemical contaminants through fish and seafood consumption by children of Catalonia, Spain : Health risks. *Food and Chemical Toxicology*, *45*(10), 1968-1974.

Massabuau, J. C., Campbell, P., Monnin, C., & Roux, B. (2006). *Étude de l'impact potentiel du rejet de l'effluent Goro Nickel dans le lagon sud de Nouvelle-Calédonie*. Rapport, 61p.

Mataba, G. R., Verhaert, V., Blust, R., & Bervoets, L. (2016). Distribution of trace elements in the aquatic ecosystem of the Thigithe river and the fish Labeo victorianus in Tanzania and possible risks for human consumption. *Science of the Total Environment*, *547*, 48-59.

Mathieson, S., & McLusky, D. S. (1995). Inter-species variation of mercury in skeletal muscle of five fish species from inshore

waters of the Firth of Clyde, Scotland. *Marine pollution bulletin*, *30*(4), 283-286.

Mathieu-Resuge, M., Le Grand, F., Brosset, P., Lebigre, C., Soudant, P., Vagner, M., Pecquerie, L., & Sardenne, F. (2023). Red muscle of small pelagic fishes' fillets are high-quality sources of essential fatty acids. *Journal of Food Composition and Analysis*, *120*, 105304.

Mathon, L., Baletaud, F., Lebourges-Dhaussy, A., Lecellier, G., Menkes, C., Bachelier, C., Bonneville, C., Dejean, T., Dumas, M., & Fiat, S. (2025). Three-dimensional conservation planning of fish biodiversity metrics to achieve the deep-sea 30× 30 conservation target. *Conservation Biology*, *39*(2), e14368.

Mathon, L., Marques, V., Mouillot, D., Albouy, C., Andrello, M., Baletaud, F., Borrero-Pérez, G. H., Dejean, T., Edgar, G. J., & Grondin, J. (2022). Cross-ocean patterns and processes in fish biodiversity on coral reefs through the lens of eDNA metabarcoding. *Proceedings of the Royal Society B*, *289*(1973), 20220162.

Maurizot, P., Sevin, B., Lesimple, S., Collot, J., Jeanpert, J., Bailly, L., Robineau, B., Patriat, M., Etienne, S., & Monnin, C. (2020). *Mineral resources and prospectivity of non-ultramafic rocks of New Caledonia*. The Geological Society, London, pp. 215–245.

McClanahan, T. R., Darling, E. S., Maina, J. M., Muthiga, N. A., 'agata, S. D., Jupiter, S. D., Arthur, R., Wilson, S. K., Mangubhai, S., & Nand, Y. (2019). Temperature patterns and mechanisms influencing coral bleaching during the 2016 El Niño. *Nature Climate Change*, *9*(11), 845-851.

McClanahan, T. R., Graham, N. A., MacNeil, M. A., Muthiga, N. A., Cinner, J. E., Bruggemann, J. H., & Wilson, S. K. (2011). Critical thresholds and tangible targets for ecosystem-based management of coral reef fisheries. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *108*(41), 17230-17233.

McCloskey, L., & Muscatine, L. (1984). Production and respiration in the Red Sea coral Stylophora pistillata as a function of depth. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B. Biological Sciences*, *222*(1227), 215-230.

McClure, E. C., Richardson, L. E., Graba-Landry, A., Loffler, Z., Russ, G. R., & Hoey, A. S. (2019). Cross-shelf differences in the response of herbivorous fish assemblages to severe environmental disturbances. *Diversity*, *11*(2), 23.

McCoy, C., O'Hara, T., Bennett, L., Boyle, C., & Lynn, B. (1995). *Liver and kidney concentrations of zinc, copper and cadmium in channel catfish (Ictalurus punctatus) : Variations due to size, season and health status.*

McKenzie, L. J., Yoshida, R. L., Aini, J. W., Andréfouet, S., Colin, P. L., Cullen-Unsworth, L. C., Hughes, A. T., Payri, C. E., Rota, M., & Shaw, C. (2021). Seagrass ecosystems of the Pacific Island Countries and Territories : A global bright spot. *Marine Pollution Bulletin*, *167*, 112308.

McLean, M., Stuart-Smith, R. D., Villéger, S., Auber, A., Edgar, G. J., MacNeil, M. A., Loiseau, N., Leprieur, F., & Mouillot, D. (2021). Trait similarity in reef fish faunas across the world's oceans. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *118*(12), e2012318118.

McMahon, K. W., Berumen, M. L., Mateo, I., Elsdon, T. S., & Thorrold, S. R. (2011). Carbon isotopes in otolith amino acids identify residency of juvenile snapper (Family : Lutjanidae) in coastal nurseries. *Coral Reefs*, *30*, 1135-1145.

McMullan, J. E., Yeates, A. J., Allsopp, P. J., Mulhern, M. S., Strain, J., van Wijngaarden, E., Myers, G. J., Shroff, E., Shamlaye, C. F., & McSorley, E. M. (2023). Fish consumption and its lipid modifying effects–A review of intervention studies. *Neurotoxicology*, *99*, 82-96.

Mdegela, R., Braathen, M., Pereka, A., Mosha, R., Sandvik, M., & Skaare, J. (2009). Heavy metals and organochlorine residues in water, sediments, and fish in aquatic ecosystems in urban and peri-urban areas in Tanzania. *Water, air, and soil pollution*, *203*, 369-379.

Médale, F. (2009). Teneur en lipides et composition en acides gras de la chair de poissons issus de la pêche et de l'élevage. *Cahiers de Nutrition et de Diététique*, *44*(4), 173-181.

MEDALE, F., LEBLANC, J.-C., & GROS, P. (2008). Le poisson : Quels enjeux pour sa consommation? *La lettre scientifique de l'Institut français pour la nutrition*, *130*, 1-20.

Mellin, C., Bradshaw, C., Meekan, M., & Caley, M. (2010). Environmental and spatial predictors of species richness and abundance in coral reef fishes. *Global Ecology and Biogeography*, *19*(2), 212-222.

Méndez, L., Acosta, B., Alvarez-Castañeda, S., & Lechuga-Devéze, C. (1998). Trace metal distribution along the southern coast of Bahia de La Paz (Gulf of California), Mexico. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, *61*, 616-622.

Merciai, R., Guasch, H., Kumar, A., Sabater, S., & García-Berthou, E. (2014). Trace metal concentration and fish size : Variation among fish species in a Mediterranean river. *Ecotoxicology and environmental safety*, *107*, 154-161.

Merrot, P., Juillot, F., Le Pape, P., Lefebvre, P., Brest, J., Kieffer, I., Menguy, N., Viollier, E., Fernandez, J.-M., & Moreton, B. (2021). Comparative Cr and Mn speciation across a shore-to-reef gradient in lagoon sediments downstream of Cr-rich Ferralsols upon ultramafic rocks in New Caledonia. *Journal of Geochemical Exploration*, *229*, 106845.

Merrot, P., Juillot, F., Noël, V., Lefebvre, P., Brest, J., Menguy, N., Guigner, J.-M., Blondeau, M., Viollier, E., & Fernandez, J.-M. (2019). Nickel and iron partitioning between clay minerals, Fe-oxides and Fe-sulfides in lagoon sediments from New Caledonia. *Science of the Total Environment*, *689*, 1212-1227.

Metian, M., Bustamante, P., Hédouin, L., & Warnau, M. (2008). Accumulation of nine metals and one metalloid in the tropical scallop Comptopallium radula from coral reefs in New Caledonia. *Environmental Pollution*, *152*(3), 543-552.

Metian, M., Hédouin, L., Barbot, C., Teyssié, J.-L., Fowler, S. W., Goudard, F., Bustamante, P., Durand, J.-P., Piéri, J., & Warnau, M. (2005). Use of radiotracer techniques to study subcellular distribution of metals and radionuclides in bivalves from the Noumea Lagoon, New Caledonia. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, *75*(1), 89-93.

Metian, M., Warnau, M., Chouvelon, T., Pedraza, F., y Baena, A. M. R., & Bustamante, P. (2013). Trace element bioaccumulation in reef fish from New Caledonia : Influence of trophic groups and risk assessment for consumers. *Marine Environmental Research*, *87*, 26-36.

Metian, M., Warnau, M., Hédouin, L., & Bustamante, P. (2009). Bioaccumulation of essential metals (Co, Mn and Zn) in the king scallop Pecten maximus : Seawater, food and sediment exposures. *Marine biology*, *156*, 2063-2075.

Meyer, J. L., & Schultz, E. T. (1985). Migrating haemulid fishes as a source of nutrients and organic matter on coral reefs 1. *Limnology and Oceanography*, *30*(1), 146-156.

Michelangeli, M., Martin, J. M., Pinter-Wollman, N., Ioannou, C. C., McCallum, E. S., Bertram, M. G., & Brodin, T. (2022). Predicting the impacts of chemical pollutants on animal groups. *Trends in Ecology & Evolution*, *37*(9), 789-802.

Minghelli-Roman, A., & Dupouy, C. (2013). Influence of water column chlorophyll concentration on bathymetric estimations in the lagoon of New Caledonia, using several MERIS images. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, *6*(2), 739-745.

Mitchell, R. T., Blagbrough, H. P., & VanEtten, R. C. (1953). The effects of DDT upon the survival and growth of nestling songbirds. *The Journal of Wildlife Management*, *17*(1), 45-54.

Mittermeier, R. A., Turner, W. R., Larsen, F. W., Brooks, T. M., & Gascon, C. (2011). Global biodiversity conservation : The critical role of hotspots. In *Biodiversity hotspots : Distribution and protection of conservation priority areas* (p. 3-22). Springer.

Moberg, F., & Folke, C. (1999). Ecological goods and services of coral reef ecosystems. *Ecological economics*, *29*(2), 215-233.

Mohammed, A. S., Kapri, A., & Goel, R. (2011). Heavy metal pollution : Source, impact, and remedies. *Biomanagement of metal-contaminated soils*, 1-28.

Mohanty, B. P., Mahanty, A., Ganguly, S., Mitra, T., Karunakaran, D., & Anandan, R. (2019). Nutritional composition of food fishes and their importance in providing food and nutritional security. *Food chemistry*, *293*, 561-570.

Mok, W. J., Ghaffar, M. A., Noor, M. I. M., Lananan, F., & Azra, M. N. (2023). Understanding climate change and heavy metals in coastal areas : A macroanalysis assessment. *Water*, *15*(5), 891.

Monosson, E., Ashley, J., McElroy, A., Woltering, D., & Elskus, A. (2003). PCB congener distributions in muscle, liver and gonad of Fundulus heteroclitus from the lower Hudson River Estuary and Newark Bay. *Chemosphere*, *52*(4), 777-787.

Monosson, E., Fleming, W. J., & Sullivan, C. V. (1994). Effects of the planar PCB 3, 3′, 4, 4′-tetrachlorobiphenyl (TCB) on ovarian development, plasma levels of sex steroid hormones and vitellogenin, and progeny survival in the white perch (Morone americana). *Aquatic Toxicology*, *29*(1-2), 1-19.

Monteiro, L. R., & Lopes, H. D. (1990). Mercury content of swordfish, *Xiphias gladius*, in relation to length, weight, age, and sex. *Marine Pollution Bulletin*, *21*(6), 293-296.

Montesano, D., Albrizio, S., Lucini, L., Barba, F. J., & Gallo, M. (2018). Lipids and food quality. *Journal of Food Quality*, *2018*.

Mora, C., Aburto-Oropeza, O., Ayala Bocos, A., Ayotte, P. M., Banks, S., Bauman, A. G., Beger, M., Bessudo, S., Booth, D. J., & Brokovich, E. (2011). Global human footprint on the linkage between biodiversity and ecosystem functioning in reef fishes. *PLoS biology*, *9*(4), e1000606.

Moradi, Y., Bakar, J., Motalebi, A., Syed Muhamad, S., & Che Man, Y. (2011). A review on fish lipid : Composition and changes during cooking methods. *Journal of Aquatic Food Product Technology*, *20*(4), 379-390.

Morin, E., Gatti, C., Bambridge, T., & Chinain, M. (2016). Ciguatera fish poisoning : Incidence, health costs and risk perception on Moorea Island (Society archipelago, French Polynesia). *Harmful Algae*, *60*, 1-10.

Mouillot, D., Villéger, S., Parravicini, V., Kulbicki, M., Arias-González, J. E., Bender, M., Chabanet, P., Floeter, S. R., Friedlander, A., & Vigliola, L. (2014). Functional over-redundancy and high functional vulnerability in global fish faunas on tropical reefs. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *111*(38), 13757-13762.

Mouneyrac, C., Amiard, J., & Amiard-Triquet, C. (1998). Effects of natural factors (salinity and body weight) on cadmium, copper, zinc and metallothionein-like protein levels in resident populations of oysters Crassostrea gigas from a polluted estuary. *Marine Ecology Progress Series*, *162*, 125-135.

Muhammad, S., & Ahmad, K. (2020). Heavy metal contamination in water and fish of the Hunza River and its tributaries in Gilgit–Baltistan : Evaluation of potential risks and provenance. *Environmental technology & innovation*, *20*, 101159.

Mumby, P. J. (2009). Phase shifts and the stability of macroalgal communities on Caribbean coral reefs. *Coral Reefs*, *28*(3), 761-773.

Mumby, P. J., Dahlgren, C. P., Harborne, A. R., Kappel, C. V., Micheli, F., Brumbaugh, D. R., Holmes, K. E., Mendes, J. M., Broad, K., & Sanchirico, J. N. (2006). Fishing, trophic cascades, and the process of grazing on coral reefs. *science*, *311*(5757), 98-101.

Mumby, P. J., Steneck, R. S., Adjeroud, M., & Arnold, S. N. (2016). High resilience masks underlying sensitivity to algal phase shifts of Pacific coral reefs. *Oikos*, *125*(5), 644-655.

Munday, P. L., & Jones, G. P. (1998). The ecological implications of small body size among coral reef fishes. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 36, 373–411.

Murray, J., & Burt, J. (2001). The Composition of Fish (Torry Advisory Note No. 38). *Aberdeen, UK: Torry Research Station*.

Muruga, P., Siqueira, A. C., & Bellwood, D. R. (2024). Meta-analysis reveals weak associations between reef fishes and corals. *Nature Ecology & Evolution*, *8*(4), 676-685.

Muscatine, L. (1990). The role of symbiotic algae in carbon and energy flux in reef corals. *Coral reefs*.

Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, *403*(6772), 853-858.

N

Nagelkerken, I., Dorenbosch, M., Verberk, W., De La Morinière, E. C., & Van Der Velde, G. (2000). Day-night shifts of fishes between shallow-water biotopes of a Caribbean bay, with emphasis on the nocturnal feeding of Haemulidae and Lutjanidae. *Marine Ecology Progress Series*, *194*, 55-64.

Nakagawa, S., & Santos, E. S. (2012). Methodological issues and advances in biological meta-analysis. *Evolutionary Ecology*, *26*, 1253-1274.

Nalley, E., Pirkle, C., Schmidbauer, M., Lewis, C., Dacks, R., Thompson, M., Sudnovsky, M., Whitney, J., & Donahue, M. (2023). Trophic and spatial patterns of contaminants in fishes from the Republic of the Marshall Islands in the equatorial Pacific. *Chemosphere*, *314*, 137593.

Navarro, I., De la Torre, A., Sanz, P., Baldi, I., Harkes, P., Huerta-Lwanga, E., Nørgaard, T., Glavan, M., Pasković, I., & Pasković, M. P. (2023). Occurrence of pesticide residues in indoor dust of farmworker households across Europe and Argentina. *Science of the total environment*, *905*, 167797.

Near, T. J., Dornburg, A., Eytan, R. I., Keck, B. P., Smith, W. L., Kuhn, K. L., Moore, J. A., Price, S. A., Burbrink, F. T., & Friedman, M. (2013). Phylogeny and tempo of diversification in the superradiation of spiny-rayed fishes. *Proceedings of the national Academy of sciences*, *110*(31), 12738-12743.

Neate, P. J. (2021). *Agriculture–Nutrition Situation in the Pacific Island States*.

Neumann, B., Vafeidis, A. T., Zimmermann, J., & Nicholls, R. J. (2015). Future coastal population growth and exposure to sea-level rise and coastal flooding-a global assessment. *PloS one*, *10*(3), e0118571.

Nfon, E., & Cousins, I. T. (2006). Interpreting time trends and biomagnification of PCBs in the Baltic region using the equilibrium lipid partitioning approach. *Environmental pollution*, *144*(3), 994-1000.

Njinkoue, J., Gouado, I., Tchoumbougnang, F., Ngueguim, J. Y., Ndinteh, D., Fomogne-Fodjo, C., & Schweigert, F. (2016). Proximate composition, mineral content and fatty acid profile of two marine fishes from Cameroonian coast : Pseudotolithus typus (Bleeker, 1863) and Pseudotolithus elongatus (Bowdich, 1825). *NFS journal*, *4*, 27-31.

NOAA. (2021). *What are PCBs?* Available online at: https://oceanservice.noaa.gov/facts/pcbs.html.

Noel, V., Marchand, C., Juillot, F., Ona-Nguema, G., Viollier, E., Marakovic, G., Olivi, L., Delbes, L., Gelebart, F., & Morin, G. (2014). EXAFS analysis of iron cycling in mangrove sediments downstream a lateritized ultramafic watershed (Vavouto Bay, New Caledonia). *Geochimica et Cosmochimica Acta*, *136*, 211-228.

Noël, V., Morin, G., Juillot, F., Marchand, C., Brest, J., Bargar, J. R., Muñoz, M., Marakovic, G., Ardo, S., & Brown Jr, G. E. (2015). Ni cycling in mangrove sediments from New Caledonia. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, *169*, 82-98.

Norman, A. W. (2008). From vitamin D to hormone D: fundamentals of the vitamin D endocrine system essential for good health. *The American journal of clinical nutrition*, *88*(2), 491S-499S.

Norman, M., & Jones, G. (1984). Determinants of territory size in the pomacentrid reef fish, Parma victoriae. *Oecologia*, *61*, 60-69.

Nouri, J., Karbassi, A., & Mirkia, S. (2008a). Environmental management of coastal regions in the Caspian Sea. *International Journal of Environmental Science & Technology*, *5*, 43-52.

Nouri, J., Mahvi, A., Jahed, G., & Babaei, A. (2008b). Regional distribution pattern of groundwater heavy metals resulting from agricultural activities. *Environmental geology*, *55*, 1337-1343.

Nøstbakken, O., Rasinger, J., Hannisdal, R., Sanden, M., Frøyland, L., Duinker, A., Frantzen, S., Dahl, L., Lundebye, A.-K., & Madsen, L. (2021). Levels of omega 3 fatty acids, vitamin D, dioxins and dioxin-like PCBs in oily fish; a new perspective on the reporting of nutrient and contaminant data for risk–benefit assessments of oily seafood. *Environment International*, *147*, 106322.

Nowsad, A. (2007). *Participatory training of trainers : A new approach applied in fish processing*. BFRF.

Noyes, P. D., McElwee, M. K., Miller, H. D., Clark, B. W., Van Tiem, L. A., Walcott, K. C., Erwin, K. N., & Levin, E. D. (2009). The toxicology of climate change : Environmental contaminants in a warming world. *Environment international*, *35*(6), 971-986.

Nsibande, S., & Forbes, P. (2016). Fluorescence detection of pesticides using quantum dot materials–a review. *Analytica Chimica Acta*, *945*, 9-22.

O

O'Leary, F., & Samman, S. (2010). Vitamin B12 in health and disease. *Nutrients*, *2*(3), 299-316.

Olgun, N., Duggen, S., Croot, P. L., Delmelle, P., Dietze, H., Schacht, U., Óskarsson, N., Siebe, C., Auer, A., & Garbe-Schönberg, D. (2011). Surface ocean iron fertilization : The role of airborne volcanic ash from subduction zone and hot spot volcanoes and related iron fluxes into the Pacific Ocean. *Global Biogeochemical Cycles*, *25*(4).

O'Meara, L., Cohen, P., Kafa, R., Wate, J. T., Albert, J., Bogard, J., Bonis-Profumo, G., Burkhart, S., Delisle, A., & Diffey, S. (2023). *Pacific food systems The role of fish and other aquatic foods for nutrition and health*.

Omer, A., Pascual, U., & Russell, N. (2010). A theoretical model of agrobiodiversity as a supporting service for sustainable agricultural intensification. *Ecological Economics*, *69*(10), 1926-1933.

Örn, S., Andersson, P., Förlin, L., Tysklind, M., & Norrgren, L. (1998). The impact on reproduction of an orally administered mixture of selected PCBs in zebrafish (Danio rerio). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, *35*, 52-57.

Ouillon, S., Douillet, P., Lefebvre, J.-P., Le Gendre, R., Jouon, A., Bonneton, P., Fernandez, J.-M., Chevillon, C., Magand, O., & Lefèvre, J. (2010). Circulation and suspended sediment transport in a coral reef lagoon : The south-west lagoon of New Caledonia. *Marine pollution bulletin*, *61*(7-12), 269-296.

P

Pagel, M. (1999). Inferring the historical patterns of biological evolution. *Nature*, *401*(6756), 877-884.

Pal, J., Shukla, B., Maurya, A. K., Verma, H. O., Pandey, G., & Amitha, A. (2018). A review on role of fish in human nutrition with special emphasis to essential fatty acid. *International journal of fisheries and aquatic studies*, *6*(2), 427-430.

Palmer, C. V., & Traylor-Knowles, N. G. (2018). Cnidaria : Anthozoans in the hot seat. *Advances in comparative immunology*, 51-93.

Pan, B., Wang, Y., Li, D., Wang, T., & Du, L. (2022). Tissue-specific distribution and bioaccumulation pattern of trace metals in fish species from the heavily sediment-laden Yellow River, China. *Journal of Hazardous Materials*, *425*, 128050.

Panzacchi, S., Tibaldi, E., De Angelis, L., Falcioni, L., Giovannini, R., Gnudi, F., Iuliani, M., Manservigi, M., Manservisi, F., & Manzoli, I. (2025). Carcinogenic effects of long-term exposure from prenatal life to glyphosate and glyphosate-based herbicides in Sprague–Dawley rats. *Environmental Health*, *24*(1), 36.

Park, E., Hwang, D.-S., Lee, J.-S., Song, J.-I., Seo, T.-K., & Won, Y.-J. (2012). Estimation of divergence times in cnidarian evolution based on mitochondrial protein-coding genes and the fossil record. *Molecular phylogenetics and evolution*, *62*(1), 329-345.

Parravicini, V., Bender, M., Villéger, S., Leprieur, F., Pellissier, L., Donati, F., Floeter, S. R., Rezende, E. L., Mouillot, D., & Kulbicki, M. (2021). Coral reef fishes reveal strong divergence in the prevalence of traits along the global diversity gradient. *Proceedings of the Royal Society B*, *288*(1961), 20211712.

Parravicini, V., Casey, J. M., Schiettekatte, N. M., Brandl, S. J., Pozas-Schacre, C., Carlot, J., Edgar, G. J., Graham, N. A., Harmelin-Vivien, M., & Kulbicki, M. (2020). Delineating reef fish trophic guilds with global gut content data synthesis and phylogeny. *PLoS Biology*, *18*(12), e3000702.

Parravicini, V., Villéger, S., McClanahan, T. R., Arias-González, J. E., Bellwood, D. R., Belmaker, J., Chabanet, P., Floeter, S. R., Friedlander, A. M., & Guilhaumon, F. (2014). Global mismatch between species richness and vulnerability of reef fish assemblages. *Ecology letters*, *17*(9), 1101-1110.

Payri, C., Benzoni, F., André, L. V., & Houlbrèque, F. (2018). Le blanchissement corallien de 2016. *Nouvelle-Calédonie, Archipel de Corail*, 161-166.

Payri, C. E., Allain, V., Aucan, J., David, C., David, V., Dutheil, C., Loubersac, L., Menkes, C., Pelletier, B., & Pestana, G. (2019). New caledonia. In *World Seas : An environmental evaluation* (p. 593-618). Elsevier.

Payri, C., Moatti, J.-P., & Mattio, L. (2018). *New Caledonia : World of Corals*.

Payri, C., & Vidal, E. (2019). *Biodiversity, a pressing need for action in Oceania, Noumea 2019*.

Pérez-Cadahía, B., Laffon, B., Pásaro, E., & Méndez, J. (2004). Evaluation of PAH bioaccumulation and DNA damage in mussels (Mytilus galloprovincialis) exposed to spilled Prestige crude oil. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, *138*(4), 453-460.

Perrier, N. (2005). *Bio-géodiversité fonctionnelle des sols latéritiques miniers : Application à la restauration écologique (Massif du Koniambo, Nouvelle-Calédonie)*.

Pesin, E., Blaize, S., & Lacoste, D. (1995). *Atlas climatique de la Nouvelle-Calédonie*. Météo-France.

Peter, A. J., & Viraraghavan, T. (2005). Thallium : A review of public health and environmental concerns. *Environment international*, *31*(4), 493-501.

Phillips, D. J. (1995). The chemistries and environmental fates of trace metals and organochlorines in aquatic ecosystems. *Marine Pollution Bulletin*, *31*(4-12), 193-200.

Pierart, A., Shahid, M., Séjalon-Delmas, N., & Dumat, C. (2015). Antimony bioavailability : Knowledge and research perspectives for sustainable agricultures. *Journal of hazardous materials*, *289*, 219-234.

Pilon, G., Ruzzin, J., Rioux, L.-E., Lavigne, C., White, P. J., Frøyland, L., Jacques, H., Bryl, P., Beaulieu, L., & Marette, A. (2011). Differential effects of various fish proteins in altering body weight, adiposity, inflammatory status, and insulin sensitivity in high-fat–fed rats. *Metabolism*, *60*(8), 1122-1130.

Pinca, S., Kronen, M., Magron, F., McArdle, B., Vigliola, L., Kulbicki, M., & Andréfouët, S. (2012). Relative importance of habitat and fishing in influencing reef fish communities across seventeen Pacific Island Countries and Territories. *Fish and Fisheries*, *13*(4), 361-379.

Pinheiro, J., & Bates, D. (2000). *Mixed-effects models in S and S-PLUS*. Springer science & business media.

Piper, D. (1991). Geochemistry of a tertiary sedimentary phosphate deposit : Baja California Sur, México. *Chemical Geology*, *92*(4), 283-316.

PIREN Seine. (2009). *La micropollution organique dans le bassin de la Seine*. Programme Interdisciplinaire de Recherche sur l'Environnement de la Seine.

PNUE. (2010). *Les inventaires des PCB, le point de départ* (122 p.). PEN Mag.

Pochon, X., Stat, M., Takabayashi, M., Chasqui, L., Chauka, L. J., Logan, D. D., & Gates, R. D. (2010). Comparison of Endosymbiotic and Free-Living Symbiodinium (Dinophyceae) Diversity a Hawaiian Reef Environment. *Journal of Phycology*, *46*(1), 53-65.

Polder, A., Müller, M., Lyche, J., Mdegela, R., Nonga, H., Mabiki, F., Mbise, T., Skaare, J., Sandvik, M., & Skjerve, E. (2014). Levels and patterns of persistent organic pollutants (POPs) in tilapia (*Oreochromis sp.*) from four different lakes in Tanzania : Geographical differences and implications for human health. *Science of the total environment*, *488*, 252-260.

Polovina, J. J., Howell, E. A., & Abecassis, M. (2008). Ocean's least productive waters are expanding. *Geophysical Research Letters*, *35*(3).

Popkin, B. M., Corvalan, C., & Grummer-Strawn, L. M. (2020). Dynamics of the double burden of malnutrition and the changing nutrition reality. *The Lancet*, *395*(10217), 65-74.

Porter, S. N., Humphries, M. S., Buah-Kwofie, A., & Schleyer, M. H. (2018). Accumulation of organochlorine pesticides in reef organisms from marginal coral reefs in South Africa and links with coastal groundwater. *Marine pollution bulletin*, *137*, 295-305.

Pörtner, H. O., & Farrell, A. P. (2008). Physiology and climate change. *Science*, *322*(5902), 690-692.

Pörtner, H.-O. (2008). Ecosystem effects of ocean acidification in times of ocean warming : A physiologist's view. *Marine Ecology Progress Series*, *373*, 203-217.

Pousis, C., Rodríguez, C., De Ruvo, P., De Virgilio, C., Pérez, J. A., Mylonas, C. C., Zupa, R., Passantino, L., Santamaria, N., & Valentini, L. (2019). Vitellogenin receptor and fatty acid profiles of individual lipid classes of oocytes from wild and captive-reared greater amberjack (Seriola dumerili) during the reproductive cycle. *Theriogenology*, *140*, 73-83.

Poyato-Ariza, F. J., & Wenz, S. (2002). A new insight into pycnodontiform fishes. *Geodiversitas*, *24*(1), 139.

Pratchett, M. S., Munday, P. L., Graham, N. A., Kronen, M., Pinca, S., Friedman, K., Brewer, T. D., Bell, J. D., Wilson, S. K., & Cinner, J. E. (2011). Vulnerability of coastal fisheries in the tropical Pacific to climate change. *fisheries*, *6*, 167-185.

Pratchett, M. S., Munday, P. L., Wilson, S. K., Graham, N. A., Cinner, J. E., Bellwood, D. R., Jones, G. P., Polunin, N. V., & McClanahan, T. R. (2008). Effects of climate-induced coral bleaching on coral-reef fishes—Ecological and economic consequences. In *Oceanography and marine biology* (p. 257-302). CRC Press.

Primo, A. L., Correia, C., Marques, S. C., Martinho, F., Leandro, S., & Pardal, M. (2018). Trophic links and nutritional condition of fish early life stages in a temperate estuary. *Marine environmental research*, *133*, 78-84.

Prol-Ledesma, R. M. (2003). Similarities in the chemistry of shallow submarine hydrothermal vents. *Geothermics*, *32*(4-6), 639-644.

Q

Qiao, L., Zheng, X.-B., Zheng, J., Chen, S.-J., Zhong, C.-Q., Chen, J.-H., Yang, Z.-Y., & Mai, B.-X. (2019). Legacy and

currently used organic contaminants in human hair and hand wipes of female E-waste dismantling workers and workplace dust in South China. *Environmental science & technology*, *53*(5), 2820-2829.

Quabius, E. S., Balm, P. H., & Bonga, S. E. W. (1997). Interrenal stress responsiveness of tilapia (Oreochromis mossambicus) is impaired by dietary exposure to PCB 126. *General and Comparative Endocrinology*, *108*(3), 472-482.

R

Rabiet, M., Margoum, C., Gouy, V., Carluer, N., & Coquery, M. (2010). Assessing pesticide concentrations and fluxes in the stream of a small vineyard catchment–effect of sampling frequency. *Environmental pollution*, *158*(3), 737-748.

Rabosky, D. L., Chang, J., Cowman, P. F., Sallan, L., Friedman, M., Kaschner, K., Garilao, C., Near, T. J., Coll, M., & Alfaro, M. E. (2018). An inverse latitudinal gradient in speciation rate for marine fishes. *Nature*, *559*(7714), 392-395.

Rahman, M. M., Hajar, S., & Yunus, K. B. (2020). Comparative analysis of chemical composition of some commercially important fishes with an emphasis on various Malaysian diets. *Open Chemistry*, *18*(1), 1323-1333.

Rahmstorf, S. (2007). A semi-empirical approach to projecting future sea-level rise. *Science*, *315*(5810), 368-370.

Rainbow, P. S. (1985). The biology of heavy metals in the sea. *International Journal of Environmental Studies*, *25*(3), 195-211.

Rainbow, P. S. (2002). Trace metal concentrations in aquatic invertebrates : Why and so what? *Environmental pollution*, *120*(3), 497-507.

Rajeshkumar, S., & Li, X. (2018). Bioaccumulation of heavy metals in fish species from the Meiliang Bay, Taihu Lake, China. *Toxicology reports*, *5*, 288-295.

Rajeshkumar, S., Liu, Y., Zhang, X., Ravikumar, B., Bai, G., & Li, X. (2018). Studies on seasonal pollution of heavy metals in water, sediment, fish and oyster from the Meiliang Bay of Taihu Lake in China. *Chemosphere*, *191*, 626-638.

Rashed, M. (2001). Monitoring of environmental heavy metals in fish from Nasser Lake. *Environment international*, *27*(1), 27-33.

Raven, J., Caldeira, K., Elderfield, H., Hoegh-Guldberg, O., Liss, P., Riebesell, U., Shepherd, J., Turley, C., & Watson, A. (2005). *Ocean acidification due to increasing atmospheric carbon dioxide*. The Royal Society.

Ravenscroft, J., Schell, L. M., & Akwesasne Task Force on the Environment. (2018). Patterns of PCB exposure among Akwesasne adolescents : The role of dietary and inhalation pathways. *Environment international*, *121*, 963-972.

Ravichandran, S., Kumaravel, K., & Florence, E. P. (2011). Nutritive composition of some edible fin fishes. *International Journal of Zoological Research*, *7*(3), 241-251.

Restrepo, J. D., Kettner, A. J., & Syvitski, J. P. (2015). Recent deforestation causes rapid increase in river sediment load in the Colombian Andes. *Anthropocene*, *10*, 13-28.

Restrepo, J. D., & Syvitski, J. P. (2006). Assessing the effect of natural controls and land use change on sediment yield in a major Andean river : The Magdalena drainage basin, Colombia. *Ambio: a Journal of the Human Environment*, *35*(2), 65-74.

Riba, I., Blasco, J., Jiménez-Tenorio, N., & DelValls, T. Á. (2005). Heavy metal bioavailability and effects : I. Bioaccumulation caused by mining activities in the Gulf of Cádiz (SW, Spain). *Chemosphere*, *58*(5), 659-669.

Ribeiro, C., Couto, C., Ribeiro, A., Maia, A., Santos, M., Tiritan, M., Pinto, E., & Almeida, A. (2018). Distribution and environmental assessment of trace elements contamination of water, sediments and flora from Douro River estuary, Portugal. *Science of the Total Environment*, *639*, 1381-1393.

Richer De Forges, B., & Pascal, M. (2008). La Nouvelle-Calédonie, un «point chaud» de la biodiversité mondiale gravement menacé par l'exploitation minière. *Journal de la Société des Océanistes*, *126127*(1), 95-112.

Richmond, R. H. (1993). Coral reefs : Present problems and future concerns resulting from anthropogenic disturbance. *American Zoologist*, *33*(6), 524-536.

Ridgeway, G., 2024. Gbm: Generalized Boosted Regression Models. R package version 2.2.2, 1–39.

Riegl, B. M., Purkis, S. J., Al-Cibahy, A. S., Abdel-Moati, M. A., & Hoegh-Guldberg, O. (2011). Present limits to heat-

adaptability in corals and population-level responses to climate extremes. *PloS one*, *6*(9), e24802.

Riegl, B., & Purkis, S. (2015). Coral population dynamics across consecutive mass mortality events. *Global Change Biology*, *21*(11), 3995-4005.

Ritger, A. L., Curtis, A. N., & Chen, C. Y. (2018). Bioaccumulation of mercury and other metal contaminants in invasive lionfish (*Pterois volitans/miles*) from Curaçao. *Marine pollution bulletin*, *131*, 38-44.

Robertson, D., Sweatman, H., Fletcher, E., & Cleland, M. (1976). Schooling as a mechanism for circumventing the territoriality of competitors. *Ecology*, *57*(6), 1208-1220.

Robertson, L. W., & Hansen, L. G. (2001). *PCBs : Recent advances in environmental toxicology and health effects*.

Robinson, J. P. W., Maire, E., Bodin, N., Hempson, T. N., Graham, N. A. J., Wilson, S. K., MacNeil, M. A., & Hicks, C. C. (2022). Climate-induced increases in micronutrient availability for coral reef fisheries. *One Earth*, *5*(1), 98-108. https://doi.org/10.1016/j.oneear.2021.12.005

Rodrigues, L. J., & Grottoli, A. G. (2007). Energy reserves and metabolism as indicators of coral recovery from bleaching. *Limnology and oceanography*, *52*(5), 1874-1882.

Roff, G., Bejarano, S., Priest, M., Marshell, A., Chollett, I., Steneck, R. S., Doropoulos, C., Golbuu, Y., & Mumby, P. J. (2019). Seascapes as drivers of herbivore assemblages in coral reef ecosystems. *Ecological Monographs*, *89*(1), e01336.

Roff, G., & Mumby, P. J. (2012). Global disparity in the resilience of coral reefs. *Trends in ecology & evolution*, *27*(7), 404-413.

Rogers, A., Blanchard, J. L., & Mumby, P. J. (2014). Vulnerability of coral reef fisheries to a loss of structural complexity. *Current Biology*, *24*(9), 1000-1005.

Rohani, M. F. (2023). Pesticides toxicity in fish : Histopathological and hemato-biochemical aspects–A review. *Emerging Contaminants*, *9*(3), 100234.

Romotowska, P. E., Karlsdóttir, M. G., Gudjónsdóttir, M., Kristinsson, H. G., & Arason, S. (2016). Seasonal and geographical variation in chemical composition and lipid stability of Atlantic mackerel (Scomber scombrus) caught in Icelandic waters. *Journal of Food Composition and Analysis*, *49*, 9-18.

Roth, E. M., & Harris, W. S. (2010). Fish oil for primary and secondary prevention of coronary heart disease. *Current atherosclerosis reports*, *12*, 66-72.

Rüdel, H., Díaz Muñiz, C., Garelick, H., Kandile, N. G., Miller, B. W., Pantoja Munoz, L., Peijnenburg, W. J., Purchase, D., Shevah, Y., & van Sprang, P. (2015). Consideration of the bioavailability of metal/metalloid species in freshwaters : Experiences regarding the implementation of biotic ligand model-based approaches in risk assessment frameworks. *Environmental Science and Pollution Research*, *22*, 7405-7421.

Rudkowska, I., Marcotte, B., Pilon, G., Lavigne, C., Marette, A., & Vohl, M.-C. (2010). Fish nutrients decrease expression levels of tumor necrosis factor-α in cultured human macrophages. *Physiological Genomics*, *40*(3), 189-194.

Ruppert, J. L., Vigliola, L., Kulbicki, M., Labrosse, P., Fortin, M., & Meekan, M. G. (2018). Human activities as a driver of spatial variation in the trophic structure of fish communities on Pacific coral reefs. *Global change biology*, *24*(1), e67-e79.

Ryu, B., Shin, K.-H., & Kim, S.-K. (2021). Muscle protein hydrolysates and amino acid composition in fish. *Marine Drugs*, *19*(7), 377.

S

Sabarwal, A., Kumar, K., & Singh, R. P. (2018). Hazardous effects of chemical pesticides on human health–Cancer and other associated disorders. *Environmental toxicology and pharmacology*, *63*, 103-114.

Sabino, M. A., Bodin, N., Govinden, R., Arrisol, R., Churlaud, C., Pethybridge, H., & Bustamante, P. (2022). The role of tropical small-scale fisheries in trace element delivery for a Small Island Developing State community, the Seychelles. *Marine Pollution Bulletin*, *181*, 113870.

Sabir, M., Hanafi, M. M., Malik, M. T., Aziz, T., Zia-ur-Rehman, M., Ahmad, H. R., Hakeem, K. R., & Shahid, M. (2013).

Differential effect of nitrogen forms on physiological parameters and micronutrient concentration in maize (« Zea mays » L.). *Australian Journal of Crop Science*, *7*(12), 1836-1842.

Sachdev, H., Gera, T., & Nestel, P. (2005). Effect of iron supplementation on mental and motor development in children : Systematic review of randomised controlled trials. *Public health nutrition*, *8*(2), 117-132.

Sadhu, A. K., Kim, J. P., Furrell, H., & Bostock, B. (2015). Methyl mercury concentrations in edible fish and shellfish from Dunedin, and other regions around the South Island, New Zealand. *Marine Pollution Bulletin*, *101*(1), 386-390.

Safe, S. (1993). Toxicology, structure-function relationship, and human and environmental health impacts of polychlorinated biphenyls : Progress and problems. *Environmental health perspectives*, *100*, 259-268.

Saito, H. (2012). Lipid characteristics of two subtropical Seriola fishes, Seriola dumerili and Seriola rivoliana, with differences between cultured and wild varieties. *Food chemistry*, *135*(3), 1718-1729.

Salvat, B., Aubanel, A., Adjeroud, M., Bouisset, P., Calmet, D., Chancerelle, Y., Cochennec, N., Davies, N., Fougerouse, A., & Galzin, R. (2008). Monitoring of French Polynesia coral reefs and their recent development. *REVUE D ECOLOGIE*, *63*(1/2), 145.

Salvat, B., Roche, H., Berny, P., & Ramade, F. (2012). Recherches sur la contamination par les pesticides d'organismes marins des réseaux trophiques récifaux de Polynésie Française. *Revue d'écologie*, *67*(2), 129-147.

Sandin, S. A., Smith, J. E., DeMartini, E. E., Dinsdale, E. A., Donner, S. D., Friedlander, A. M., Konotchick, T., Malay, M., Maragos, J. E., & Obura, D. (2008). Baselines and degradation of coral reefs in the Northern Line Islands. *PloS one*, *3*(2), e1548.

Sangha, K. K., Maynard, S., Pearson, J., Dobriyal, P., Badola, R., & Hussain, S. A. (2019). Recognising the role of local and Indigenous communities in managing natural resources for the greater public benefit : Case studies from Asia and Oceania region. *Ecosystem Services*, *39*, 100991.

Santos, J. A., McKenzie, B., Trieu, K., Farnbach, S., Johnson, C., Schultz, J., Thow, A. M., Snowdon, W., Bell, C., & Webster, J. (2019). Contribution of fat, sugar and salt to diets in the Pacific Islands : A systematic review. *Public health nutrition*, *22*(10), 1858-1871.

Sargent, J. (1997). Fish oils and human diet. *British Journal of Nutrition*, *78*(1), S5-S13.

Schaus, M. H., & Vanni, M. J. (2000). Effects of gizzard shad on phytoplankton and nutrient dynamics : Role of sediment feeding and fish size. *Ecology*, *81*(6), 1701-1719.

Schmidt, A. H., Gonzalez, V. S., Bierman, P. R., Neilson, T. B., & Rood, D. H. (2018). Agricultural land use doubled sediment loads in western China's rivers. *Anthropocene*, *21*, 95-106.

Schulz, R. (2004). Field studies on exposure, effects, and risk mitigation of aquatic nonpoint-source insecticide pollution : A review. *Journal of environmental quality*, *33*(2), 419-448.

Sellier, V., Navratil, O., Laceby, J. P., Allenbach, M., Lefèvre, I., & Evrard, O. (2021). Reconstructing the impact of nickel mining activities on sediment supply to the rivers and the lagoon of South Pacific Islands : Lessons learnt from the Thio early mining site (New Caledonia). *Geomorphology*, *372*, 107459.

Setter, R. O., Franklin, E. C., & Mora, C. (2022). Co-occurring anthropogenic stressors reduce the timeframe of environmental viability for the world's coral reefs. *PLoS Biology*, *20*(10), e3001821.

Shang, X., Dong, G., Zhang, H., Zhang, L., Yu, X., Li, J., Wang, X., Yue, B., Zhao, Y., & Wu, Y. (2016). Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and indicator polychlorinated biphenyls (PCBs) in various marine fish from Zhoushan fishery, China. *Food Control*, *67*, 240-246.

Sharma, A., Kumar, V., Shahzad, B., Tanveer, M., Sidhu, G. P. S., Handa, N., Kohli, S. K., Yadav, P., Bali, A. S., & Parihar, R. D. (2019). Worldwide pesticide usage and its impacts on ecosystem. *SN Applied Sciences*, *1*, 1-16.

Sidoumou, Z., Gnassia-Barelli, M., Siau, Y., Morton, V., & Rom&éo, M. (2005). Distribution and concentration of trace metals in tissues of different fish species from the Atlantic coast of Western Africa. *Bulletin of Environmental Contamination & Toxicology*, *74*(5).

Sievert, K., Lawrence, M., Naika, A., & Baker, P. (2019). Processed foods and nutrition transition in the Pacific: regional trends, patterns and food system drivers. *Nutrients*, *11*(6), 1328.

Singh, A. N., Zeng, D., & Chen, F. (2005). Heavy metal concentrations in redeveloping soil of mine spoil under plantations

of certain native woody species in dry tropical environment, India. *Journal of Environmental Sciences (China)*, *17*(1), 168-174.

Sinkkonen, S., & Paasivirta, J. (2000). Degradation half-life times of PCDDs, PCDFs and PCBs for environmental fate modeling. *Chemosphere*, *40*(9-11), 943-949.

Siqueira, A. C., Muruga, P., & Bellwood, D. R. (2023). On the evolution of fish–coral interactions. *Ecology Letters*, *26*(8), 1348-1358.

Skałecki, P., Florek, M., Kędzierska-Matysek, M., Poleszak, E., Domaradzki, P., & Kaliniak-Dziura, A. (2020). Mineral and trace element composition of the roe and muscle tissue of farmed rainbow trout (Oncorhynchus mykiss) with respect to nutrient requirements : Elements in rainbow trout products. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, *62*, 126619.

SO CORAIL. (2023). Site d'observation CORAIL. Retrieved from http://www.ircp.pf/so-corail-nouveau-site-internet-en-ligne/.

Sofoulaki, K., Kalantzi, I., Machias, A., Pergantis, S. A., & Tsapakis, M. (2019). Metals in sardine and anchovy from Greek coastal areas : Public health risk and nutritional benefits assessment. *Food and chemical toxicology*, *123*, 113-124.

Song, J., Hu, M., Li, C., Yang, B., Ding, Q., Wang, C., & Mao, L. (2018). Dose-dependent effects of fish oil on cardio-metabolic biomarkers in healthy middle-aged and elderly Chinese people : A double-blind randomized controlled trial. *Food & function*, *9*(6), 3235-3243.

Sonke, J. E., Angot, H., Zhang, Y., Poulain, A., Björn, E., & Schartup, A. (2023). Global change effects on biogeochemical mercury cycling. *Ambio*, *52*(5), 853-876.

Souter, D., Planes, S., Wicquart, J., Logan, M., Obura, D., & Staub, F. (2021). *Status of coral reefs of the world : 2020*.

Souza, A. F. L., Petenuci, M. E., Camparim, R., Visentainer, J. V., & da Silva, A. J. I. (2020). Effect of seasonal variations on fatty acid composition and nutritional profiles of siluriformes fish species from the amazon basin. *Food research international*, *132*, 109051.

Spalding, M., Ravilious, C., & Green, E. P. (2001). *World atlas of coral reefs*. Univ of California Press.

SPC (2008) *Status Report: Nearshore and Reef Fisheries and Aquaculture*. Secretariat of the Pacific Community, Noumea, New Caledonia. www.spc.int/mrd/ministers/2008/MIN4WP03-coastal-fisheries-status-annex-a.pdf

Sroy, S., Arnaud, E., Servent, A., In, S., & Avallone, S. (2021). Nutritional benefits and heavy metal contents of freshwater fish species from Tonle Sap Lake with SAIN and LIM nutritional score. *Journal of Food Composition and Analysis*, *96*, 103731.

Stanley Jr, G. D. (1988). The history of early Mesozoic reef communities : A three-step process. *Palaios*, 170-183.

Stanley Jr, G. D. (2003). The evolution of modern corals and their early history. *Earth-Science Reviews*, *60*(3-4), 195-225.

Stanley Jr, G. D., & Fautin, D. G. (2001). The origins of modern corals. *Science*, *291*(5510), 1913-1914.

Stehle, S., & Schulz, R. (2015). Agricultural insecticides threaten surface waters at the global scale. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *112*(18), 5750-5755.

Stewart, B., & Jones, G. (2001). Associations between the abundance of piscivorous fishes and their prey on coral reefs : Implications for prey-fish mortality. *Marine Biology*, *138*, 383-397.

Stier, A. C., Geange, S. W., & Bolker, B. M. (2013). Predator density and competition modify the benefits of group formation in a shoaling reef fish. *Oikos*, *122*(2), 171-178.

Stinchcomb, G. E., Stewart, R. M., Messner, T. C., Nordt, L. C., Driese, S. G., & Allen, P. M. (2013). Using event stratigraphy to map the Anthropocene–An example from the historic coal mining region in eastern Pennsylvania, USA. *Anthropocene*, *2*, 42-50.

Storelli, M. M. (2008). Potential human health risks from metals (Hg, Cd, and Pb) and polychlorinated biphenyls (PCBs) via seafood consumption : Estimation of target hazard quotients (THQs) and toxic equivalents (TEQs). *Food and Chemical Toxicology*, *46*(8), 2782-2788.

Storelli, M. M., & Barone, G. (2013). Toxic metals (Hg, Pb, and Cd) in commercially important demersal fish from Mediterranean Sea : Contamination levels and dietary exposure assessment. *Journal of food science*, *78*(2),

T362-T366.

Sun, J., Pan, L., Tsang, D. C., Zhan, Y., Liu, W., Wang, X., Zhu, L., & Li, X. (2016). Polychlorinated biphenyls in agricultural soils from the Yangtze River Delta of China : Regional contamination characteristics, combined ecological effects and human health risks. *Chemosphere*, *163*, 422-428.

Sun, M., Li, H., & Jaisi, D. P. (2019). Degradation of glyphosate and bioavailability of phosphorus derived from glyphosate in a soil-water system. *Water research*, *163*, 114840.

Syvitski, J. P., Vörösmarty, C. J., Kettner, A. J., & Green, P. (2005). Impact of humans on the flux of terrestrial sediment to the global coastal ocean. *science*, *308*(5720), 376-380.

Szmedra, P. (1999). The health impacts of pesticide use on sugarcane farmers in Fiji. *Asia Pacific Journal of Public Health*, *11*(2), 82-88.

T

Tacon, A. G., & Metian, M. (2013). Fish matters : Importance of aquatic foods in human nutrition and global food supply. *Reviews in fisheries Science*, *21*(1), 22-38.

Tagliabue, A., Bopp, L., Dutay, J.-C., Bowie, A. R., Chever, F., Jean-Baptiste, P., Bucciarelli, E., Lannuzel, D., Remenyi, T., & Sarthou, G. (2010). Hydrothermal contribution to the oceanic dissolved iron inventory. *Nature Geoscience*, *3*(4), 252-256.

Taha, S. M., Amer, M. E., Elmarsafy, A. E., & Elkady, M. Y. (2014). Adsorption of 15 different pesticides on untreated and phosphoric acid treated biochar and charcoal from water. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, *2*(4), 2013-2025.

Takahashi, T., Sutherland, S. C., Chipman, D. W., Goddard, J. G., Ho, C., Newberger, T., Sweeney, C., & Munro, D. (2014). Climatological distributions of pH, pCO2, total CO2, alkalinity, and CaCO3 saturation in the global surface ocean, and temporal changes at selected locations. *Marine Chemistry*, *164*, 95-125.

Tanır, Ö. Z. (2021). Determination of heavy metals in some tissues of four fish species from the Karasu River (Erzincan, Turkey) for public consumption. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, *50*(2), 232-246.

Taylor, B. M., Lindfield, S. J., & Choat, J. H. (2015). Hierarchical and scale-dependent effects of fishing pressure and environment on the structure and size distribution of parrotfish communities. *Ecography*, *38*(5), 520-530.

Tchounwou, P. B., Yedjou, C. G., Patlolla, A. K., & Sutton, D. J. (2012). Heavy metal toxicity and the environment. *Molecular, clinical and environmental toxicology: volume 3: environmental toxicology*, 133-164.

Teh, L. S., Teh, L. C., & Sumaila, U. R. (2013). A global estimate of the number of coral reef fishers. *PLoS One*, *8*(6), e65397.

Terry, J. P., Kisun, P., Qareqare, A., & Rajan, J. (2006). Lagoon degradation and management in Yanuca Channel on the Coral Coast of Fiji. *The South Pacific Journal of Natural and Applied Sciences*, *24*(1), 1-10.

Terry, J. P., Kostaschuk, R. A., & Wotling, G. (2008). Features of tropical cyclone-induced flood peaks on Grande Terre, New Caledonia. *Water and Environment Journal*, *22*(3), 177-183.

Terzaghi, E., Zanardini, E., Morosini, C., Raspa, G., Borin, S., Mapelli, F., Vergani, L., & Di Guardo, A. (2018). Rhizoremediation half-lives of PCBs : Role of congener composition, organic carbon forms, bioavailability, microbial activity, plant species and soil conditions, on the prediction of fate and persistence in soil. *Science of the Total Environment*, *612*, 544-560.

Tesser, T., da Rocha, C., & Castro, D. (2021). Metal contamination in omnivores, carnivores and detritivores fish along the Tramandaí River Basin, RS, Brazil. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, *16*, 100496.

Thomann, R. V., Mahony, J. D., & Mueller, R. (1995). Steady-state model of biota sediment accumulation factor for metals in two marine bivalves. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, *14*(11), 1989-1998.

Torréton, J.-P., Rochelle-Newall, E., Jouon, A., Faure, V., Jacquet, S., & Douillet, P. (2007). Correspondence between the distribution of hydrodynamic time parameters and the distribution of biological and chemical variables in a semi-enclosed coral reef lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *74*(4), 766-776.

Torréton, J.-P., Rochelle-Newall, E., Pringault, O., Jacquet, S., Faure, V., & Briand, E. (2010). Variability of primary and

bacterial production in a coral reef lagoon (New Caledonia). *Marine Pollution Bulletin*, *61*(7-12), 335-348.

Toufexi, E., Tsarpali, V., Efthimiou, I., Vidali, M.-S., Vlastos, D., & Dailianis, S. (2013). Environmental and human risk assessment of landfill leachate : An integrated approach with the use of cytotoxic and genotoxic stress indices in mussel and human cells. *Journal of hazardous materials*, *260*, 593-601.

Treml, E. A., Halpin, P. N., Urban, D. L., & Pratson, L. F. (2008). Modeling population connectivity by ocean currents, a graph-theoretic approach for marine conservation. *Landscape Ecology*, *23*, 19-36.

Trescases, J.-J. (1975). L'évolution géochimique supergène des roches ultrabasiques en zone tropicale : Formation des gisements nickélifères de Nouvelle-Calédonie. *Mémoires ORSTOM (Office de la Recherche Scientifique et Technique Outre-Mer).*, *78*, 259.

Tresnakova, N., Stara, A., & Velisek, J. (2021). Effects of glyphosate and its metabolite AMPA on aquatic organisms. *Applied Sciences*, *11*(19), 9004.

U

Ullah, S., & Zorriehzahra, M. J. (2015). Ecotoxicology : A review of pesticides induced toxicity in fish. *Advances in animal and veterinary sciences*, *3*(1), 40-57.

UNESCAP, 2002. Organic agriculture and rural poverty alleviation: potential and best practices in Asia. https://www.ifad.org/en/web/ioe/evaluation/asset/39835482.

V

Vaitla, B., Collar, D., Smith, M. R., Myers, S. S., Rice, B. L., & Golden, C. D. (2018). Predicting nutrient content of ray-finned fishes using phylogenetic information. *Nature Communications*, *9*(1), 3742.

Van Ael, E., Covaci, A., Blust, R., & Bervoets, L. (2012). Persistent organic pollutants in the Scheldt estuary : Environmental distribution and bioaccumulation. *Environment international*, *48*, 17-27.

Van den Berg, M., Birnbaum, L. S., Denison, M., De Vito, M., Farland, W., Feeley, M., Fiedler, H., Hakansson, H., Hanberg, A., & Haws, L. (2006). The 2005 World Health Organization reevaluation of human and mammalian toxic equivalency factors for dioxins and dioxin-like compounds. *Toxicological sciences*, *93*(2), 223-241.

Vanni, M. J. (2002). Nutrient cycling by animals in freshwater ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, *33*(1), 341-370.

Varol, M., Kaçar, E., Sünbül, M. R., & Islam, A. R. M. T. (2022). Levels of metals and elements in tissues of fish species in the Kızılırmak River (Turkey) and assessment of health risks and nutritional benefits. *Environmental Research*, *214*, 113791.

Varol, M., Kaya, G. K., & Alp, A. (2017). Heavy metal and arsenic concentrations in rainbow trout (Oncorhynchus mykiss) farmed in a dam reservoir on the Firat (Euphrates) River : Risk-based consumption advisories. *Science of the Total Environment*, *599*, 1288-1296.

Varol, M., & Sünbül, M. R. (2019). Environmental contaminants in fish species from a large dam reservoir and their potential risks to human health. *Ecotoxicology and environmental safety*, *169*, 507-515.

Varol, M., & Sünbül, M. R. (2020). Macroelements and toxic trace elements in muscle and liver of fish species from the largest three reservoirs in Turkey and human risk assessment based on the worst-case scenarios. *Environmental research*, *184*, 109298.

Veitayaki, J., Ram-Bidesi, V., Matthews, E., Gibson, L., & Vuki, V. C. (1995). *Overview of destructive fishing practices in the Pacific Islands region*.

Velusamy, A., Kumar, P. S., Ram, A., & Chinnadurai, S. (2014). Bioaccumulation of heavy metals in commercially important marine fishes from Mumbai Harbor, India. *Marine pollution bulletin*, *81*(1), 218-224.

Verhaert, V., Newmark, N., D'Hollander, W., Covaci, A., Vlok, W., Wepener, V., Addo-Bediako, A., Jooste, A., Teuchies,

J., & Blust, R. (2017). Persistent organic pollutants in the Olifants River Basin, South Africa : Bioaccumulation and trophic transfer through a subtropical aquatic food web. *Science of the total environment*, *586*, 792-806.

Vermeij, G. J. (1977). The Mesozoic marine revolution : Evidence from snails, predators and grazers. *Paleobiology*, *3*(3), 245-258.

Vermeij, M. J., van Moorselaar, I., Engelhard, S., Hörnlein, C., Vonk, S. M., & Visser, P. M. (2010). The effects of nutrient enrichment and herbivore abundance on the ability of turf algae to overgrow coral in the Caribbean. *PloS one*, *5*(12), e14312.

Veron, J., & Stafford-Smith, M. (2000). Corals of the world Australian institute of marine science. *CCR Old Ptv Ltd., Townsville*.

Vetsis, E., Kalantzi, I., Pergantis, S. A., Kokokiris, L., & Karakassis, I. (2021). Metals in tissues of marine fish from the Thermaikos Gulf, Eastern Mediterranean Sea : Detection of changes with trophic level. *Marine Pollution Bulletin*, *173*, 113024.

Vieira, A. T., & Vinolo, M. A. R. (2019). Regulation of immune cell function by short chain fatty acids and their impact on arthritis. In *Bioactive Food as Dietary Interventions for Arthritis and Related Inflammatory Diseases* (p. 175-188). Elsevier.

Vieira, C., Payri, C., & De Clerck, O. (2015). Overgrowth and killing of corals by the brown alga L obophora hederacea (D ictyotales, P haeophyceae) on healthy reefs in New Caledonia : A new case of the epizoism syndrome. *Phycological Research*, *63*(2), 152-153.

Virly, S. (2008). Atlas des mangroves de la Nouvelle-Calédonie (p. 208). ZONECO. http://www.zoneco.nc/documents/atlas-des-mangroves-de-la-nouvelle-caledonie.

Visha, A., Gandhi, N., Bhavsar, S. P., & Arhonditsis, G. B. (2018). A Bayesian assessment of polychlorinated biphenyl contamination of fish communities in the Laurentian Great Lakes. *Chemosphere*, *210*, 1193-1206.

W

Wafo, E., Risoul, V., Schembri, T., Lagadec, V., Dhermain, F., Mama, C., & Portugal, H. (2012). PCBs and DDTs in *Stenella coeruleoalba* dolphins from the French Mediterranean coastal environment (2007–2009) : Current state of contamination. *Marine pollution bulletin*, *64*(11), 2535-2541.

Wainwright, P. C., Smith, W. L., Price, S. A., Tang, K. L., Sparks, J. S., Ferry, L. A., Kuhn, K. L., Eytan, R. I., & Near, T. J. (2012). The evolution of pharyngognathy : A phylogenetic and functional appraisal of the pharyngeal jaw key innovation in labroid fishes and beyond. *Systematic biology*, *61*(6), 1001-1027.

Wairiu, M. (2017). Land degradation and sustainable land management practices in Pacific Island Countries. *Regional Environmental Change*, *17*, 1053-1064.

Wallace, C. C., & Rosen, B. R. (2006). Diverse staghorn corals (Acropora) in high-latitude Eocene assemblages : Implications for the evolution of modern diversity patterns of reef corals. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, *273*(1589), 975-982.

Wang, C., Harris, W. S., Chung, M., Lichtenstein, A. H., Balk, E. M., Kupelnick, B., Jordan, H. S., & Lau, J. (2006). n− 3 Fatty acids from fish or fish-oil supplements, but not α-linolenic acid, benefit cardiovascular disease outcomes in primary-and secondary-prevention studies : A systematic review. *The American journal of clinical nutrition*, *84*(1), 5-17.

Wang, Y., Chen, P., Cui, R., Si, W., Zhang, Y., & Ji, W. (2010). Heavy metal concentrations in water, sediment, and tissues of two fish species (Triplohysa pappenheimi, Gobio hwanghensis) from the Lanzhou section of the Yellow River, China. *Environmental monitoring and assessment*, *165*, 97-102.

Wantiez, L., Bouilleret, F., Frolla, P., & Goroparawa, D. (2019). Bilan de santé des communautés biologiques et de l'habitat des récifs coralliens de Walpole. *Université de la Nouvelle-Calédonie, Nouméa*.

Wasi, S., Tabrez, S., & Ahmad, M. (2013). Toxicological effects of major environmental pollutants : An overview. *Environmental monitoring and assessment*, *185*, 2585-2593.

Wear, S. L., & Thurber, R. V. (2015). Sewage pollution : Mitigation is key for coral reef stewardship. *Annals of the New York*

Academy of Sciences, *1355*(1), 15-30.

Webster, M. S., & Hixon, M. A. (2000). Mechanisms and individual consequences of intraspecific competition in a coral-reef fish. *Marine Ecology Progress Series*, *196*, 187-194.

Weichselbaum, E., Coe, S., Buttriss, J., & Stanner, S. (2013). Fish in the diet : A review. *Nutrition Bulletin*, *38*(2), 128-177.

Wejieme, N., Vigliola, L., Parravicini, V., Nicolay, A., Wafo, E., Bustamante, P., & Letourneur, Y. (2025a). Assessment of spatial distribution of organic contaminants and metallic compounds on a tropical island'coral reef fish communities. *Marine Pollution Bulletin*, *217*, 118031.

Wejieme, N., Vigliola, L., Parravicini, V., Sellanes, J., Wafo, E., Zapata-Hernandez, G., Bustamante, P., & Letourneur, Y. (2025b). Widespread presence of metallic compounds and organic contaminants across Pacific coral reef fish. *Science of the Total Environment*, *958*, 177914.

Wenger, A. S., Harris, D., Weber, S., Vaghi, F., Nand, Y., Naisilisili, W., Hughes, A., Delevaux, J., Klein, C. J., & Watson, J. (2020). Best-practice forestry management delivers diminishing returns for coral reefs with increased land-clearing. *Journal of Applied Ecology*, *57*(12), 2381-2392.

Wenger, A. S., Harvey, E., Wilson, S., Rawson, C., Newman, S. J., Clarke, D., Saunders, B. J., Browne, N., Travers, M. J., & Mcilwain, J. L. (2017). A critical analysis of the direct effects of dredging on fish. *Fish and Fisheries*, *18*(5), 967-985.

Williams, D. Dm. (1983). *Longitudinal and latitudinal variation in the structure of reef fish communities*. Proceedings: Inaugural Great Barrier Reef Conference, Townsville Aug 28-Sept 2, 1983-pages: 265-270.

Williams, D. M. (1982). Patterns in the distribution of fish communities across the central Great Barrier Reef. *Coral Reefs*, *1*, 35-43.

Williams, G. M., Kroes, R., & Munro, I. C. (2000). Safety evaluation and risk assessment of the herbicide Roundup and its active ingredient, glyphosate, for humans. *Regulatory toxicology and pharmacology*, *31*(2), 117-165.

Williams, R. S., Curnick, D. J., Barber, J. L., Brownlow, A., Davison, N. J., Deaville, R., Perkins, M., Jobling, S., & Jepson, P. D. (2020). Juvenile harbor porpoises in the UK are exposed to a more neurotoxic mixture of polychlorinated biphenyls than adults. *Science of the Total Environment*, *708*, 134835.

Wilson, S., Dolman, A., Cheal, A., Emslie, M., Pratchett, M. S., & Sweatman, H. P. (2009). Maintenance of fish diversity on disturbed coral reefs. *Coral reefs*, *28*, 3-14.

Wilson, S. K., Burgess, S. C., Cheal, A. J., Emslie, M., Fisher, R., Miller, I., Polunin, N. V., & Sweatman, H. P. (2008). Habitat utilization by coral reef fish : Implications for specialists vs. Generalists in a changing environment. *Journal of Animal Ecology*, 220-228.

Wilson, S. K., Depczynski, M., Fisher, R., Holmes, T. H., O'Leary, R. A., & Tinkler, P. (2010). Habitat associations of juvenile fish at Ningaloo Reef, Western Australia : The importance of coral and algae. *PLOS one*, *5*(12), e15185.

Wilson, S. K., Graham, N. A., Pratchett, M. S., Jones, G. P., & Polunin, N. V. (2006). Multiple disturbances and the global degradation of coral reefs : Are reef fishes at risk or resilient? *Global Change Biology*, *12*(11), 2220-2234.

Wismer, S., Tebbett, S. B., Streit, R. P., & Bellwood, D. R. (2019). Spatial mismatch in fish and coral loss following 2016 mass coral bleaching. *Science of the Total Environment*, *650*, 1487-1498.

World Health Organisation Representative Office in the South Pacific. (2015). Noncommunicable diseases South Pacific situation summary. Retrieved June 4, 2015, from http://www.wpro.who.int/southpacific/programmes/healthy_communities/noncommunicable_diseases/page/en/.

Y

Yan, H. F., & Bellwood, D. R. (2023). Multi-decadal stability of fish productivity despite increasing coral reef degradation. *Functional Ecology*, *37*(5), 1245-1255.

Yılmaz, A. B., Sangün, M. K., Yağlıoğlu, D., & Turan, C. (2010). Metals (major, essential to non-essential) composition of the different tissues of three demersal fish species from Iskenderun Bay, Turkey. *Food chemistry*, *123*(2), 410-415.

Yonger, M. (2002). Approche de la Pêcherie Récifo-Lagonaire de Moorea (Polynésie française): Évaluation de la Production Halieutique et de la Population de Pêcheurs. Rennes: ENSA.

You, J., Harwood, A. D., Li, H., & Lydy, M. J. (2011). Chemical techniques for assessing bioavailability of sediment-associated contaminants : SPME versus Tenax extraction. *Journal of Environmental Monitoring*, *13*(4), 792-800.

Young, G. C. (2010). Placoderms (armored fish) : Dominant vertebrates of the Devonian period. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*, *38*(1), 523-550.

Younger, P. (2001). Mine water pollution in Scotland : Nature, extent and preventative strategies. *Science of the Total Environment*, *265*(1-3), 309-326.

Younis, E. M., Abdel-Warith, A.-W. A., Al-Asgah, N. A., Elthebite, S. A., & Rahman, M. M. (2021). Nutritional value and bioaccumulation of heavy metals in muscle tissues of five commercially important marine fish species from the Red Sea. *Saudi Journal of Biological Sciences*, *28*(3), 1860-1866.

Yu, H., Liu, Y., Shu, X., Ma, L., & Pan, Y. (2020). Assessment of the spatial distribution of organochlorine pesticides (OCPs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) in urban soil of China. *Chemosphere*, *243*, 125392.

Z

Zaneveld, J. R., Burkepile, D. E., Shantz, A. A., Pritchard, C. E., McMinds, R., Payet, J. P., Welsh, R., Correa, A., Lemoine, N. P., & Rosales, S. (2016). Overfishing and nutrient pollution interact with temperature to disrupt coral reefs down to microbial scales. *Nature communications*, *7*(1), 1-12.

Zapata-Hernández, G., Sellanes, J., & Muñoz, P. (2022). Stable isotopes reveal overlooked incorporation of diffuse land-based sources of nutrients and organic matter by intertidal communities at Rapa Nui (Easter Island). *Marine Pollution Bulletin*, *176*, 113415.

Zeller, D., Booth, S., & Pauly, D. (2006). Fisheries contributions to the gross domestic product : Underestimating small-scale fisheries in the Pacific. *Marine Resource Economics*, *21*(4), 355-374.

Zenebe, T., Ahlgren, G., Gustafsson, I., & Boberg, M. (1998). Fatty acid and lipid content of Oreochromis niloticus L. in Ethiopian lakes—Dietary effects of phytoplankton. *Ecology of Freshwater Fish*, *7*(3), 146-158.

Zhan, H., Huang, Y., Lin, Z., Bhatt, P., & Chen, S. (2020). New insights into the microbial degradation and catalytic mechanism of synthetic pyrethroids. *Environmental Research*, *182*, 109138.

Zhang, L., & Wang, W. (2007). Size-dependence of the potential for metal biomagnification in early life stages of marine fish. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, *26*(4), 787-794.

Zhang, W. (2018). Global pesticide use : Profile, trend, cost/benefit and more. *Proceedings of the International Academy of Ecology and Environmental Sciences*, *8*(1), 1.

Zhang, W., Pang, S., Lin, Z., Mishra, S., Bhatt, P., & Chen, S. (2021). Biotransformation of perfluoroalkyl acid precursors from various environmental systems : Advances and perspectives. *Environmental Pollution*, *272*, 115908.

Zhang, X., Ning, X., He, X., Sun, X., Yu, X., Cheng, Y., Yu, R.-Q., & Wu, Y. (2020). Fatty acid composition analyses of commercially important fish species from the Pearl River Estuary, China. *PLoS One*, *15*(1), e0228276.

Zhang, Y., Wang, W., Song, J., Ren, Z., Yuan, H., Yan, H., Zhang, J., Pei, Z., & He, Z. (2016). Environmental characteristics of polybrominated diphenyl ethers in marine system, with emphasis on marine organisms and sediments. *BioMed research international*, *2016*(1), 1317232.

Zhang, Y., Zhuang, P., Mao, L., Chen, X., Wang, J., Cheng, L., Ding, G., & Jiao, J. (2019). Current level of fish and omega-3 fatty acid intakes and risk of Type 2 diabetes in China. *The Journal of nutritional biochemistry*, *74*, 108249.

Zhao, S., Breivik, K., Liu, G., Zheng, M., Jones, K. C., & Sweetman, A. J. (2017). Long-term temporal trends of polychlorinated biphenyls and their controlling sources in China. *Environmental science & technology*, *51*(5), 2838-2845.

Zhu, Y.-M., Lu, X., & Zhou, Y. (2008). Sediment flux sensitivity to climate change : A case study in the Longchuanjiang catchment of the upper Yangtze River, China. *Global and Planetary Change*, *60*(3-4), 429-442.

Žižek, S., Horvat, M., Gibičar, D., Fajon, V., & Toman, M. J. (2007). Bioaccumulation of mercury in benthic communities of

a river ecosystem affected by mercury mining. *Science of the Total Environment*, *377*(2-3), 407-415.

Zrnčić, S., Oraić, D., Ćaleta, M., Mihaljević, Ž., Zanella, D., & Bilandžić, N. (2013). Biomonitoring of heavy metals in fish from the Danube River. *Environmental monitoring and assessment*, *185*, 1189-1198.

ANNEXES

Table S3.1. List of fish species sampled per site in the studied PICTs. For each case, the three values (i.e., n1-n2-n3) indicated the number of individuals analyzed for MTEs, pesticides and PCBs respectively. For instance, the total number of Acanthuridae analyzed, all species, years and sites pooled, was 107 for MTEs, 74 for pesticides, and 60 for PCBs. Codes of trophic categories: H= herbivores, O= omnivores, mc= micro-carnivores and MC= macro-carnivores.

	Fiji	**French Polynesia**	**Futuna**	**Kiribati**	**New Caledonia**	**Rapa Nui**	**Samoa**	**Vanuatu**	**Wallis**	**Total**
Year(s)	2019	2011, 2016, 2018, 2019	2018	2019	2011, 2012, 2017, 2018, 2021	2019	2019	2019	2012, 2018	
Nb sites	2	4	1	3	8	1	2	1	2	
Acanthuridae (H)		31 - 6 - 3	3 - 9 - 9		36 - 30 - 29	10 - 5 - 5	6 - 6 - 3	6 - 6 - 6	15 - 12 - 5	**107 - 74 - 60**
Acanthurus blochii							2 - 2 - 1			2 - 2 - 1
Acanthurus leucopareius						10 - 5 - 5				10 - 5 - 5
Acanthurus lineatus								4 - 4 - 4		4 - 4 - 4
Acanthurus nigricauda			0 - 1 - 1		3 - 3 - 3			2 - 2 - 2		5 - 6 - 6
Acanthurus nigrofuscus		3 - 3 - 0	3 - 5 - 5		0 - 2 - 2					6 - 10 - 7
Acanthurus triostegus		7 - 0 - 0								7 - 0 - 0
Acanthurus xanthopterus									3 - 3 - 3	3 - 3 - 3
Ctenochaetus marginatus		0 - 3 - 3								0 - 3 - 3
Ctenochaetus striatus		8 - 0 - 0			3 - 3 - 3		4 - 4 - 2		12 - 9 - 2	27 - 16 - 7
Naso brevirostris		3 - 0 - 0								3 - 0 - 0
Naso lituratus		5 - 0 - 0			5 - 3 - 3					10 - 3 - 3
Naso tonganus					7 - 7 - 6					7 - 7 - 6
Naso unicornis		2 - 0 - 0	0 - 3 - 3		11 - 9 - 9					13 - 12 - 12
Naso vlamingii		3 - 0 - 0								3 - 0 - 0
Zebrasoma scopas					4 - 0 - 0					4 - 0 - 0
Zebrasoma velifer					3 - 3 - 3					3 - 3 - 3
Albulidae (mc)				12 - 12 - 12						**12 - 12 - 12**
Albula glossodonta				12 - 12 - 12						12 - 12 - 12

Apogonidae (mc)			3 - 2 - 2			**3 - 2 - 2**
Ostorhinchus novemfasciatus			3 - 2 - 2			3 - 2 - 2
Belonidae (MC)	1 - 0 - 0					**1 - 0 - 0**
Tylosurus crocodilus	1 - 0 - 0					1 - 0 - 0
Carangidae (MC)	5 - 0 - 0	3 - 3 - 3	4 - 3 - 3	2 - 0 - 0		**14 - 6 - 6**
Carangoides plagiotaenia			1 - 1 - 1			1 - 1 - 1
Caranx ignobilis	1 - 0 - 0					1 - 0 - 0
Caranx lugubris			3 - 2 - 2			3 - 2 - 2
Caranx melampygus	3 - 0 - 0	3 - 3 - 3				6 - 3 - 3
Scomberoides lysan	1 - 0 - 0					1 - 0 - 0
Seriola lalandi				2 - 0 - 0		2 - 0 - 0
Chaetodontidae (mc)	12 - 19 - 19		11 - 3 - 3	5 - 5 - 5	3 - 3 - 0	**31 - 30 - 27**
Chaetodon citrinellus	12 - 19 - 19		8 - 0 - 0			20 - 19 - 19
Chaetodon litus				5 - 5 - 5		5 - 5 - 5
Chaetodon lunula					1 - 1 - 0	1 - 1 - 0
Chaetodon lunulatus			3 - 3 - 3			3 - 3 - 3
Chaetodon vagabundus					2 - 2 - 0	2 - 2 - 0
Congridae (MC)			37 - 17 - 17			**37 - 17 - 17**
Conger cinereus			37 - 17 - 17			37 - 17 - 17
Ephippidae (mc)	1 - 0 - 0					**1 - 0 - 0**
Platax orbicularis	1 - 0 - 0					1 - 0 - 0
Gobiidae (O)	1 - 1 - 0				4 - 4 - 0	**5 - 5 - 0**
Amblygobius phalaena					4 - 4 - 0	4 - 4 - 0
Asterropteryx semipunctata	1 - 1 - 0					1 - 1 - 0
Haemulidae (mc)		4 - 3 - 3	6 - 0 - 0			**10 - 3 - 3**
Plectorhinchus gibbosus		1 - 1 - 1				1 - 1 - 1
Plectorhinchus lineatus			1 - 0 - 0			1 - 0 - 0
Plectorhinchus picus			5 - 0 - 0			5 - 0 - 0
Plectorhinchus vittatus		3 - 2 - 2				3 - 2 - 2

Holocentridae (mc)		14 - 15 - 12	0 - 2 - 2		15 - 10 - 8	3 - 1 - 1		3 - 3 - 3	19 - 19 - 8	**54 - 50 - 34**
Myripristis berndti		5 - 6 - 6								5 - 6 - 6
Myripristis kuntee			0 - 2 - 2		3 - 3 - 3			3 - 3 - 3	11 - 11 - 8	17 - 19 - 16
Myripristis murdjan					1 - 0 - 0					1 - 0 - 0
Myripristis sp		3 - 0 - 0								3 - 0 - 0
Neoniphon sammara					2 - 0 - 0				2 - 2 - 0	4 - 2 - 0
Sargocentron diadema					8 - 7 - 5				4 - 4 - 0	12 - 11 - 5
Sargocentron punctatissimum					1 - 0 - 0					1 - 0 - 0
Sargocentron spiniferum		3 - 0 - 0								3 - 0 - 0
Sargocentron tiere		3 - 9 - 6								3 - 9 - 6
Sargocentron violaceum									2 - 2 - 0	2 - 2 - 0
Sargocentron wilhelmi						3 - 1 - 1				3 - 1 - 1
Kyphosidae (O)		4 - 0 - 0	0 - 3 - 3		7 - 8 - 8					**11 - 11 - 11**
Kyphosus cinerascens		3 - 0 - 0								3 - 0 - 0
Kyphosus pacificus					4 - 5 - 5					4 - 5 - 5
Kyphosus vaigiensis		1 - 0 - 0	0 - 3 - 3		3 - 3 - 3					4 - 6 - 6
Labridae (mc)		3 - 0 - 0			16 - 13 - 12				15 - 15 - 0	**34 - 28 - 12**
Anampses geographicus					1 - 0 - 0					1 - 0 - 0
Bodianus loxozonus					3 - 3 - 3					3 - 3 - 3
Bodianus perditio					4 - 4 - 4					4 - 4 - 4
Cheilinus chlorourus									7 - 0 - 0	7 - 0 - 0
Coris aygula		2 - 0 - 0								2 - 0 - 0
Epibulus insidiator		1 - 0 - 0							0 - 7 - 0	1 - 7 - 0
Halichoeres hortulanus					6 - 6 - 5					6 - 6 - 5
Halichoeres trimaculatus									5 - 5 - 0	5 - 5 - 0
Thalassoma hardwicke									3 - 3 - 0	3 - 3 - 0
Thalassoma jansenii					1 - 0 - 0					1 - 0 - 0
Thalassoma lutescens					1 - 0 - 0					1 - 0 - 0
Lethrinidae (MC)	17 - 17 - 17	4 - 0 - 0		12 - 12 - 8	24 - 22 - 21		7 - 7 - 4	6 - 6 - 6	4 - 4 - 4	**74 - 68 - 60**

Gnathodentex aureolineatus		2 - 0 - 0						2 - 0 - 0
Gymniocranius sp				1 - 1 - 1				1 - 1 - 1
Gymnocranius euanus				3 - 3 - 3				3 - 3 - 3
Lethrinus atkinsoni				5 - 5 - 5	3 - 3 - 0	2 - 2 - 2		10 - 10 - 7
Lethrinus harak	5 - 5 - 5							5 - 5 - 5
Lethrinus lentjan							2 - 2 - 2	2 - 2 - 2
Lethrinus nebulosus	5 - 5 - 5		12 - 12 - 8	4 - 4 - 4				21 - 21 - 17
Lethrinus obsoletus						2 - 2 - 2		2 - 2 - 2
Lethrinus olivaceus					4 - 4 - 4		1 - 1 - 1	5 - 5 - 5
Lethrinus rubrioperculatus				10 - 9 - 8				10 - 9 - 8
Lethrinus xanthochilus	7 - 7 - 7	1 - 0 - 0				2 - 2 - 2	1 - 1 - 1	11 - 10 - 10
Monotaxis grandoculis		1 - 0 - 0		1 - 0 - 0				2 - 0 - 0
Lutjanidae (MC)		14 - 16 - 16	4 - 4 - 4	15 - 10 - 10	7 - 7 - 7	3 - 3 - 3	6 - 6 - 6	**49 - 46 - 46**
Aphareus furca		3 - 0 - 0						3 - 0 - 0
Lutjanus bohar				5 - 3 - 3			3 - 3 - 3	8 - 6 - 6
Lutjanus fulvus		1 - 5 - 5						1 - 5 - 5
Lutjanus gibbus		3 - 5 - 5	4 - 4 - 4	2 - 1 - 1	7 - 7 - 7	3 - 3 - 3	3 - 3 - 3	22 - 23 - 23
Lutjanus kasmira		5 - 6 - 6		5 - 3 - 3				10 - 9 - 9
Lutjanus monostigma		2 - 0 - 0						2 - 0 - 0
Lutjanus quinquelineatus				3 - 3 - 3				3 - 3 - 3
Mugilidae (O)		2 - 0 - 0						**2 - 0 - 0**
Ellochelon vaigiensis		2 - 0 - 0						2 - 0 - 0
Mullidae (mc)		1		10 - 6 - 5				**20 - 6 - 5**
Mulloidichthys vanicolensis		3 - 0 - 0						3 - 0 - 0
Parupeneus barberinus		1 - 0 - 0		4 - 3 - 2				5 - 3 - 2
Parupeneus ciliatus		2 - 0 - 0						2 - 0 - 0
Parupeneus insularis		1 - 0 - 0						1 - 0 - 0
Parupeneus multifasciatus		3 - 0 - 0		2 - 0 - 0				5 - 0 - 0

Parupeneus porphyreus			1 - 0 - 0				1 - 0 - 0
Parupeneus trifasciatus			3 - 3 - 3				3 - 3 - 3
Muraenidae (MC)	2 - 2 - 0		48 - 12 - 12				**50 - 14 - 12**
Gymnothorax chilospilus			48 - 12 - 12				48 - 12 - 12
Gymnothorax sp	2 - 2 - 0						2 - 2 - 0
Pomacanthidae (O)			6 - 0 - 0				**6 - 0 - 0**
Centropyge flavissima			6 - 0 - 0				6 - 0 - 0
Pomacentridae (mc, O)	55 - 50 - 36	3 - 8 - 8	63 - 34 - 33			33 - 37 - 25	**154 - 129 - 102**
Chromis iomelas	5 - 5 - 0						5 - 5 - 0
Chromis margaritifer	1 - 1 - 0						1 - 1 - 0
Chromis viridis			1 - 0 - 0				1 - 0 - 0
Chrysiptera taupou		0 - 2 - 2	3 - 1 - 1			7 - 10 - 3	10 - 13 - 6
Chrysiptera biocellata						3 - 3 - 0	3 - 3 - 0
Plectroglyphidodon fasciolatus			4 - 0 - 0				4 - 0 - 0
Pomacentrus pavo						2 - 2 - 0	2 - 2 - 0
Pomacentrus vaiuli			2 - 0 - 0				2 - 0 - 0
Pycnochromis amboinensis			1 - 0 - 0				1 - 0 - 0
Pycnochromis agilis			3 - 0 - 0				3 - 0 - 0
Pycnochromis atripes			2 - 0 - 0				2 - 0 - 0
Stegastes lacrymatus			2 - 0 - 0				2 - 0 - 0
Stegastes lividus			10 - 10 - 10				10 - 10 - 10
Stegastes nigricans	49 - 44 - 36	3 - 6 - 6	35 - 23 - 22			21 - 22 - 22	108 - 95 - 86
Priacanthidae (MC)	1 - 0 - 0						**1 - 0 - 0**
Priacanthus hamrur	1 - 0 - 0						1 - 0 - 0
Scaridae (H)	44 - 0 - 0		22 - 12 - 12	4 - 4 - 4	4 - 4 - 4	8 - 8 - 0	**82 - 28 - 20**
Calotomus carolinus	2 - 0 - 0						2 - 0 - 0
Chlorurus microrhinos	4 - 0 - 0		10 - 9 - 9				14 - 9 - 9
Chlorurus sordidus	3 - 0 - 0		2 - 0 - 0	2 - 2 - 2	3 - 3 - 3	8 - 8 - 0	18 - 13 - 5

Chlorurus spilurus		12 - 0 - 0							12 - 0 - 0
Scarus altipinnis		4 - 0 - 0			5 - 0 - 0				9 - 0 - 0
Scarus forsteni		1 - 0 - 0							1 - 0 - 0
Scarus frenatus		2 - 0 - 0			4 - 3 - 3				6 - 3 - 3
Scarus globiceps		2 - 0 - 0							2 - 0 - 0
Scarus niger		1 - 0 - 0			1 - 0 - 0				2 - 0 - 0
Scarus oviceps		6 - 0 - 0							6 - 0 - 0
Scarus psittacus		4 - 0 - 0				1 - 1 - 1			5 - 1 - 1
Scarus rubroviolaceus		2 - 0 - 0				1 - 1 - 1	1 - 1 - 1		4 - 2 - 2
Scarus schlegeli		1 - 0 - 0							1 - 0 - 0
Scorpaenidae (mc)								3 - 3 - 0	**3 - 3 - 0**
Scorpaenodes sp								3 - 3 - 0	3 - 3 - 0
Serranidae (MC)	12 - 13 - 12	66 - 39 - 39	7 - 5 - 5	11 - 12 - 12	61 - 54 - 53	9 - 9 - 9	8 - 9 - 9	36 - 33 - 33	**210 - 174 - 172**
Cephalopholis argus		14 - 6 - 6	7 - 4 - 4	11 - 12 - 12	2 - 0 - 0	2 - 2 - 2		16 - 13 - 13	52 - 37 - 37
Cephalopholis sexmaculata		17 - 16 - 16							17 - 16 - 16
Cephalopholis urodeta		1 - 0 - 0			8 - 7 - 7				9 - 7 - 7
Epinephelus cyanopodus					1 - 0 - 0				1 - 0 - 0
Epinephelus fasciatus		6 - 8 - 8							6 - 8 - 8
Epinephelus hexagonatus		3 - 0 - 0				1 - 1 - 1			4 - 1 - 1
Epinephelus howlandi					3 - 3 - 3	4 - 4 - 4		3 - 3 - 3	10 - 10 - 10
Epinephelus macrospilos								2 - 2 - 2	2 - 2 - 2
Epinephelus maculatus					11 - 11 - 10				11 - 11 - 10
Epinephelus merra		20 - 9 - 9			1 - 2 - 2	1 - 1 - 1		11 - 11 - 11	33 - 23 - 23
Epinephelus polyphekadion	8 - 9 - 8		0 - 1 - 1		2 - 2 - 2			4 - 4 - 4	14 - 16 - 15
Epinephelus tauvina					2 - 1 - 1				2 - 1 - 1
Plectropomus laevis					18 - 16 - 16				18 - 16 - 16
Plectropomus leopardus	4 - 4 - 4				11 - 11 - 11				15 - 15 - 15

Plectropomus maculatus								4 - 4 - 4		4 - 4 - 4
Variola louti		5 - 0 - 0			2 - 1 - 1		1 - 1 - 1	4 - 5 - 5		12 - 7 - 7
Siganidae (H)		2 - 0 - 0			3 - 3 - 3					**5 - 3 - 3**
Siganus punctatus					3 - 3 - 3					3 - 3 - 3
Siganus spinus		2 - 0 - 0								2 - 0 - 0
Sphyraenidae (MC)		1 - 0 - 0								**1 - 0 - 0**
Sphyraena barracuda		1 - 0 - 0								1 - 0 - 0
Tetraodontidae (O)		1 - 1 - 0								**1 - 1 - 0**
Canthigaster solandri		1 - 1 - 0								1 - 1 - 0
Zanclidae (O)					3 - 6 - 6					**3 - 6 - 6**
Zanclus cornutus					3 - 6 - 6					3 - 6 - 6
Total	**29 - 30 - 29**	**274 - 149 - 125**	**20 - 33 - 33**	**39 - 40 - 36**	**390 - 245 - 237**	**20 - 11 - 11**	**33 - 33 - 27**	**30 - 31 - 31**	**146 - 144 - 81**	**983 - 716 - 610**

Table S3.2. Correlation matrix between predictive variables used in the first phase of analysis, showing only variables with a Pearson correlation coefficient below 0.7 (this table does not include the variables diet, mobility, activity and gregariousness, as these are categorical variables).

	Size	**Total population**	**Agricultural land**	**GDP per capita**	**Pesticides trade**	**Human gravity**	**SST max**	**Reef 3km**	**Reef 30km**	**Land 3km**	**Land 30km**
Size (cm)	1	0.17	0.17	0.08	0.10	0.04	0.01	-0.13	-0.02	-0.15	0.03
Total population		1	0.68	0.11	0.66	0.54	0	-0.29	0	-0.02	0.34
Agricultural land			1	0.56	0.04	0.30	0	-0.40	0.31	-0.39	0.36
GDP per capita				1	-0.2	-0.19	-0.34	-0.32	0.28	-0.44	-0.12
Pesticides trade					1	0.44	-0.24	-0.13	-0.24	0.36	0.23
Human gravity						1	-0.04	-0.11	-0.06	0.10	0.36
SST max (°C)							1	0.32	-0.02	-0.16	-0.13
Reef 3km (km²)								1	0.12	0.06	-0.26
Reef 30km (km²)									1	-0.08	0.27
Land 3km (km²)										1	0.45
Land 30km (km²)											1

Table S3.3. Correlation matrix between the predictive variables used in the second phase of analysis, showing only variables with a Pearson correlation coefficient below 0.7.

	Total population	**Pesticides trade**	**Human gravity**	**SST mean**	**Reef 3km**	**Reef 30km**	**Reef 600km**	**Land 3km**	**Land 30km**
Total population	1	0.35	-0.06	0.01	-0.06	0.07	0.32	-0.05	0.16
Pesticides trade		1	0,01	-0.21	-0.04	0.09	0.28	-0.08	0.31
Human gravity			1	-0.03	0.18	0.05	-0.11	0.03	0.21
SST mean (°C)				1	0.11	-0.08	-0.34	-0.01	-0.10
Reef 3km (km^2)					1	0.45	-0.03	0.17	0.05
Reef 30km (km^2)						1	0.31	0.01	0.26
Reef 600km (km^2)							1	-0.16	0.31
Land 3km (km^2)								1	0.07
Land 30km (km^2)									1

Table S3.4. Mean concentrations of (A) MTEs measured on sampled fish, according to islands sampled and trophic categories, expressed in $mg.g^{-1}$ dry wet, and (B) POPs measured on sampled fish, according to islands sampled and trophic categories, expressed in $ng.g^{-1}$ dry wet. No data= " - " (e.g. technical problem, or contaminant not targeted in a given PICT). (FP) = French Polynesia.

(A) MTEs	**Hg**	**Ag**	**As**	**Cd**	**Co**	**Cr**	**Cu**	**Fe**	**Mn**	**Ni**	**Pb**	**Se**	**V**	**Zn**
Fiji														
Macro-carnivore	0.300	-	38.87	0.006	0.018	1.135	1.271	14.93	0.392	0.104	0.024	1.836	-	-
Micro-carnivore	0.289	-	19.13	0.005	0.032	0.915	1.343	13.42	0.409	0.132	0.026	2.213	-	-
Futuna														
Herbivore	0.062	0.005	1.20	0.001	0.142	0.326	0.486	8.87	0.326	0.100	0.073	0.450	-	-
Macro-carnivore	0.329	0.001	22.22	0.001	0.010	0.992	0.860	7.62	0.319	0.162	0.036	1.448	-	-
Micro-carnivore	0.275	0.001	56.46	0.014	0.031	0.792	1.550	22.15	0.489	0.253	0.056	1.003	-	-

Omnivore	0.053	0.001	3.72	0.008	0.166	0.271	0.725	11.61	0.479	0.010	0.075	0.663	-	-
Gambier (FP)														
- *Herbivore*	-	0.009	0.90	0.010	0.054	0.220	1.521	13.34	0.251	0.097	-	3.171	0.821	19.44
Macro-carnivore	-	0.008	1.16	0.008	0.008	0.400	1.341	12.10	0.244	0.043	-	4.619	0.749	18.70
Kiribati														
Macro-carnivore	0.374	0.001	14.20	0.022	0.001	0.216	0.885	7.73	0.205	0.042	0.018	2.089	-	-
Micro-carnivore	0.096	0.001	10.92	0.021	0.009	1.217	0.670	12.14	0.230	0.419	0.060	2.315	-	-
Marquesas (FP)														
Macro-carnivore	0.175	0.004	14.01	0.081	0.158	21.633	0.835	104.85	1.196	6.159	0.070	1.597	-	-
Moorea (FP)														
Herbivore	0.008	0.006	3.38	0.013	0.055	0.381	1.411	9.92	0.416	0.183	0.059	1.216	0.556	17.71
Macro-carnivore	0.462	0.008	11.87	0.016	0.024	0.289	1.201	9.82	0.472	0.130	0.043	2.894	0.616	22.07
Micro-carnivore	0.456	0.007	39.97	0.015	0.017	0.247	1.411	10.83	0.622	0.141	0.041	2.821	0.548	16.72
Omnivore	0.021	0.009	2.57	0.010	0.047	0.334	1.032	20.04	1.371	0.204	0.076	1.512	0.661	13.92
New Caledonia														
Herbivore	0.026	0.031	3.15	0.027	0.071	9.416	0.939	51.26	0.900	3.325	0.205	1.039	-	-
Macro-carnivore	0.235	0.065	13.08	0.135	0.084	4.978	1.275	39.51	1.523	1.770	0.092	1.612	0.254	51.68
Micro-carnivore	0.282	0.015	29.47	0.061	0.083	9.662	1.188	59.41	1.026	3.345	0.123	1.766	-	-
Omnivore	0.038	0.124	4.13	0.051	0.118	10.243	1.137	55.85	1.158	3.664	0.090	1.157	-	-
Rapa Nui														
Herbivore	0.009	0.013	1.90	0.006	0.139	2.034	1.204	39.24	0.544	0.312	-	3.711	0.522	17.78
Macro-carnivore	0.857	0.005	5.38	0.005	0.028	0.836	2.025	75.79	2.091	0.304	-	5.321	0.520	29.81
Micro-carnivore	2.624	0.005	9.54	0.017	0.038	1.278	1.899	24.22	0.582	0.120	-	4.727	0.501	17.56
Samoa														
Herbivore	0.075	-	4.54	0.011	0.203	18.033	1.775	94.37	1.316	6.931	0.033	0.965	-	-
Macro-carnivore	0.302	-	28.18	0.013	0.202	26.791	1.878	135.39	1.442	10.542	0.031	1.902	-	-
Micro-carnivore	0.364	-	21.80	0.007	0.141	20.050	2.724	102.70	0.995	6.745	0.084	2.223	-	-
Omnivore	0.065	-	4.26	0.006	0.173	18.713	1.701	103.48	1.332	7.901	0.029	0.808	-	-

Tetiaroa (FP)														
Macro-carnivore	-	0.009	15.50	0.035	0.009	0.651	1.433	26.87	0.247	0.043	-	5.524	0.868	41.46
Vanuatu														
Herbivore	0.173	-	3.48	0.012	0.030	1.691	1.093	16.72	0.449	0.422	0.022	0.935	-	-
Macro-carnivore	0.334	-	11.45	0.002	0.003	1.362	1.332	12.40	0.273	0.080	0.015	1.485	-	-
Micro-carnivore	0.386	-	21.29	0.016	0.019	0.533	1.686	11.24	0.256	0.071	0.016	1.940	-	-
Wallis														
Herbivore	0.008	0.046	3.61	0.046	0.076	0.465	0.611	14.62	0.464	0.247	0.061	0.868	-	-
Macro-carnivore	0.308	0.009	15.82	0.011	0.013	0.536	0.497	9.89	0.403	0.155	0.035	2.139	-	-
Micro-carnivore	0.158	0.018	27.17	0.024	0.029	0.499	0.672	10.82	0.562	0.251	0.024	2.036	-	-
Omnivore	0.017	0.011	2.56	0.021	0.038	0.500	0.626	11.97	0.665	0.191	0.034	0.863	-	-

(B) POPs	Aldrin	Atrazine	α Chlordane trans	Cis-Chlordane	Diazinon	Dieldrin	α Endosulfan	β Endosulfan	Endrin	Glyphosate	Heptachlor
Fiji											
Herbivore	0.036	0.088	0.105	-	1.308	0.046	0.096	0.124	0.577	3.670	0.013
Macro-carnivore	0.345	0.670	0.100	0.315	0.565	0.293	0.103	1.024	0.890	171.03	0.478
Micro-carnivore	0.720	1.478	0.111	0.771	0.535	1.035	0.119	0.989	0.913	161.90	0.679
Futuna											
Herbivore	0.911	0.865	1.199	0.172	1.009	0.960	0.674	1.352	0.973	84.03	0.189
Macro-carnivore	0.447	0.758	1.047	0.070	1.019	1.453	0.561	1.597	1.822	88.07	0.635
Micro-carnivore	0.324	0.452	0.937	1.324	2.647	1.047	1.071	1.653	1.439	62.16	1.082
Omnivore	1.361	1.707	0.195	0.105	1.105	0.482	0.349	1.265	0.683	46.96	0.490
Kiribati											
Macro-carnivore	0.242	0.351	0.220	0.717	0.957	0.599	0.579	0.927	0.553	138.98	1.049
Micro-carnivore	0.115	0.273	0.263	0.265	0.605	0.236	0.365	1.008	0.244	76.79	0.190
Marquesas (FP)											
Macro-carnivore	0.264	0.026	0.055	0.620	0.420	0.557	0.340	1.313	2.611	36.20	1.611

Micro-carnivore	0.264	0.103	0.018	0.500	0.642	0.793	0.250	1.082	2.623	43.03	1.561
Omnivore	0.213	0.017	0.017	1.140	0.581	0.291	0.234	0.894	3.281	35.57	1.299
Moorea (FP)											
Macro-carnivore	1.023	1.279	-	-	2.025	0.125	0.096	2.054	0.489	-	1.572
Micro-carnivore	2.963	-	-	-	3.349	0.815	1.132	3.849	1.806	-	2.931
Omnivore	1.801	1.847	-	-	2.261	0.423	1.161	3.672	0.959	-	2.036
New Caledonia											
Herbivore	0.543	0.323	0.128	0.045	1.628	0.808	1.279	2.569	0.975	107.05	1.340
Macro-carnivore	0.271	1.101	0.118	1.046	1.300	0.709	1.200	1.853	0.350	91.89	0.837
Micro-carnivore	0.777	1.096	0.209	0.592	1.306	1.097	0.794	1.163	0.424	93.71	0.772
Omnivore	0.411	1.013	0.188	-	2.218	0.605	1.868	2.002	0.895	252.78	1.493
Rapa Nui											
Herbivore	0.573	-	0.005	-	0.005	1.129	3.590	2.961	0.903	76.93	1.060
Micro-carnivore	0.497	-	0.005	-	0.005	0.584	3.234	3.035	1.271	140.30	1.074
Samoa											
Herbivore	0.455	1.173	0.238	-	0.507	0.326	0.341	1.243	0.678	42.44	0.131
Macro-carnivore	0.240	1.007	0.156	-	0.164	0.239	0.340	1.094	0.537	58.99	0.137
Micro-carnivore	0.188	0.996	0.165	-	0.344	0.202	0.234	1.627	0.682	67.27	0.124
Omnivore	0.099	0.885	0.123	-	1.024	0.124	0.543	0.613	0.664	32.12	0.124
Vanuatu											
Herbivore	0.469	0.744	0.196	0.658	0.511	1.164	0.284	0.714	0.502	97.26	1.188
Macro-carnivore	0.786	2.370	0.119	0.646	0.774	1.046	0.200	0.538	0.468	160.14	1.217
Micro-carnivore	0.323	1.320	0.072	0.549	0.574	0.857	0.218	0.671	0.402	147.03	0.978
Wallis											
Herbivore	0.183	0.311	0.679	0.224	2.830	1.274	0.157	1.480	1.643	56.96	1.126
Macro-carnivore	0.227	2.304	0.779	0.069	2.550	0.635	0.573	1.908	0.638	98.45	0.681
Micro-carnivore	0.692	1.194	1.865	0.021	2.089	1.126	0.357	1.754	0.731	82.54	0.598
Omnivore	0.124	2.685	0.537	-	3.173	0.343	0.344	1.340	0.330	17.59	0.385

(B) POPs, continued	Heptachlor EpoxydeA	Heptachlor EpoxydeB	Isodrine	Lindane	Linuron	Malathion	pp'-DDT	pp'-DDE	pp'-DDD	Simazine	ΣPCB
Fiji											
Herbivore	0.092	0.012	0.016	0.160	0.399	0.075	0.005	0.089	0.154	0.096	-
Macro-carnivore	0.057	1.066	0.598	0.089	0.223	2.162	0.005	1.167	0.518	3.427	33.21
Micro-carnivore	0.292	1.125	1.080	0.343	1.727	0.528	0.005	1.583	0.309	1.861	29.37
Futuna											
Herbivore	0.489	0.743	0.234	0.485	0.630	1.227	0.028	1.095	1.078	0.555	20.92
Macro-carnivore	0.550	0.487	0.446	1.011	0.787	0.836	0.050	2.099	2.154	0.292	23.67
Micro-carnivore	1.623	0.208	0.270	0.534	0.526	1.308	0.032	0.659	0.573	0.511	19.89
Omnivore	0.945	0.288	0.341	0.719	0.382	0.380	0.017	0.341	0.406	0.692	20.59
Kiribati											
Macro-carnivore	0.682	0.686	0.840	0.585	0.126	1.097	0.005	1.347	0.556	0.432	15.30
Micro-carnivore	0.218	0.774	0.380	0.366	0.070	0.303	0.005	0.972	0.163	0.822	16.90
Marquesas (FP)											
Macro-carnivore	0.083	0.112	0.031	0.369	0.306	0.148	0.005	0.104	0.085	0.039	22.05
Micro-carnivore	0.073	0.069	0.035	0.296	0.234	0.189	0.005	0.094	0.071	0.087	15.23
Omnivore	0.072	0.064	0.030	0.314	0.482	0.136	0.005	0.091	0.071	0.010	21.85
Moorea (FP)											
Macro-carnivore	1.835	0.255	-	1.460	1.001	1.163	1.553	3.032	0.241	-	49.46
Micro-carnivore	2.358	1.100	-	3.063	-	-	3.670	4.487	0.440	-	56.42
Omnivore	4.895	0.473	-	2.070	0.966	0.790	1.540	2.853	0.388	-	58.63
New Caledonia											
Herbivore	1.639	0.046	0.561	0.989	0.519	1.425	0.005	1.084	0.464	0.207	28.60
Macro-carnivore	1.300	0.398	0.288	1.179	0.596	1.874	0.547	0.875	0.666	0.196	32.43
Micro-carnivore	1.041	0.239	0.573	0.510	0.628	1.996	0.005	0.772	1.193	0.744	19.78
Omnivore	1.543	0.219	0.808	0.392	0.664	1.768	0.577	0.791	0.572	0.126	27.57

Rapa Nui											
Herbivore	0.005	1.384	0.005	0.824	-	-	0.703	2.114	1.219	-	60.94
Micro-carnivore	0.005	1.563	0.005	0.815	-	-	1.008	2.229	0.964	-	76.25
Samoa											
Herbivore	0.429	0.218	0.216	0.395	0.361	0.478	0.005	0.295	0.276	0.398	11.96
Macro-carnivore	0.474	0.310	0.188	0.324	0.458	0.462	0.005	0.275	0.247	0.397	8.94
Micro-carnivore	0.382	0.293	0.145	0.239	0.510	0.425	0.005	0.229	0.220	0.309	6.33
Omnivore	0.237	0.112	0.113	0.302	0.380	0.512	0.005	0.197	0.223	0.673	7.20
Vanuatu											
Herbivore	0.988	1.203	0.699	0.395	1.694	1.066	0.005	-	0.180	0.572	19.89
Macro-carnivore	1.462	1.748	0.718	0.693	2.000	0.024	0.005	2.377	0.401	1.452	28.14
Micro-carnivore	2.422	2.562	0.504	0.561	2.488	1.919	0.005	-	0.098	0.609	22.73
Wallis											
Herbivore	0.467	0.183	0.178	0.284	0.083	1.191	0.005	0.429	0.493	0.079	14.62
Macro-carnivore	1.148	0.343	0.331	2.675	2.409	2.508	0.096	0.688	0.622	0.299	42.29
Micro-carnivore	1.135	0.723	0.441	2.351	1.324	2.343	0.024	1.460	1.171	0.733	52.96
Omnivore	0.990	0.365	0.331	2.500	2.221	2.442	0.035	0.415	0.115	1.111	32.99

Table S3.5. Summary of BRT parameters (see text) and results for BRT models for (A) MTEs and (B) POPs. Tree complexity represents the number of nodes in the regression trees, learning rate represents the contribution of each generated tree and bag fraction is the seed for the stochastic process. Cross-validation correlation (cv) was used to assess the variance explained and therefore the performance of the models (cv highlighted in light grey for clarity).

(A) MTEs

	Ag	**As**	**Cd**	**Co**	**Cr**	**Cu**	**Fe**	**Hg**	**Mn**	**Ni**	**Pb**	**Se**	**V**	**Zn**
Tree complexity	1	5	2	1	3	4	5	4	2	5	5	4	1	4
Learning rate	0.01	0.01	0.001	0.01	0.005	0.01	0.005	0.01	0.005	0.01	0.001	0.01	0.01	0.01
n.trees	2050	1550	4500	3950	1400	1550	850	1900	3700	3200	1050	3600	1650	750
deviance	0.002	0.311	0.006	0.004	0.378	0.028	0.449	0.008	0.059	0.178	0.04	0.029	0.01	0.06
cv.deviance.mean	0.002	0.502	0.007	0.005	0.448	0.041	0.524	0.015	0.075	0.374	0.043	0.057	0.01	0.09
cv.deviance.se	0.001	0.033	0.002	0.001	0.031	0.003	0.033	0.001	0.006	0.045	0.034	0.003	0	0.01
cv.correlation.mean	**0.781**	**0.743**	**0.641**	0.534	**0.789**	**0.715**	**0.732**	**0.748**	**0.721**	**0.737**	0.438	**0.772**	**0.87**	**0.868**
cv.correlation.se	0.044	0.018	0.064	0.021	0.014	0.013	0.018	0.029	0.026	0.026	0.079	0.018	0.049	0.021

(B) POPs

	Aldrin	**α-Chlordane**	**α-Endosulfan**	**Atrazine**	**β-Endosulfan**	**Cis-Chlordane**	**Diazinon**	**Dieldrin**	**Endrin**	**Glyphosate**	**Heptachlor**
Tree complexity	5	2	4	2	5	5	5	4	3	5	5
Learning rate	0.005	0.005	0.001	0.01	0.001	0.001	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005
n.trees	850	2200	3800	850	3350	2650	650	1750	2050	1950	900
deviance	0.074	0.038	0.065	0.161	0.108	0.078	0.111	0.068	0.09	0.228	0.086
cv.deviance.mean	0.11	0.053	0.086	0.202	0.144	0.108	0.136	0.105	0.13	0.419	0.122
cv.deviance.se	0.02	0.007	0.013	0.037	0.013	0.018	0.012	0.014	0.009	0.034	0.007
cv.correlation.mean	0.371	0.519	**0.623**	**0.614**	**0.611**	0.433	**0.714**	0.576	0.511	**0.648**	0.568
cv.correlation.se	0.053	0.039	0.03	0.032	0.035	0.103	0.04	0.044	0.032	0.03	0.038

(B) POPs, continued

	Heptachlor Epoxyde A	Heptachlor Epoxyde B	Isodrin	Lindane	Linuron	Malathion	pp'-DDD	pp'-DDE	pp'-DDT	Simazine	Σ PCBs
Tree complexity	5	1	4	5	2	5	3	5	1	3	5
Learning rate	0.005	0.005	0.001	0.001	0.01	0.001	0.005	0.01	0.005	0.01	0.005
n.trees	1850	2100	2200	3800	1050	2550	1150	900	1700	900	1650
deviance	0.084	0.073	0.065	0.091	0.112	0.22	0.084	0.097	0.005	0.096	0.29
cv.deviance.mean	0.142	0.082	0.08	0.125	0.147	0.272	0.119	0.168	0.005	0.142	0.457
cv.deviance.se	0.011	0.01	0.012	0.02	0.014	0.026	0.019	0.012	0.004	0.035	0.067
cv.correlation.mean	0.589	**0.676**	0.441	**0.614**	0.571	0.503	0.579	0.434	**0.76**	**0.642**	**0.664**
cv.correlation.se	0.022	0.034	0.045	0.077	0.045	0.051	0.044	0.047	0.042	0.047	0.031

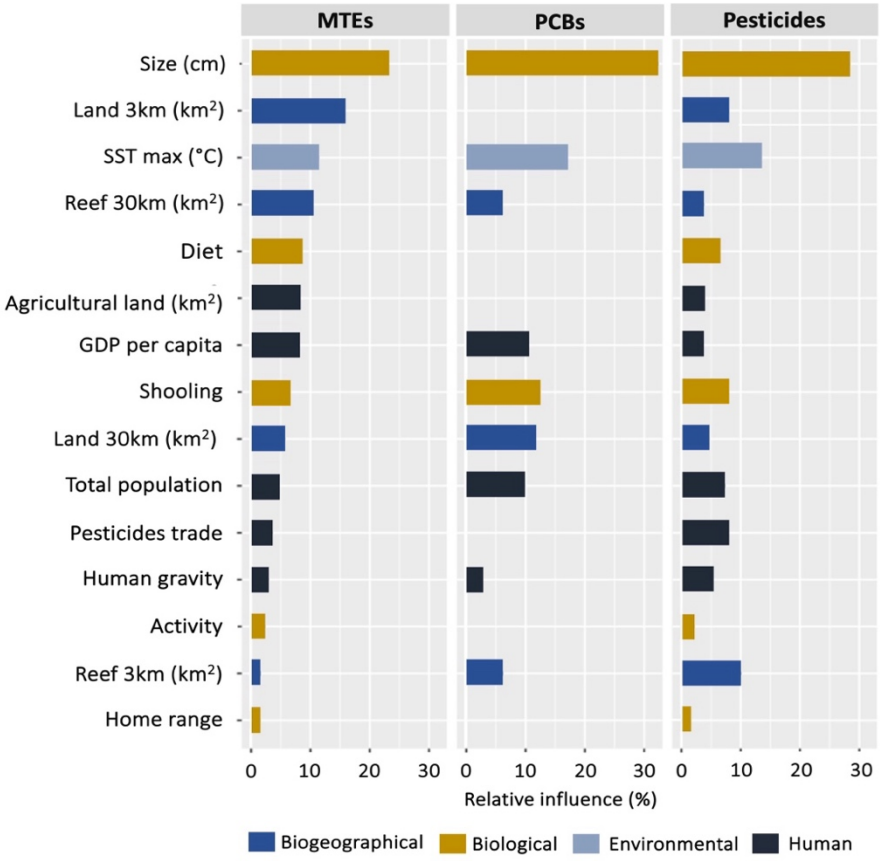


Figure S3.1. Summary of the average relative contributions (%) of the fifteen variables used in boosted regression trees (BRTs) explaining their relative influence on coral reef fish contamination.

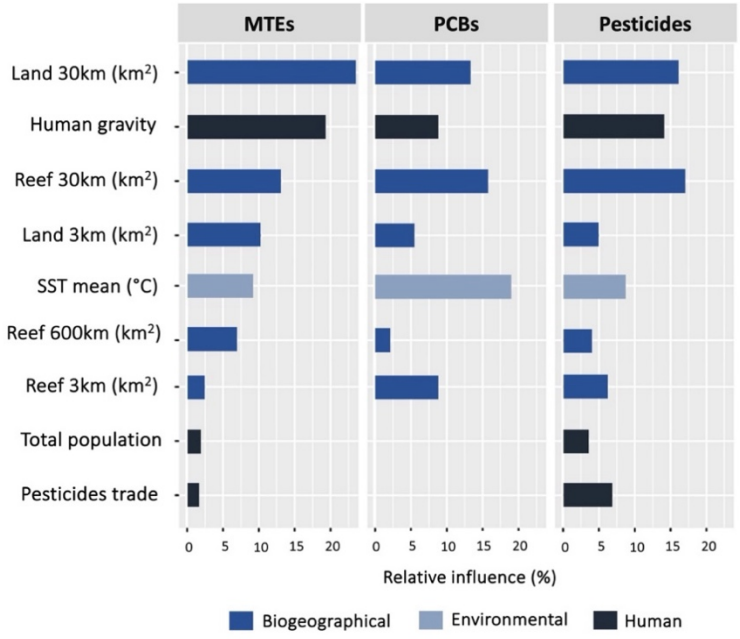
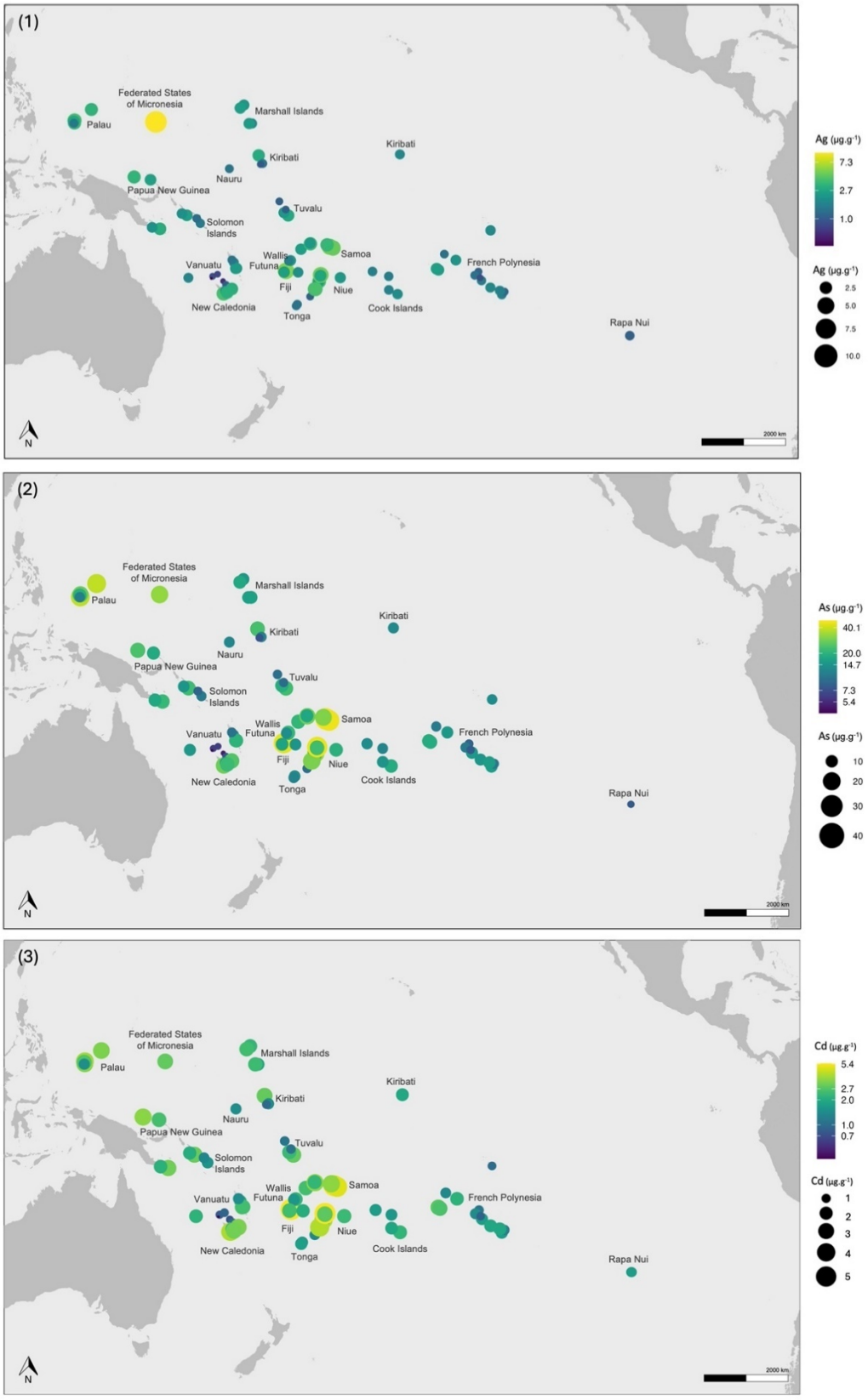
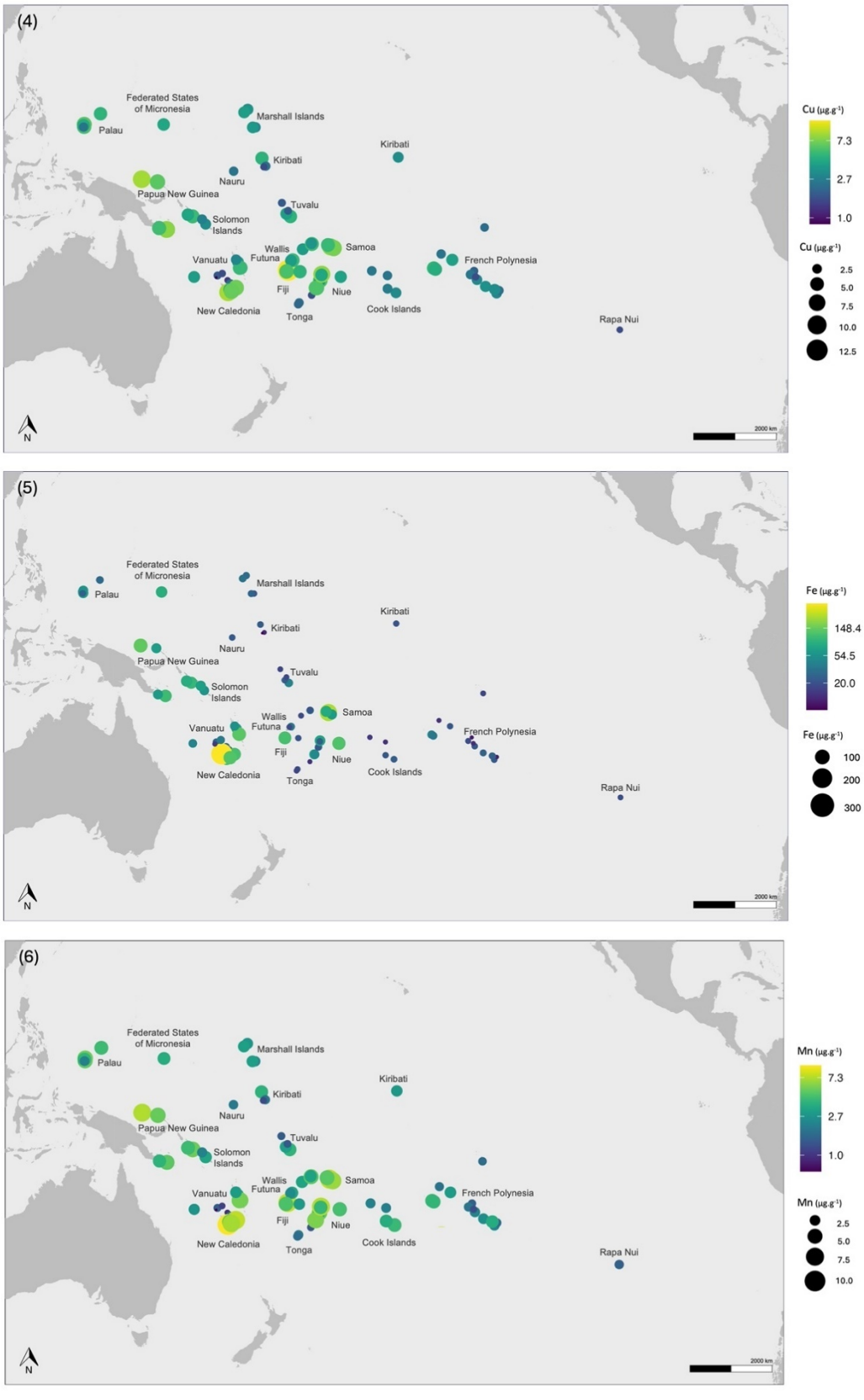


Figure S3.2. Summary of the average relative contributions (%) of the nine variables used in boosted regression trees (BRTs) explaining their relative influence on contamination of coral reef fish communities.


(1)
Federated States of Micronesia
Palau
Marshall Islands
Kiribati
Kiribati
Nauru
Papua New Guinea
Tuvalu
Solomon Islands
Samoa
Wallis
Futuna
Vanuatu
Fiji
Niue
French Polynesia
New Caledonia
Tonga
Cook Islands
Rapa Nui
N
2000 km
Ag (µg.g-1)
7.3
2.7
1.0
Ag (µg.g-1)
2.5
5.0
7.5
10.0
(2)
Federated States of Micronesia
Palau
Marshall Islands
Kiribati
Kiribati
Nauru
Papua New Guinea
Tuvalu
Solomon Islands
Samoa
Wallis
Futuna
Vanuatu
Fiji
Niue
French Polynesia
New Caledonia
Tonga
Cook Islands
Rapa Nui
N
2000 km
As (µg.g-1)
40.1
20.0
14.7
7.3
5.4
As (µg.g-1)
10
20
30
40
(3)
Federated States of Micronesia
Palau
Marshall Islands
Kiribati
Kiribati
Nauru
Papua New Guinea
Tuvalu
Solomon Islands
Samoa
Wallis
Futuna
Vanuatu
Fiji
Niue
French Polynesia
New Caledonia
Tonga
Cook Islands
Rapa Nui
N
2000 km
Cd (µg.g-1)
5.4
2.7
2.0
1.0
0.7
Cd (µg.g-1)
1
2
3
4
5


(4)
Federated States of Micronesia
Palau
Marshall Islands
Kiribati
Kiribati
Nauru
Papua New Guinea
Tuvalu
Solomon Islands
Wallis
Futuna
Samoa
Vanuatu
Fiji
Niue
French Polynesia
New Caledonia
Tonga
Cook Islands
Rapa Nui
N
2000 km
Cu (µg.g-1)
7.3
2.7
1.0
Cu (µg.g-1)
2.5
5.0
7.5
10.0
12.5
(5)
Federated States of Micronesia
Palau
Marshall Islands
Kiribati
Kiribati
Nauru
Papua New Guinea
Tuvalu
Solomon Islands
Wallis
Futuna
Samoa
Vanuatu
Fiji
Niue
French Polynesia
New Caledonia
Tonga
Cook Islands
Rapa Nui
N
2000 km
Fe (µg.g-1)
148.4
54.5
20.0
Fe (µg.g-1)
100
200
300
(6)
Federated States of Micronesia
Palau
Marshall Islands
Kiribati
Kiribati
Nauru
Papua New Guinea
Tuvalu
Solomon Islands
Wallis
Futuna
Samoa
Vanuatu
Fiji
Niue
French Polynesia
New Caledonia
Tonga
Cook Islands
Rapa Nui
N
2000 km
Mn (µg.g-1)
7.3
2.7
1.0
Mn (µg.g-1)
2.5
5.0
7.5
10.0

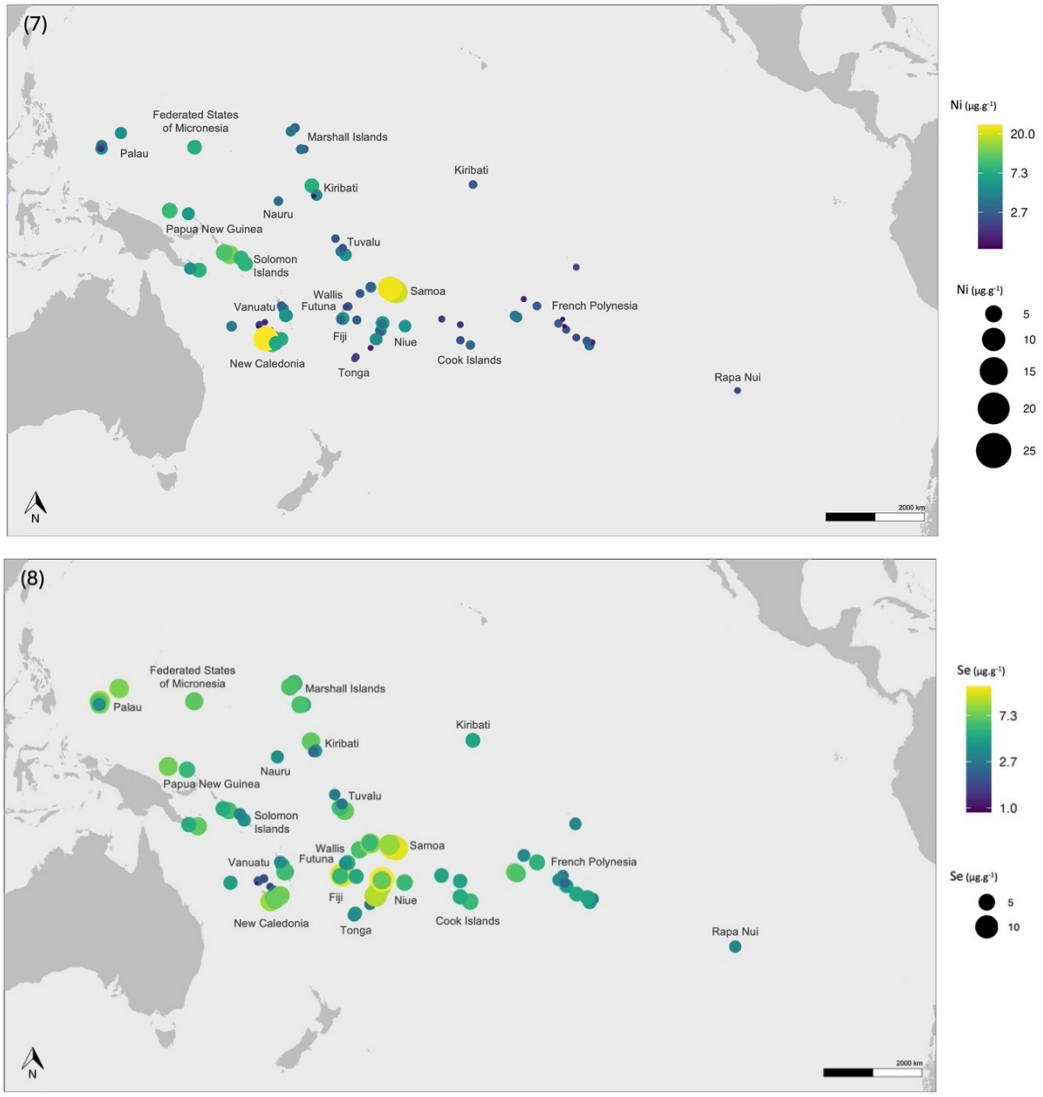
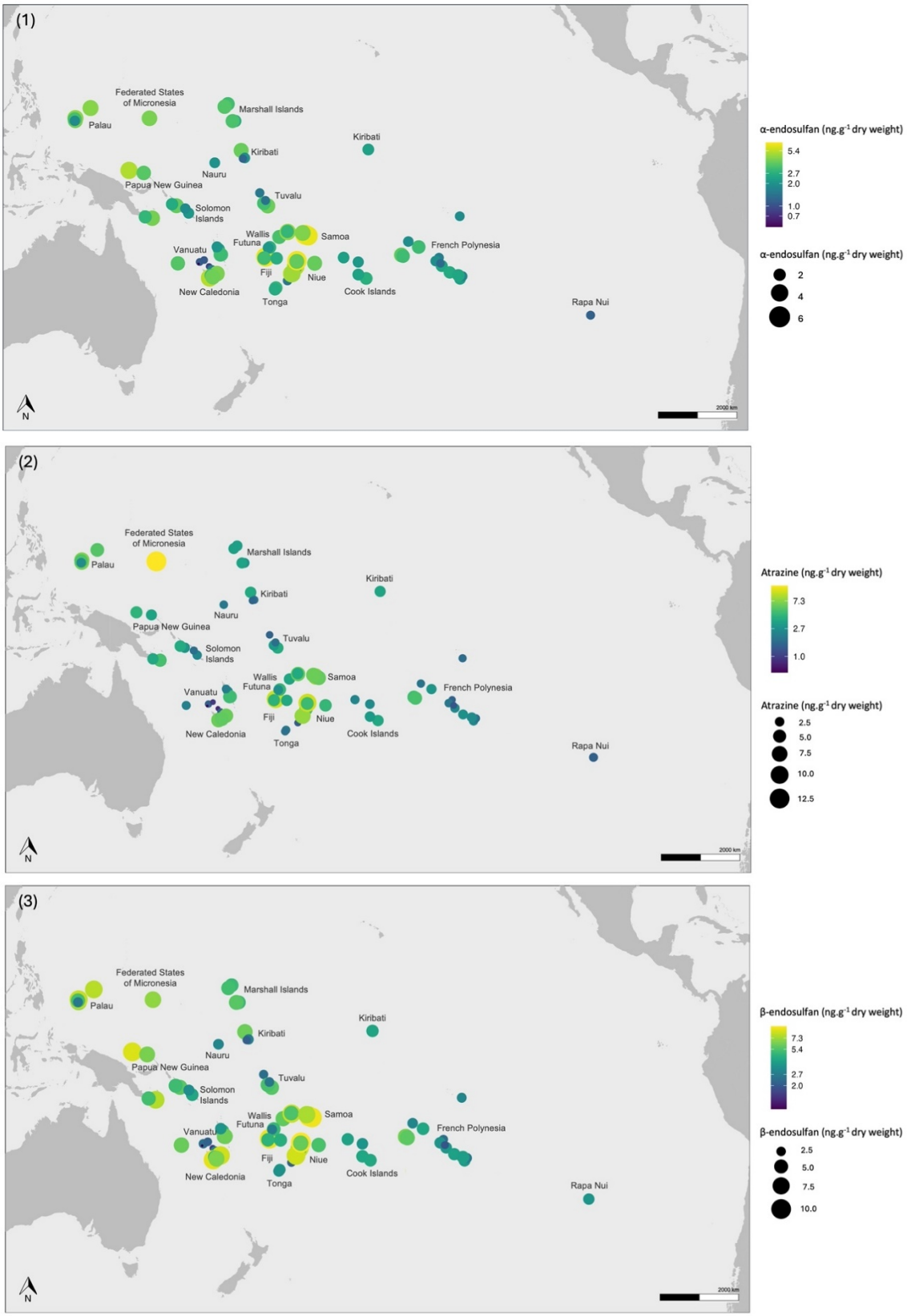
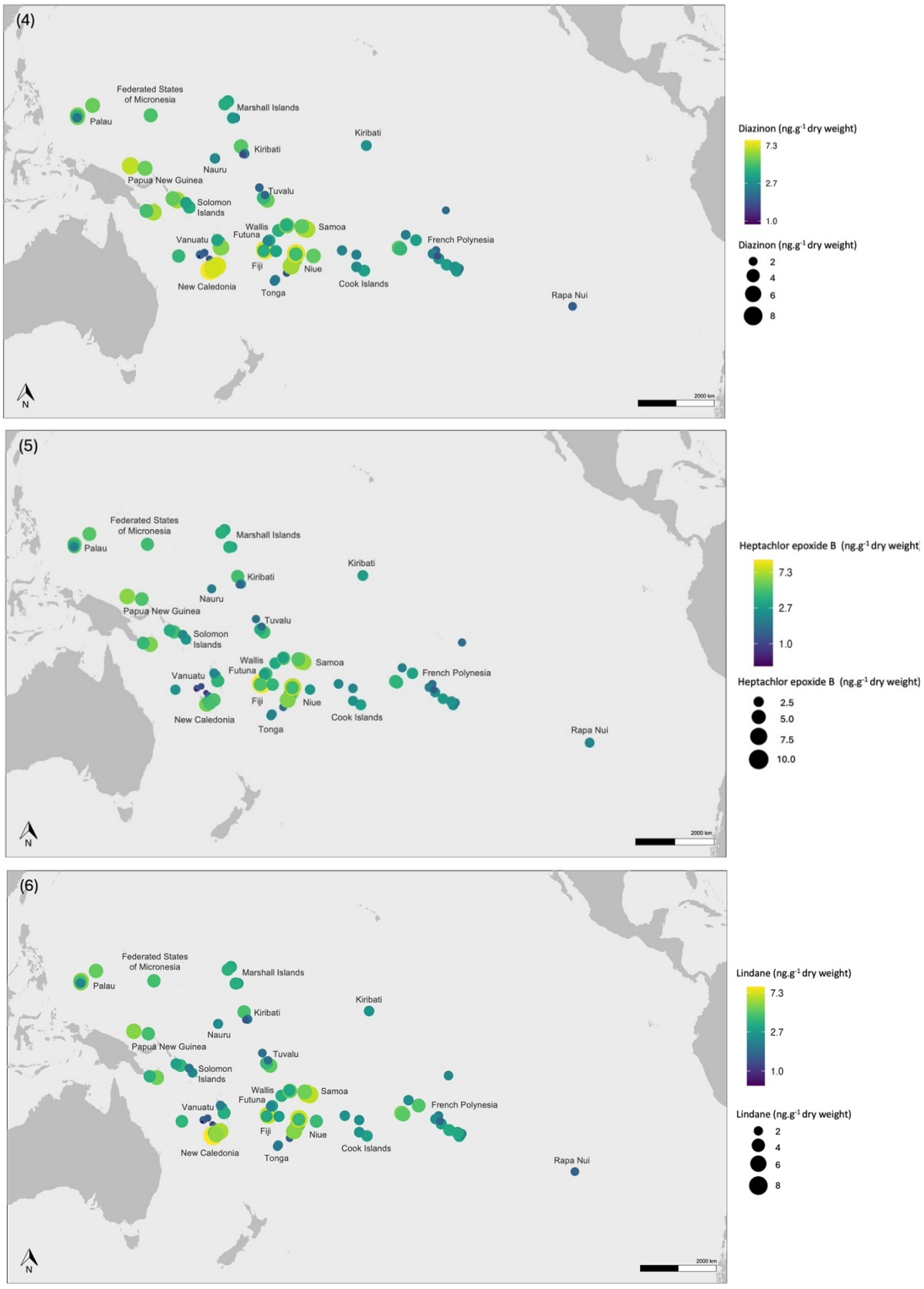


Figure S3.3. Spatial patterns of modeled MTEs concentration (Ag, As, Cd, Cu, Fe, Mn, Ni, and Se) in coral reef fish, using environmental, biogeographic and human variables as predictors. The lack of data for Cr, V and Zn on several fish individuals limits our ability to make reliable predictions for their concentration in coral reef fish.


(1)
Federated States of Micronesia
Palau
Marshall Islands
Kiribati
Kiribati
Nauru
Papua New Guinea
Tuvalu
Solomon Islands
Wallis
Futuna
Samoa
Vanuatu
Fiji
Niue
French Polynesia
New Caledonia
Tonga
Cook Islands
Rapa Nui
N
2000 km
α-endosulfan (ng.g-1 dry weight)
5.4
2.7
2.0
1.0
0.7
α-endosulfan (ng.g-1 dry weight)
2
4
6
(2)
Federated States of Micronesia
Palau
Marshall Islands
Kiribati
Kiribati
Nauru
Papua New Guinea
Tuvalu
Solomon Islands
Wallis
Futuna
Samoa
Vanuatu
Fiji
Niue
French Polynesia
New Caledonia
Tonga
Cook Islands
Rapa Nui
N
2000 km
Atrazine (ng.g-1 dry weight)
7.3
2.7
1.0
Atrazine (ng.g-1 dry weight)
2.5
5.0
7.5
10.0
12.5
(3)
Federated States of Micronesia
Palau
Marshall Islands
Kiribati
Kiribati
Nauru
Papua New Guinea
Tuvalu
Solomon Islands
Wallis
Futuna
Samoa
Vanuatu
Fiji
Niue
French Polynesia
New Caledonia
Tonga
Cook Islands
Rapa Nui
N
2000 km
β-endosulfan (ng.g-1 dry weight)
7.3
5.4
2.7
2.0
β-endosulfan (ng.g-1 dry weight)
2.5
5.0
7.5
10.0


(4)
Federated States of Micronesia
Palau
Marshall Islands
Kiribati
Kiribati
Nauru
Papua New Guinea
Tuvalu
Solomon Islands
Wallis
Futuna
Samoa
Vanuatu
French Polynesia
Fiji
Niue
New Caledonia
Tonga
Cook Islands
Rapa Nui
N
2000 km
Diazinon (ng.g-1 dry weight)
7.3
2.7
1.0
Diazinon (ng.g-1 dry weight)
2
4
6
8
(5)
Federated States of Micronesia
Palau
Marshall Islands
Kiribati
Kiribati
Nauru
Papua New Guinea
Tuvalu
Solomon Islands
Wallis
Futuna
Samoa
Vanuatu
French Polynesia
Fiji
Niue
New Caledonia
Tonga
Cook Islands
Rapa Nui
N
2000 km
Heptachlor epoxide B (ng.g-1 dry weight)
7.3
2.7
1.0
Heptachlor epoxide B (ng.g-1 dry weight)
2.5
5.0
7.5
10.0
(6)
Federated States of Micronesia
Palau
Marshall Islands
Kiribati
Kiribati
Nauru
Papua New Guinea
Tuvalu
Solomon Islands
Wallis
Futuna
Samoa
Vanuatu
French Polynesia
Fiji
Niue
New Caledonia
Tonga
Cook Islands
Rapa Nui
N
2000 km
Lindane (ng.g-1 dry weight)
7.3
2.7
1.0
Lindane (ng.g-1 dry weight)
2
4
6
8

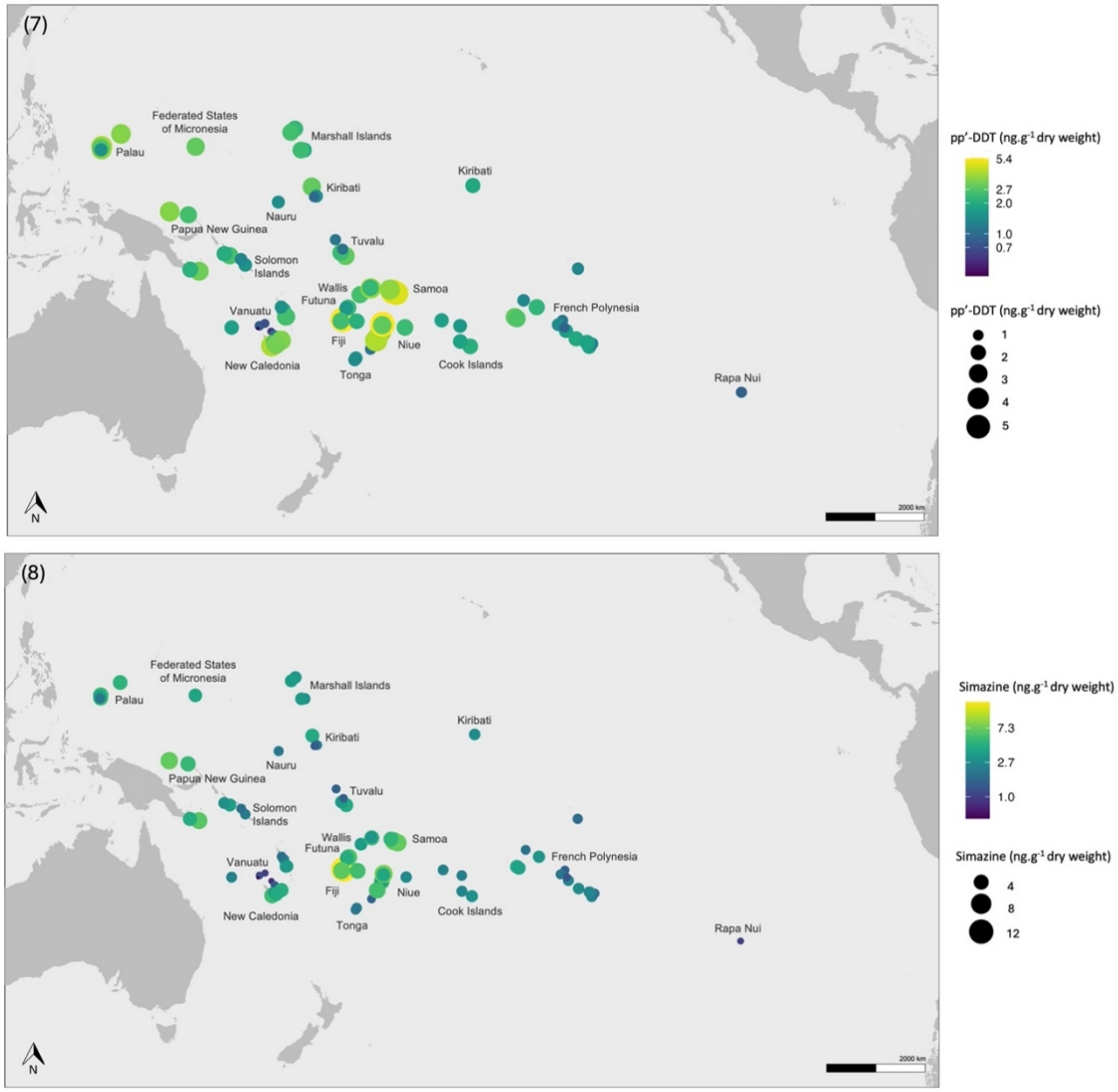


Figure S3.4. Spatial patterns of modeled POPs concentration (α-endosulfan, atrazine, β-endosulfan, diazinon, heptachlor epoxyde B, lindane, pp'-DDT and simazine) in reef fish using a BRT model with environmental, biogeographic and human variables as predictors. The lack of data for other POPs on several fish individuals limits our ability to make reliable predictions for their concentration in coral reef fish.

Table S4.1. List of fish species sampled in New Caledonia, with the number of individuals analyzed for MTEs, pesticides, and PCBs, respectively.
Codes for trophic categories: H = herbivores, O = omnivores, mc = micro-carnivores, and MC = macro-carnivores.

	MTEs	Pesticides	PCB
Acanthuridae (H)			
Acanthurus nigricauda	3	3	3
Acanthurus nigrofuscus	0	2	2
Ctenochaetus striatus	3	3	3
Naso lituratus	5	3	3
Naso tonganus	7	7	6
Naso unicornis	11	9	9
Zebrasoma scopas	4	0	0
Zebrasoma velifer	3	3	3
Apogonidae (mc)			
Ostorhinchus novemfasciatus	3	2	2
Carangidae (MC)			
Carangoides plagiotaenia	1	1	1
Caranx lugubris	3	2	2
Chaetodontidae (mc)			
Chaetodon citrinellus	8	0	0
Chaetodon lunulatus	3	3	3
Congridae (MC)			
Conger cinereus	37	17	17
Haemulidae (mc)			
Plectorhinchus lineatus	1	0	0
Plectorhinchus picus	5	0	0
Holocentridae (mc)			
Myripristis kuntee	3	3	3
Myripristis murdjan	1	0	0
Neoniphon sammara	2	0	0
Sargocentron diadema	8	7	5
Sargocentron punctatissimum	1	0	0
Kyphosidae (O)			
Kyphosus pacificus	4	5	5
Kyphosus vaigiensis	3	3	3
Labridae (mc)			
Anampses geographicus	1	0	0
Bodianus loxozonus	3	3	3
Bodianus perditio	4	4	4
Halichoeres hortulanus	6	6	5
Thalassoma jansenii	1	0	0

Thalassoma lutescens	1	0	0
Lethrinidae (MC)			
Gymniocranius sp.	1	1	1
Gymnocranius euanus	3	3	3
Lethrinus atkinsoni	5	5	5
Lethrinus nebulosus	4	4	4
Lethrinus rubrioperculatus	10	9	8
Monotaxis grandoculis	1	0	0
Lutjanidae (MC)			
Lutjanus bohar	5	3	3
Lutjanus gibbus	2	1	1
Lutjanus kasmira	5	3	3
Lutjanus quinquelineatus	3	3	3
Mullidae (mc)			
Parupeneus barberinus	4	3	2
Parupeneus multifasciatus	2	0	0
Parupeneus porphyreus	1	0	0
Parupeneus trifasciatus	3	3	3
Muraenidae (MC)			
Gymnothorax chilospilus	48	12	12
Pomacanthidae (O)			
Centropyge flavissima	6	0	0
Pomacentridae (mc, O)			
Chromis viridis	1	0	0
Chrysiptera taupou	3	1	1
Plectroglyphidodon fasciolatus	4	0	0
Pomacentrus vaiuli	2	0	0
Pycnochromis agilis	3	0	0
Pycnochromis amboinensis	1	0	0
Pycnochromis atripes	2	0	0
Stegastes lacrymatus	2	0	0
Stegastes lividus	10	10	10
Stegastes nigricans	35	23	22
Scaridae (H)			
Chlorurus microrhinos	10	9	9
Chlorurus sordidus	2	0	0
Scarus altipinnis	5	0	0
Scarus frenatus	4	3	3
Scarus niger	1	0	0
Serranidae (MC)			
Cephalopholis argus	2	0	0
Cephalopholis urodeta	8	7	7
Epinephelus cyanopodus	1	0	0

Epinephelus howlandi	3	3	3
Epinephelus maculatus	11	11	10
Epinephelus marginatus	1	1	1
Epinephelus merra	1	1	1
Epinephelus polyphekadion	2	2	2
Epinephelus tauvina	1	1	1
Plectropomus laevis	18	16	16
Plectropomus leopardus	11	11	11
Variola louti	2	1	1
Siganidae (H)			
Siganus punctatus	3	3	3
Zanclidae (O)			
Zanclus cornutus	3	6	6
Total	**390**	**245**	**237**

Table S4.2. Mean concentrations of (A) MTEs measured on sampled fish, according to sampled sites and trophic categories, expressed in µg.g^{-1} dw, and (B) POPs measured on sampled fish, according to sampled sites and trophic categories, expressed in ng.g^{-1} dw. No data= " - " (e.g. technical problem, or contaminant not targeted in a given site).

(A) MTEs

Site	Diet	Ag	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	Se	V	Zn
Entrecasteaux Huon	*Macro-carnivore*	0.07	4.60	0.04	0.07	6.24	0.82	37.6	0.46	0.32	1.77	0.41	2.15	-	-
	Micro-carnivore	0.01	26.91	0.33	0.07	13.21	1.67	81.3	0.51	0.73	3.69	0.05	0.70	-	-
	Omnivore	0.03	10.84	0.06	0.19	17.54	0.91	85	0.04	1.54	7.87	0.07	0.86	-	-
	Herbivore	0.03	3.60	0.03	0.09	10.87	0.86	49.9	0.02	0.68	3.86	0.19	1.08	-	-
Entrecasteaux Surprise	*Macro-carnivore*	0.01	10.85	0.03	0.08	8.89	0.99	51.2	0.21	0.93	4.25	0.11	1.78	-	-
	Micro-carnivore	0.01	28.45	0.07	0.1	14.63	1.45	77.8	0.14	1.27	5.36	0.11	1.34	-	-
	Omnivore	0.04	4.64	0.06	0.18	29.08	1.37	137.9	0.03	2.18	11.37	0.18	1.78	-	-
	Herbivore	0.04	3.14	0.03	0.05	9.44	1.02	56.4	0.03	1.0	3.33	0.23	1.09	-	-
Moindou	*Macro-carnivore*	0.18	3.59	0.01	0.02	0.59	0.46	11.3	0.47	0.27	0.12	4.79	1.85	-	-
	Micro-carnivore	0	14.54	0.01	0.05	1.25	0.86	17.5	0.25	0.62	0.83	0.08	2.42	-	-
	Omnivore	0.2	3.84	0.02	0.08	0.52	0.92	14.9	0.03	0.60	0.18	0.03	1.03	-	-
	Herbivore	0.01	0.69	0.01	0.08	0.82	0.69	11.7	0	1.24	0.21	0.09	0.35	-	-
Nouméa-Amédée	*Macro-carnivore*	0.03	18.5	0.22	0.08	3.77	1.72	31.1	0.05	2.11	1.12	0.08	1.29	0.23	47.4
Nouméa-Kuendu	*Macro-carnivore*	0.01	35.95	0.13	0.22	12.98	2..53	82.8	0.08	3.03	5.23	0.08	2.37	0.23	56.6
Nouméa-Mato	*Macro-carnivore*	0.12	14.24	0.3	0.1	2.61	1.53	30.8	0.07	1.74	1.1	0.03	1.34	0.26	45.6
Nouméa-N'da	*Macro-carnivore*	0.05	12.12	0.38	0.05	2.99	1.47	30.9	0.12	1.91	1.26	0.04	1.26	0.24	54
Nouméa-Ouen	*Macro-carnivore*	0.01	16.1	0.04	0.23	1.39	1.74	22.8	0.11	4.95	0.97	0.06	1.29	0.36	54
Nouméa-Signal	*Macro-carnivore*	0.03	8.57	0.36	0.1	3.21	1.75	33.8	0.05	2.13	1.33	0.06	1.21	0.24	59.9
Ouvéa	*Macro-carnivore*	0.05	5.51	0.02	0.07	13.2	1.12	82.9	0.35	0.86	2.59	0.11	1.36	-	-
	Micro-carnivore	0.04	7.91	0.04	0.1	10.51	1.0	60.4	0.46	1.25	3.05	0.21	1.52	-	-
	Omnivore	0.02	2.98	0.18	0.16	13.56	1.77	74.4	0.05	1.89	4.61	0.20	0.56	-	-

	Macro-carnivore	0.03	19.84	0.01	0.03	3.09	0.84	49.1	0.57	0.47	0.27	0.09	1.86	-	-
Walpole	*Micro-carnivore*	0.01	34.99	0.02	0.03	1.94	0.81	55.7	0.47	0.48	0.19	0.13	3.44	-	-
	Omnivore	0.01	5.0	0.03	0.06	2.21	0.86	41.8	0.07	0.38	0.2	0.07	0.95	-	-

(B) POPs

Site	Diet	Aldrine	Atrazine	α-Chlordane	Cis-Chlordane	Diazinon	Dieldrin	α-Endosulfan	β-Endosulfan	Endrine	Glyphosate	Heptachlor
Entrecasteaux Huon	*Macro-carnivore*	0.46	0.03	0.02	-	2.81	0.09	2.4	3.16	0.63	109.5	1.63
	Micro-carnivore	3.78	1.01	0.45	-	1.93	0.91	1.78	3.57	0.97	86.2	1.32
	Omnivore	0.83	0.03	0.12	-	3.07	0.6	2.48	2.25	2.94	104.9	2.43
	Herbivore	0.61	0.27	0.21	-	2.33	0.88	1.4	4.22	0.94	139.0	1.26
Entrecasteaux Surprise	*Macro-carnivore*	0.28	0.11	0.02	-	1.0	0.25	0.77	1.82	0.64	105.7	1.04
	Micro-carnivore	0.45	2.2	0.04	-	2.29	0.95	0.82	1.93	0.71	127.8	1.29
	Omnivore	0.96	0.13	0.29	-	1.55	0.83	1.31	1.84	1.15	89.9	3.0
	Herbivore	0.54	0.06	0.08	-	1.46	0.57	1.49	2.37	1.12	117.1	1.42
Nouméa-Amédée	*Macro-carnivore*	0.06	-	-	-	0.67	0.52	0.65	2.12	0.07	-	0.43
Nouméa-Kuendu	*Macro-carnivore*	0.12	-	-	-	0.52	0.78	1.17	3.71	0.05	-	0.59
Nouméa-Signal	*Macro-carnivore*	0.11	-	-	-	0.64	0.59	1.36	3.3	0.57	-	0.51
Moindou	*Macro-carnivore*	0.42	1.95	0.3	0.29	2.89	1.43	2.04	1.8	0.66	108.2	0.78
	Micro-carnivore	0.22	0.85	0.35	0.36	1.66	1.87	0.84	0.55	0.47	69.5	0.8
	Omnivore	0.17	1.5	0.4	-	2.64	0.59	2.09	2.26	0.54	603.5	0.93
	Herbivore	0.42	0.62	0.36	-	0.63	0.65	0.63	0.69	0.13	8.3	1.55
Ouvéa	*Macro-carnivore*	0.44	0.87	0.22	1.74	0.71	0.71	0.37	0.66	0.01	118.7	1.53
	Micro-carnivore	0.49	0.61	0.13	0.86	0.36	0.71	0.19	0.42	0.01	136.1	0.35
Walpole	*Macro-carnivore*	0.14	-	0.03	-	0.04	0.3	0.78	0.32	0.09	38.6	0.54
	Micro-carnivore	0.16	-	0.03	-	0.04	0.28	0.78	0.51	0.1	31.5	0.17
	Omnivore	0.25	-	0.03	-	0.03	0.27	0.92	0.48	0.07	29.9	0.76

Site	Diet	Heptachlor epoxyde A	Heptachlor epoxyde B	Isodrine	Lindane	Linuron	Malathion	pp'-DDD	pp'-DDE	pp'-DDT	Simazine	∑PCB
Entrecasteaux Huon	*Macro-carnivore*	1.87	0.02	0.21	0.38	0.43	2	0.07	0.56	0.01	0.02	19.8
	Micro-carnivore	2.34	0.27	1.11	0.76	0.8	2.59	1.84	0.66	0.01	0.68	46.39
	Omnivore	1.98	0.04	1.13	0.73	0.39	1.26	0.72	0.77	0.01	0.08	68.37
	Herbivore	1.87	0.02	0.52	1.25	1.15	1.42	0.28	0.75	0.01	0.5	32.34
Entrecasteaux Surprise	*Macro-carnivore*	1.23	0.01	0.33	2.25	0.17	0.79	0.05	1.39	0.01	0.03	84.25
	Micro-carnivore	0.68	0.02	0.59	0.3	0.31	2.25	0.29	0.58	0.01	2.15	23.58
	Omnivore	2.51	0.04	0.98	0.94	0.15	1.75	0.73	0.91	0.01	0.13	32.42
	Herbivore	1.79	0.03	0.65	0.96	0.11	1.66	0.41	1.35	0.01	0.09	30.79
Nouméa-Amédée	*Macro-carnivore*	1.28	0.56	-	1.51	-	-	0.37	0.71	1.26	-	22.46
Nouméa-Kuendu	*Macro-carnivore*	2.34	0.77	-	2.54	-	-	0.3	0.51	1.09	-	29.25
Nouméa-Signal	*Macro-carnivore*	1.6	0.34	-	2.25	-	-	0.24	0.7	1.18	-	23.05
Moindou	*Macro-carnivore*	1.10	0.45	0.34	0.6	0.89	1.93	1.08	0.91	0.57	0.09	22.91
	Micro-carnivore	1.31	0.15	0.63	0.7	0.78	0.86	1.61	1.02	0.01	0.1	12.54
	Omnivore	1.32	0.33	0.38	0.2	0.89	1.88	0.57	0.78	0.98	0.35	20.02
	Herbivore	0.4	0.39	0.35	1.01	0.81	0.59	0.79	0.62	0.01	0.25	18.08
Ouvéa	*Macro-carnivore*	1.40	0.79	0.38	0.93	0.5	2.95	2.31	1.06	-	0.58	48.34
	Micro-carnivore	0.56	0.59	0.39	0.54	0.56	3.22	1.6	0.75	-	0.62	25.68
Walpole	*Macro-carnivore*	0.56	0.11	0.16	0.06	-	-	0.11	0.79	0.01	-	11.87
	Micro-carnivore	0.48	0.11	0.19	0.04	-	-	0.11	0.58	0.01	-	9.53
	Omnivore	0.41	0.1	0.17	0.02	-	-	0.11	0.68	0.01	-	15.2

Table S4.3. Summary of BRT parameters (see text) and results for BRT models for (A) MTEs and (B) POPs. Tree complexity represents the number of nodes in the regression trees, learning rate represents the contribution of each generated tree and bag fraction is the seed of the stochastic process. Cross-validation correlation (cv) was used to assess the variance explained and therefore the performance of the models (cv highlighted in light grey for clarity).

(A) MTEs

BestGbmStep	**Ag**	**As**	**Cd**	**Co**	**Cr**	**Cu**	**Fe**	**Hg**	**Mn**	**Ni**	**Pb**	**Se**
TreeComplexity	1	5	1	1	4	3	3	2	2	2	1	5
LearningRate	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
n.trees	4300	1100	1750	1400	2150	950	650	4100	1100	1450	1300	1450
deviance	0.00	0.24	0.01	0.01	0.48	0.03	0.59	0.01	0.12	0.38	0.01	0.05
cv.deviance.mean	0.00	0.36	0.01	0.01	0.75	0.05	0.70	0.01	0.14	0.47	0.01	0.07
cv.deviance.se	0.00	0.04	0.00	0.00	0.08	0.01	0.06	0.00	0.02	0.06	0.00	0.01
cv.correlation.mean	**0.78**	**0.77**	**0.71**	0.37	**0.64**	**0.66**	0.56	**0.82**	**0.67**	**0.61**	0.32	**0.61**
cv.correlation.se	0.06	0.03	0.04	0.08	0.04	0.04	0.05	0.03	0.03	0.04	0.07	0.04

(B) POPs

BestGbmStep	**Aldrine**	**α-Chlordane**	**α-Endosulfan**	**Atrazine**	**β-Endosulfan**	**Diazinon**	**Dieldrin**	**Endrine**	**Glyphosate**
TreeComplexity	2	1	4	4	5	5	5	2	2
LearningRate	0.01	0.001	0.01	0.001	0.01	0.001	0.01	0.01	0.01
n.trees	2200	3450	1100	3950	800	2750	2850	3600	850
deviance	0.08	0.03	0.07	0.12	0.08	0.09	0.05	0.06	0.4
cv.deviance.mean	0.11	0.03	0.15	0.17	0.13	0.13	0.11	0.12	0.6
cv.deviance.se	0.04	0.00	0.02	0.07	0.01	0.01	0.01	0.02	0.11
cv.correlation.mean	0.51	0.37	**0.63**	**0.65**	**0.69**	0.59	**0.63**	0.57	0.39
cv.correlation.se	0.09	0.08	0.05	0.08	0.03	0.07	0.06	0.08	0.09

(B) POPs, continued

BestGbmStep	Heptachlor	Heptachlor Epoxyde A	Heptachlor Epoxyde B	Isodrine	Lindane	Linuron	Malathion	pp'-DDD	pp'-DDE
TreeComplexity	3	3	2	1	5	1	1	4	3
LearningRate	0.001	0.01	0.001	0.01	0.01	0.001	0.001	0.01	0.001
n.trees	3250	2900	3200	1400	650	2550	2600	3050	2050
deviance	0.11	0.06	0.02	0.07	0.09	0.1	0.3	0.05	0.13
cv.deviance.mean	0.15	0.14	0.03	0.09	0.15	0.1	0.33	0.11	0.16
cv.deviance.se	0.01	0.02	0.01	0.02	0.03	0.03	0.03	0.01	0.01
cv.correlation.mean	0.48	0.55	**0.70**	0.50	0.41	0.44	0.33	**0.71**	0.32
cv.correlation.se	0.05	0.05	0.06	0.07	0.1	0.06	0.09	0.04	0.08

BestGbmStep	pp'-DDT	Simazine	∑PCB
TreeComplexity	2	1	1
LearningRate	0.001	0.001	0.01
n.trees	3650	1550	2000
deviance	0.02	0.11	0.33
cv.deviance.mean	0.03	0.12	0.42
cv.deviance.se	0.01	0.06	0.09
cv.correlation.mean	**0.86**	0.53	**0.61**
cv.correlation.se	0.04	0.1	0.05

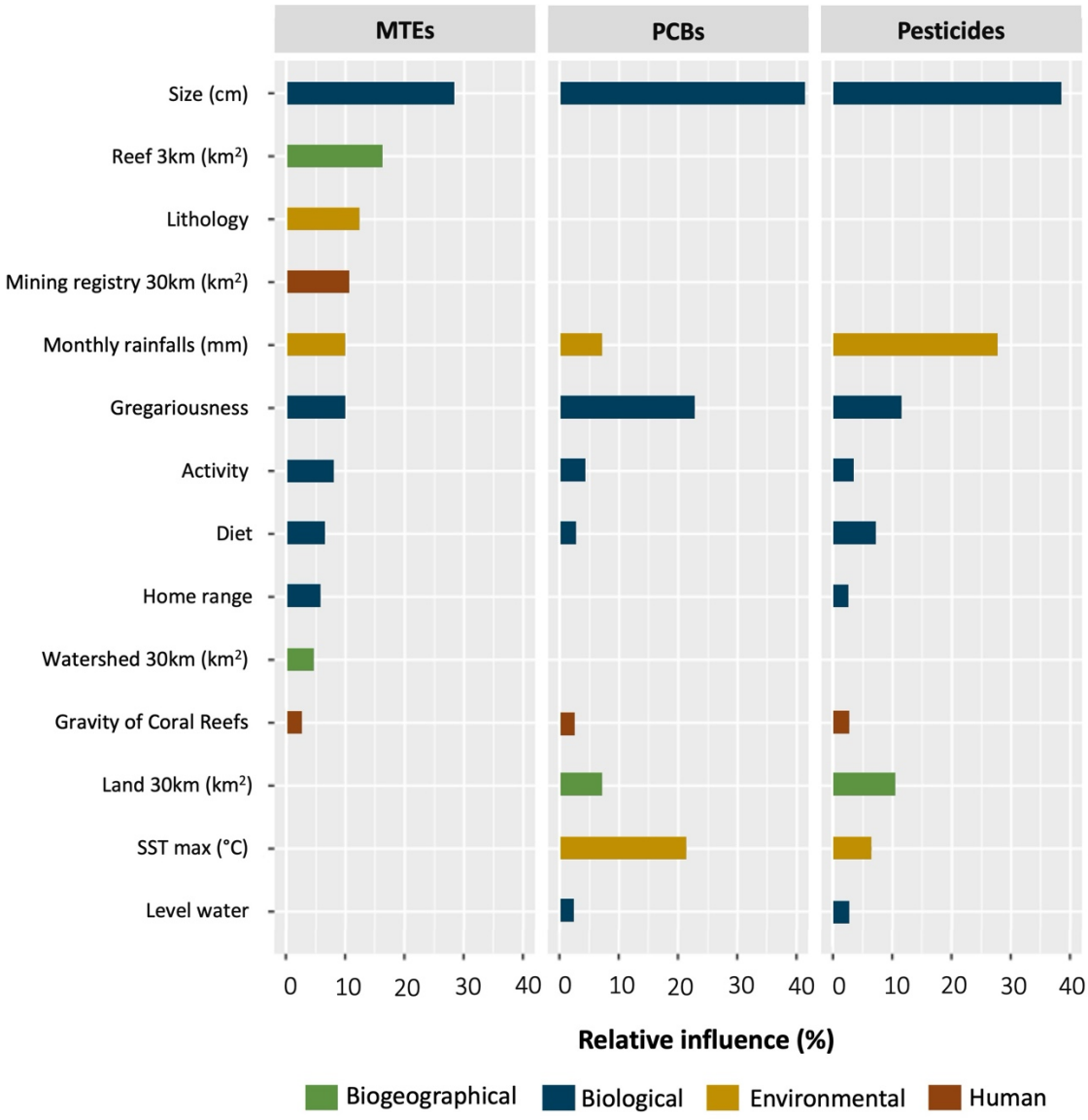


Figure S4.1. Summary of the average relative contributions (%) of the fourteen variables used in boosted regression trees (BRTs) explaining their relative influence on coral reef fish contamination.

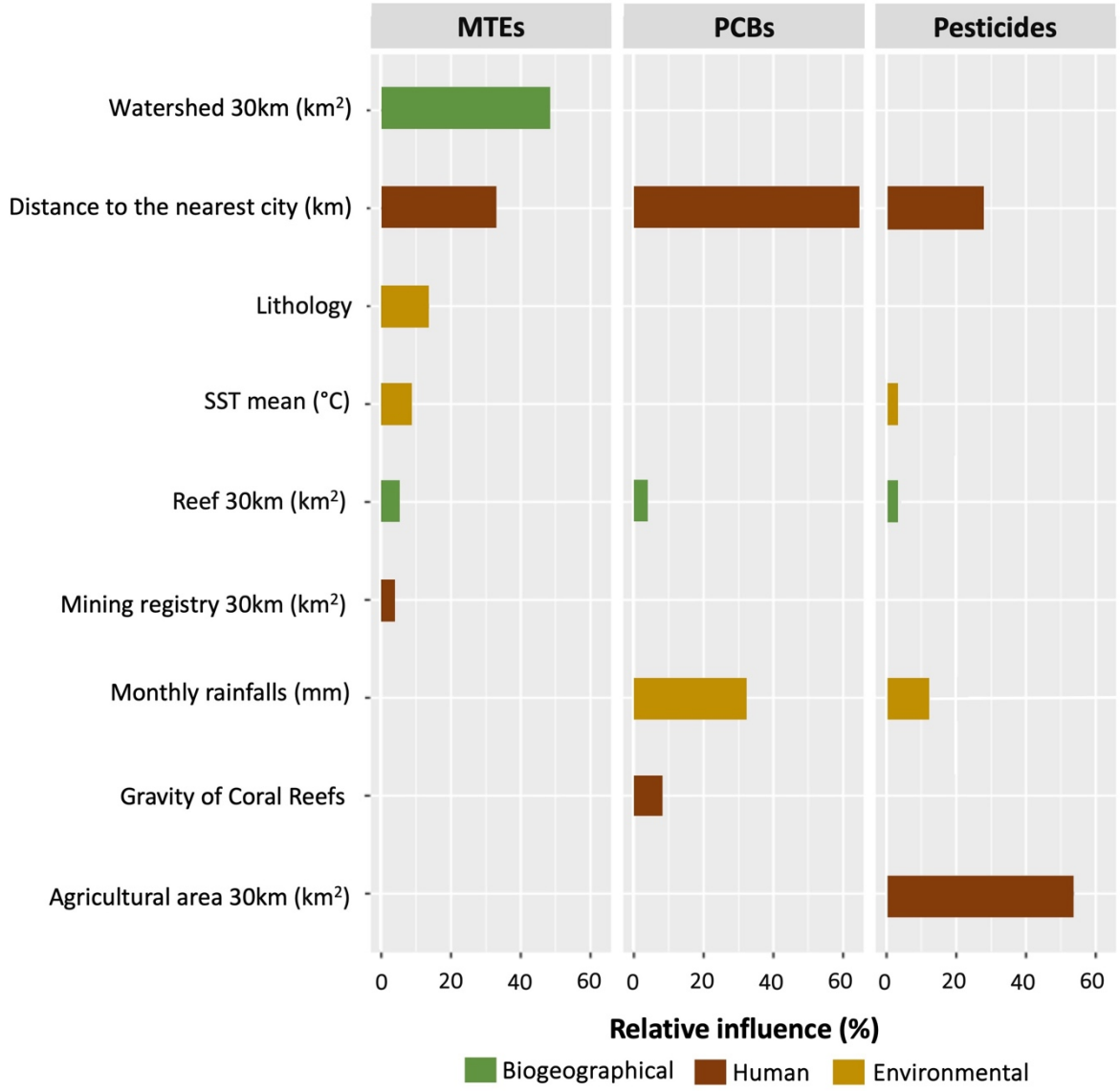
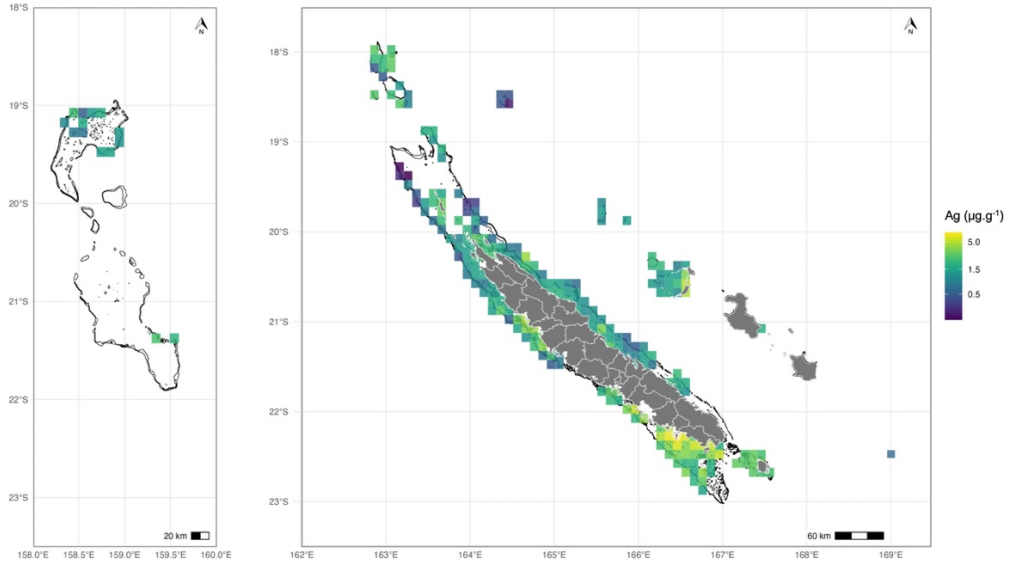
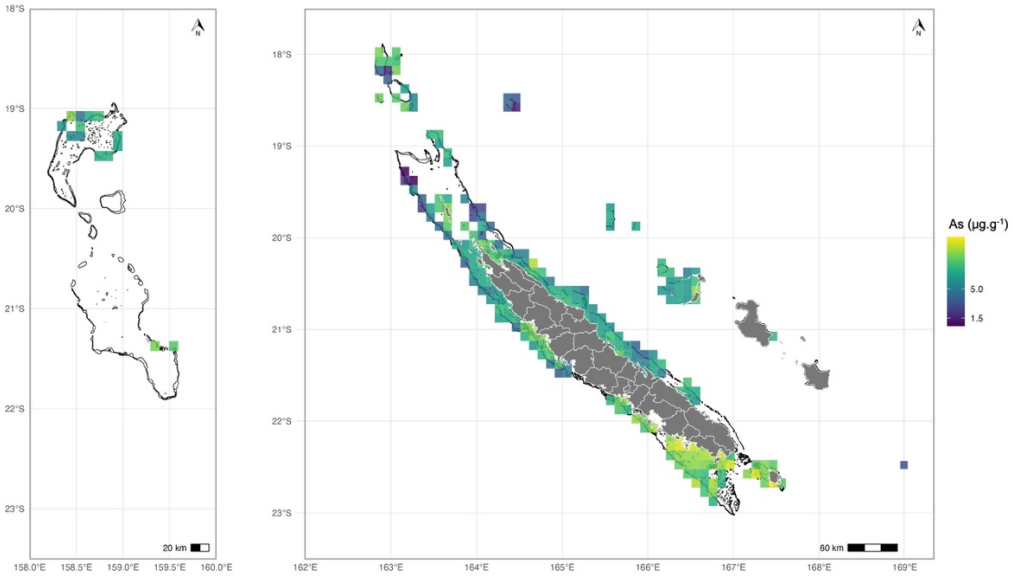
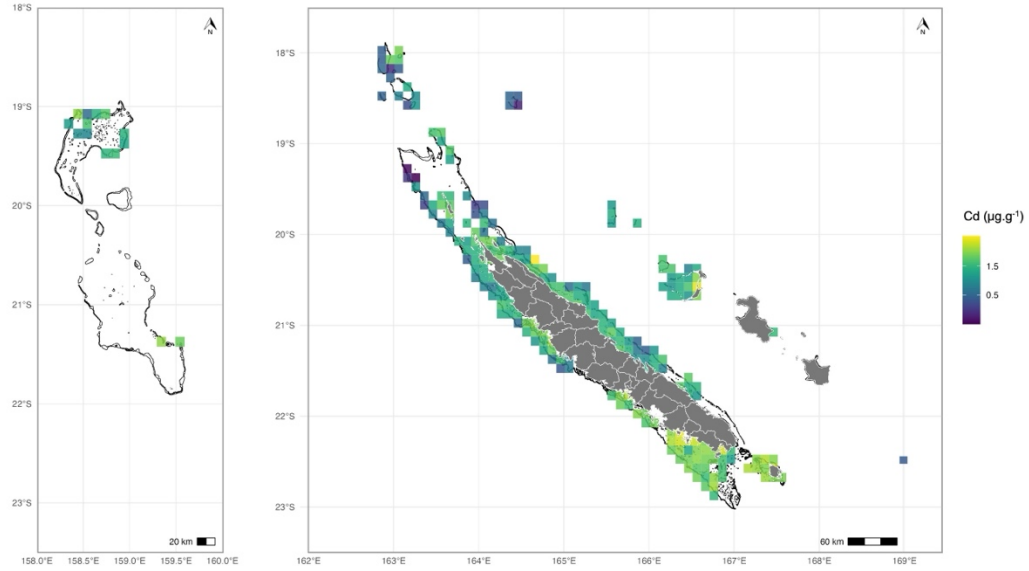
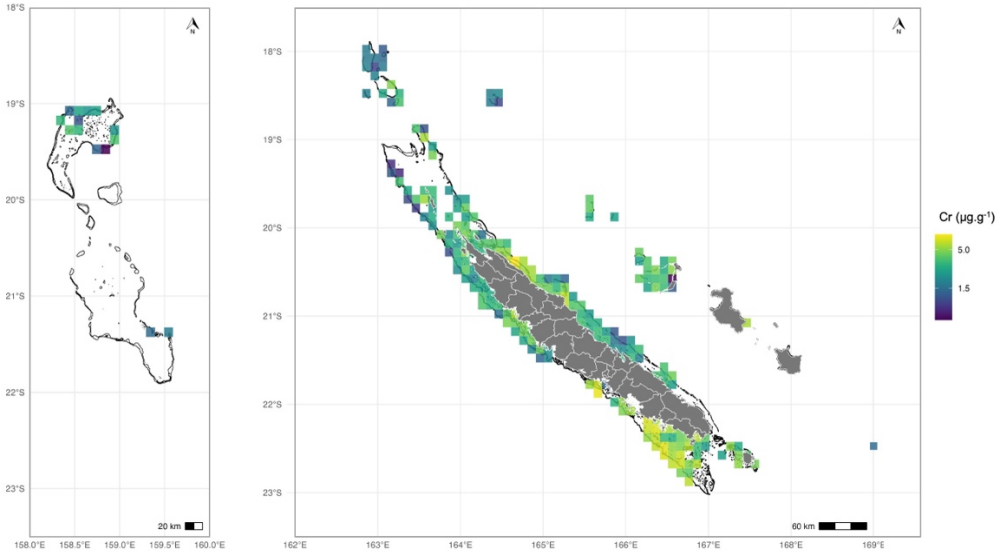


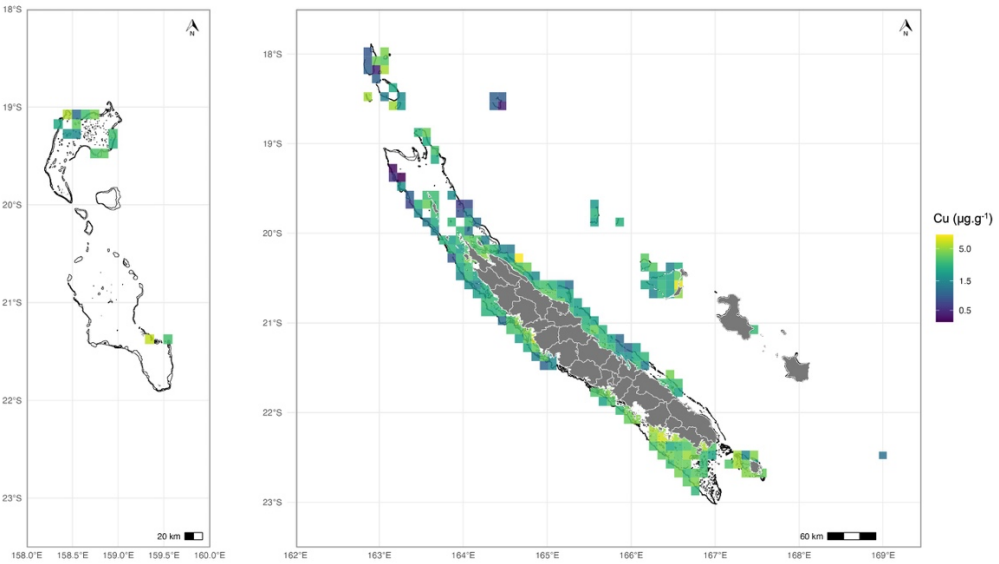
Figure S4.2. Summary of the average relative contributions (%) of the nine variables used in boosted regression trees (BRTs) explaining their relative influence on contamination of coral reef fish communities.

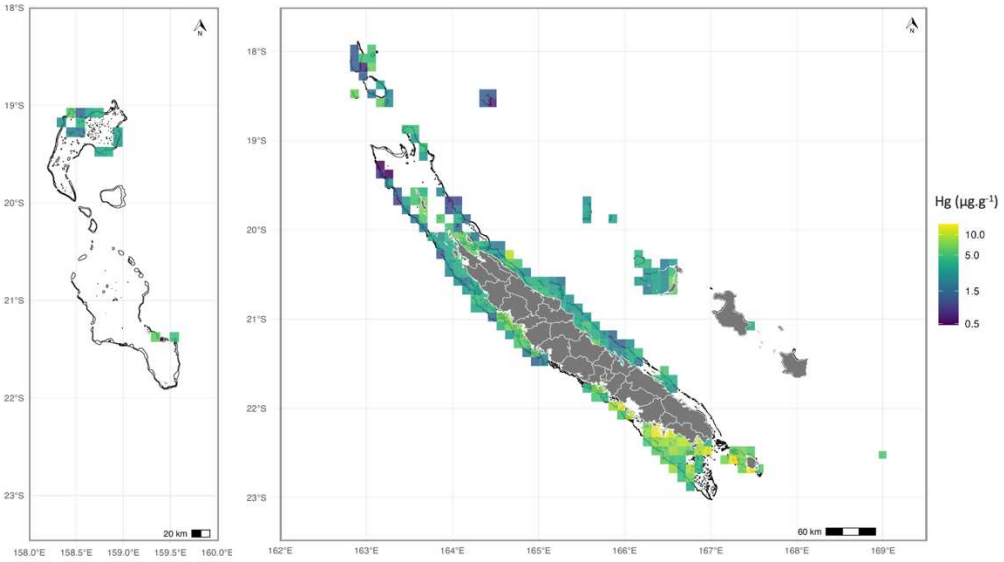

18°S
19°S
20°S
21°S
22°S
23°S
158.0°E
158.5°E
159.0°E
159.5°E
160.0°E
20 km
162°E
163°E
164°E
165°E
166°E
167°E
168°E
169°E
60 km
Ag (µg.g⁻¹)
5.0
1.5
0.5


18°S
19°S
20°S
21°S
22°S
23°S
158.0°E
158.5°E
159.0°E
159.5°E
160.0°E
20 km
162°E
163°E
164°E
165°E
166°E
167°E
168°E
169°E
60 km
As (µg.g⁻¹)
5.0
1.5


18°S
19°S
20°S
21°S
22°S
23°S
158.0°E
158.5°E
159.0°E
159.5°E
160.0°E
20 km
162°E
163°E
164°E
165°E
166°E
167°E
168°E
169°E
60 km
Cd (µg.g⁻¹)
1.5
0.5


18°S
19°S
20°S
21°S
22°S
23°S
158.0°E
158.5°E
159.0°E
159.5°E
160.0°E
20 km
162°E
163°E
164°E
165°E
166°E
167°E
168°E
169°E
60 km
Cr (µg.g-1)
5.0
1.5


18°S
19°S
20°S
21°S
22°S
23°S
158.0°E
158.5°E
159.0°E
159.5°E
160.0°E
20 km
162°E
163°E
164°E
165°E
166°E
167°E
168°E
169°E
60 km
Cu (µg.g-1)
5.0
1.5
0.5


18°S
19°S
20°S
21°S
22°S
23°S
158.0°E
158.5°E
159.0°E
159.5°E
160.0°E
20 km
162°E
163°E
164°E
165°E
166°E
167°E
168°E
169°E
60 km
Hg (µg.g-1)
10.0
5.0
1.5
0.5

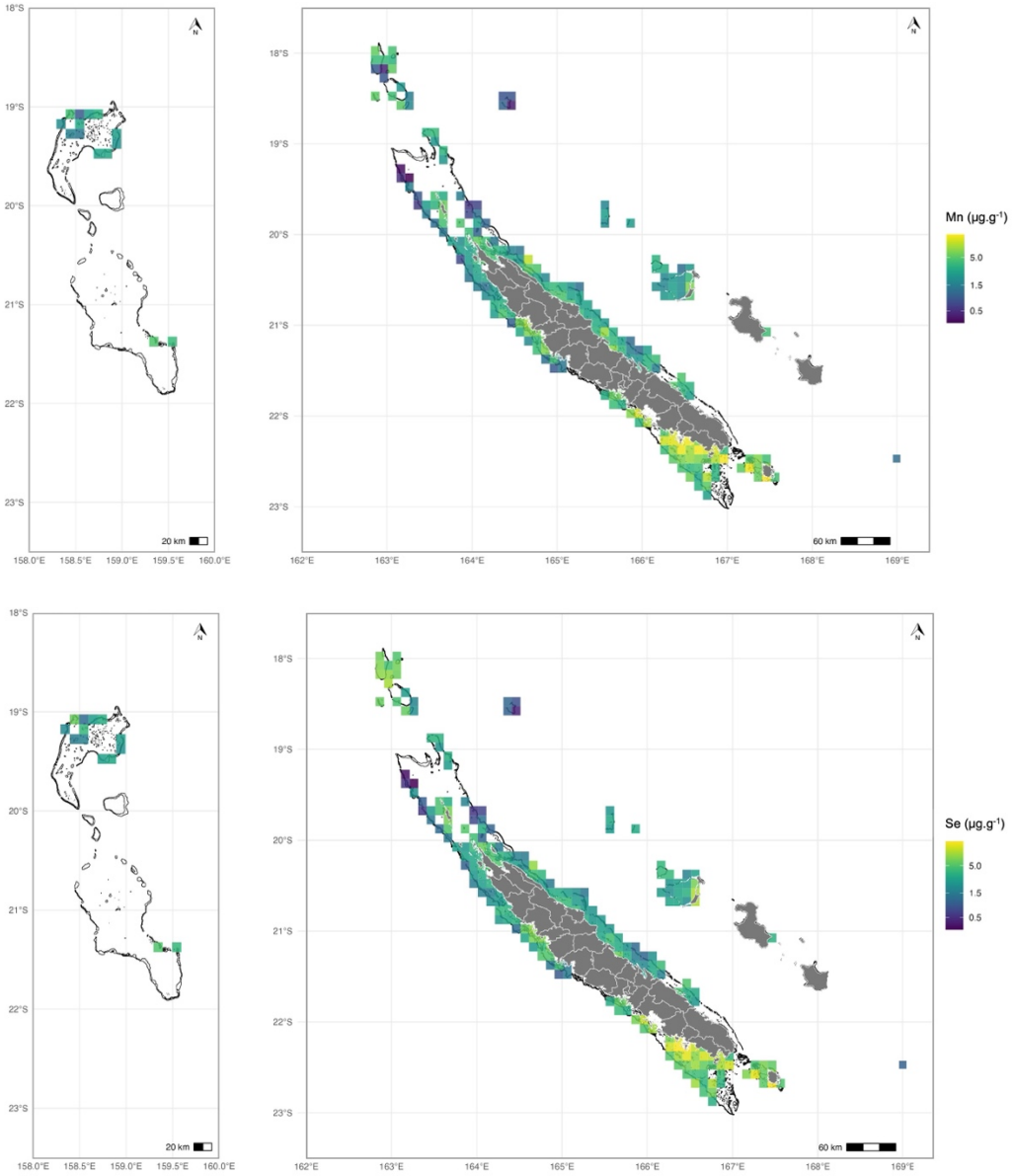
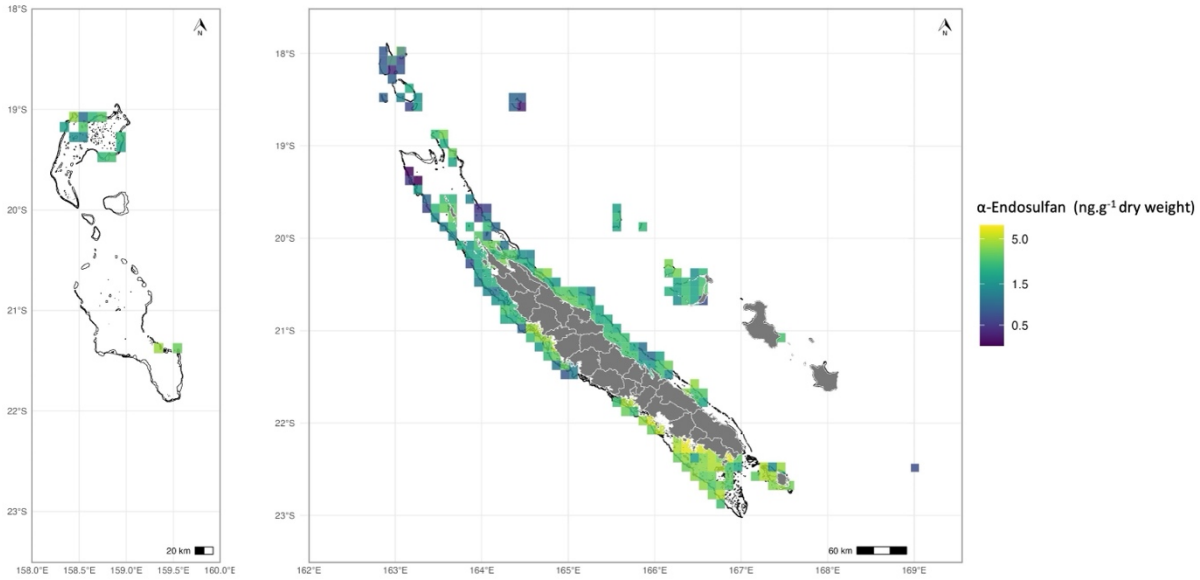
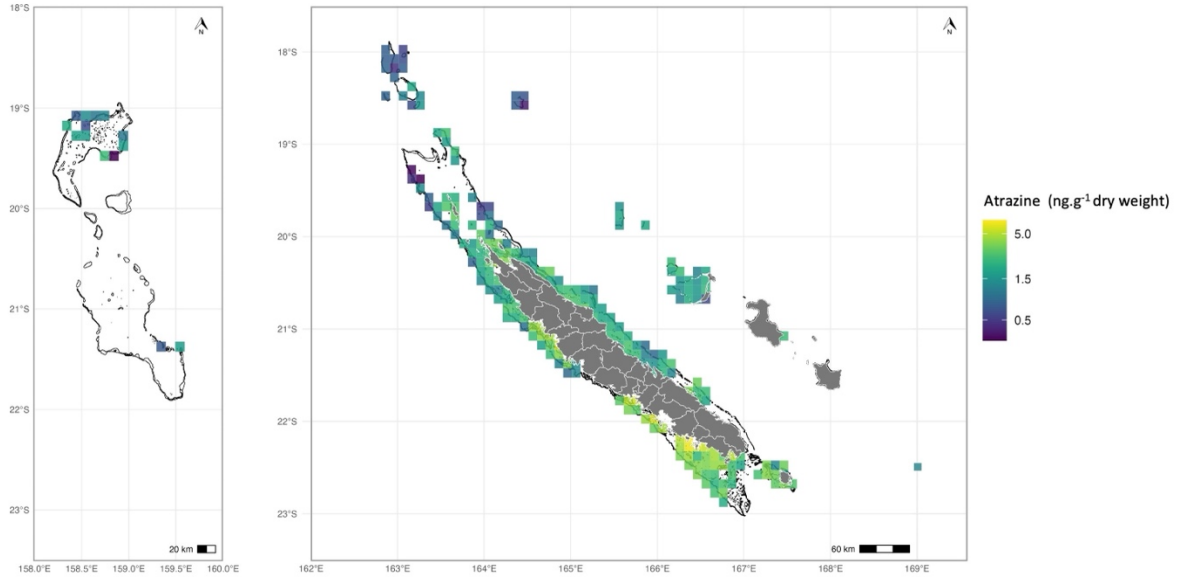
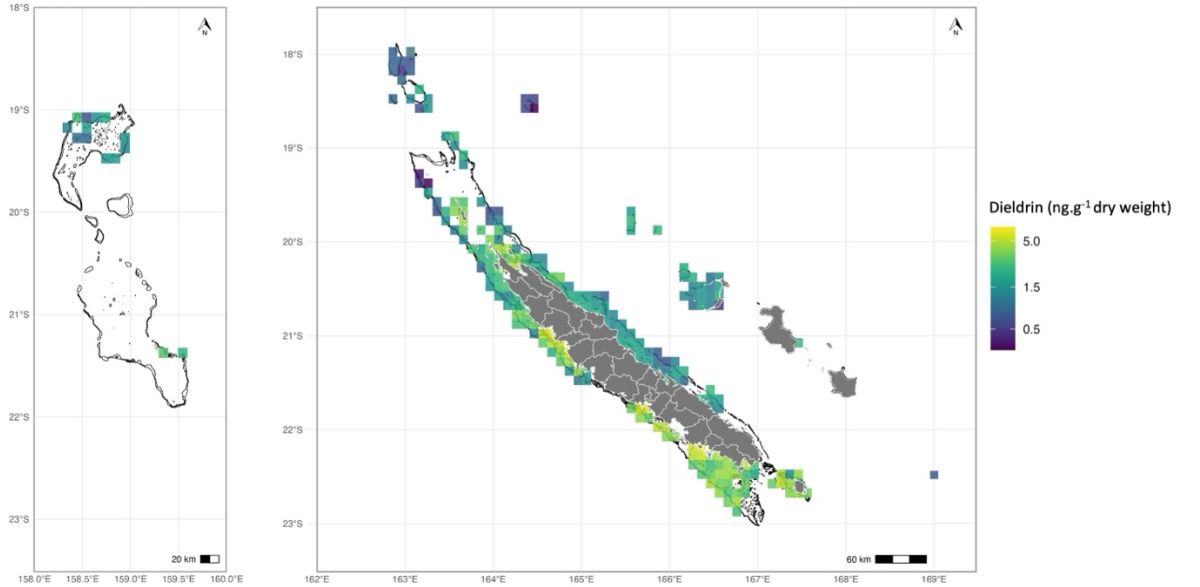
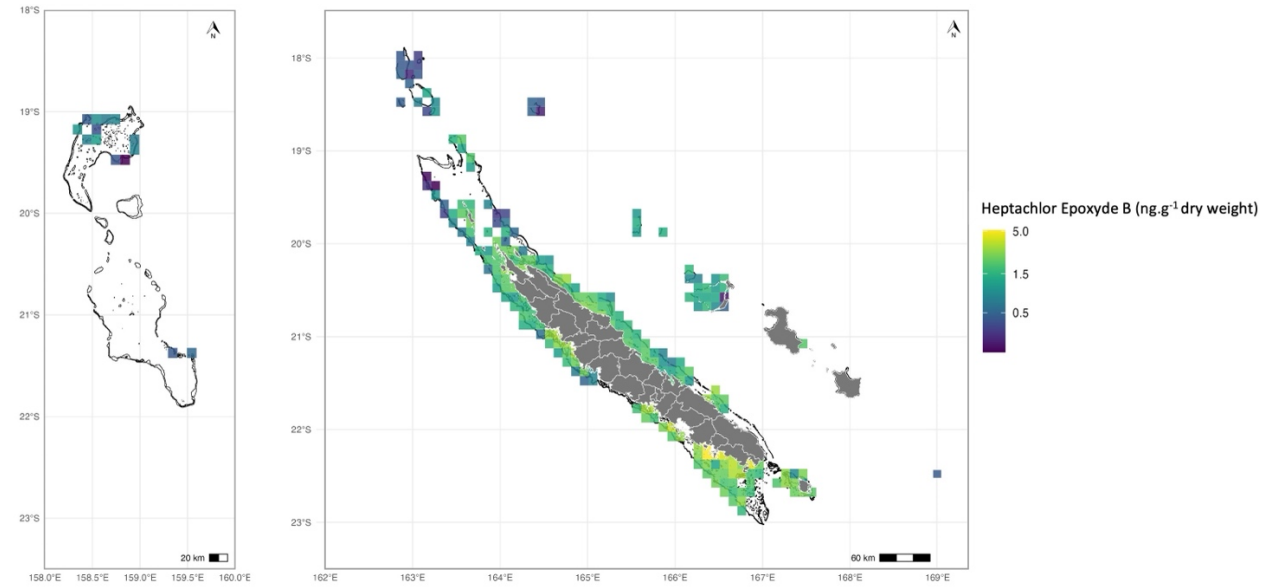


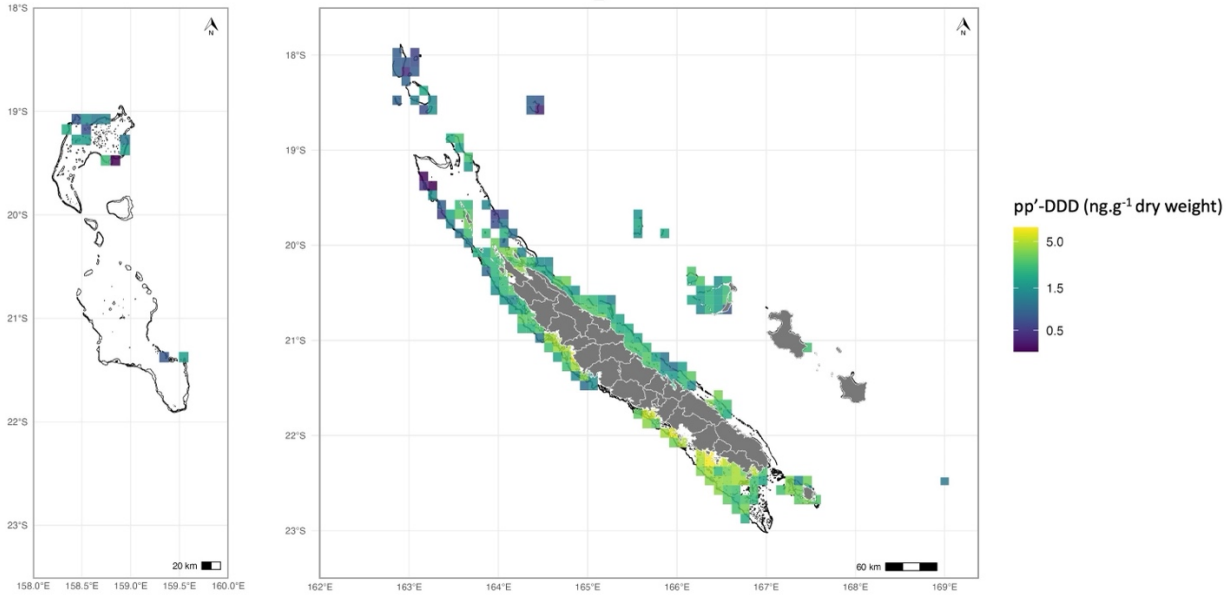
Figure S4.3. Spatial patterns of modelled concentrations of trace elements (Ag, As, Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, and Se) in coral reef fish, using environmental, biogeographic, and human variables as predictors. The lack of data for certain trace elements in several fish species limits the ability to make reliable predictions regarding their concentrations in coral reef fish.

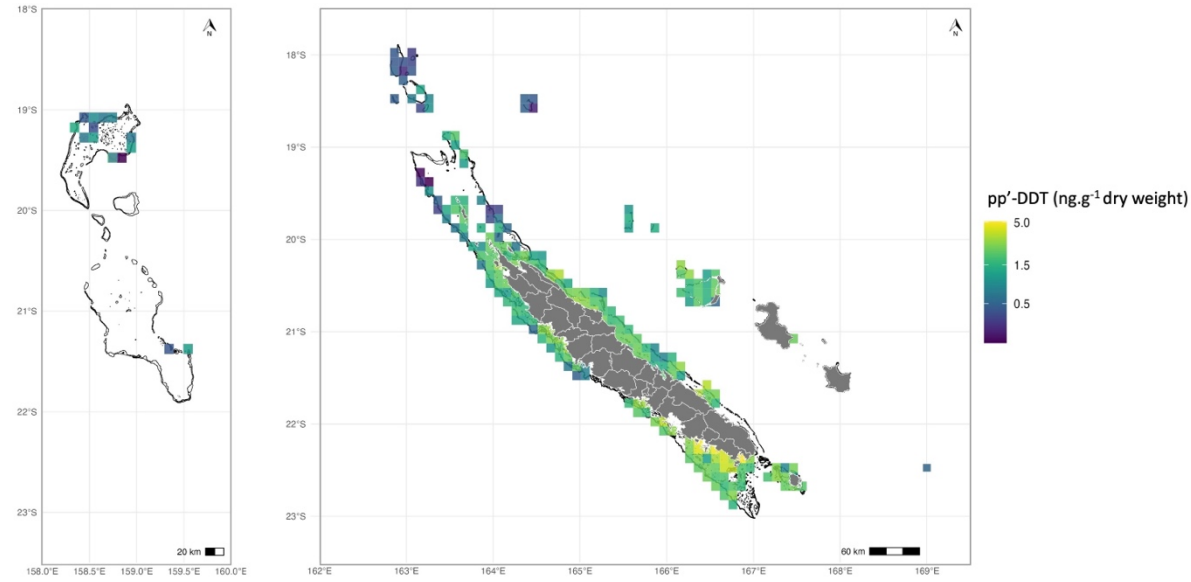

α-Endosulfan (ng.g-1 dry weight)
5.0
1.5
0.5
20 km
60 km


Atrazine (ng.g-1 dry weight)
5.0
1.5
0.5
20 km
60 km


Dieldrin (ng.g-1 dry weight)
5.0
1.5
0.5
20 km
60 km


Heptachlor Epoxyde B (ng.g-1 dry weight)
5.0
1.5
0.5
20 km
60 km


pp'-DDD (ng.g-1 dry weight)
5.0
1.5
0.5
20 km
60 km


pp'-DDT (ng.g-1 dry weight)
5.0
1.5
0.5
20 km
60 km

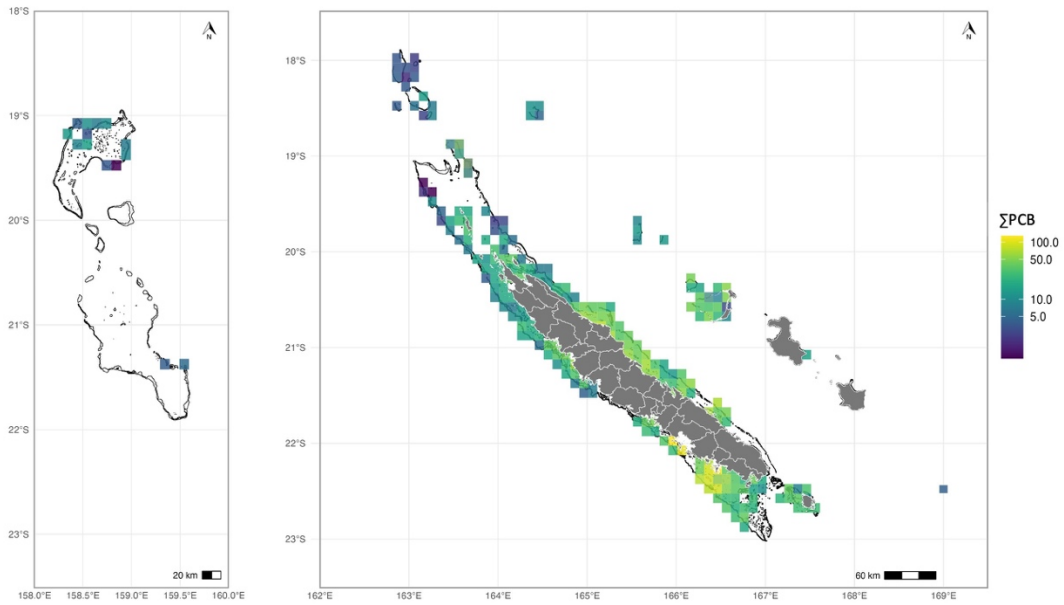


Figure S4.4. Spatial patterns of modelled concentrations of POPs (α-Endosulfan, Atrazine, Dieldrin, Heptachlor Epoxide B, pp'-DDD, pp'-DDT, and ∑PCBs) in reef fish, using a BRT model that incorporates environmental, biogeographic, and human variables as predictors. The lack of data for certain POPs in several fish species limits the ability to make reliable predictions regarding their concentrations in coral reef fish.

Tableau S5.1. Valeurs moyennes des concentrations en contaminants (As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, V, glyphosate et AMPA), en nutriments (Ca, Fe, K, Mg, P, Se et Zn), en acides gras (ω3, ω6, TOT SFA, TOT MUFA, TOT PUFA, TOT BR, TOT NMI, TOT DMA, TOTAL AG) et en vitamine A pour 62 espèces de poissons étudiées dans le cadre de l'approche interspécifique (n = 3 par espèce, sauf cas mentionnés dans le tableau 2.1). Les espèces sélectionnées étaient de taille moyenne. L'échantillonnage représentatif a été réalisé sur le site du Grand Lagon Sud / Lagon Sud-Ouest.

TOT SFA : acides gras saturés totaux (Total Saturated Fatty Acids), **TOT MUFA** : acides gras monoinsaturés totaux (Total Monounsaturated Fatty Acids), **TOT PUFA** : acides gras polyinsaturés totaux (Total Polyunsaturated Fatty Acids), **TOT BR** : acides gras à chaîne ramifiée totaux (Total Branched-chain Fatty Acids), **TOT NMI** : acides gras non méthylène-interrompus totaux (Total Non-Methylene-Interrupted Fatty Acids), **TOT DMA** : diméthyl acétals totaux (Total Dimethyl Acetals).

	Contaminants												Nutriments						
Species	**As**	**Cd**	**Co**	**Cr**	**Cu**	**Hg**	**Mn**	**Ni**	**Pb**	**V**	**Glyphosate**	**AMPA**	**Ca**	**Fe**	**K**	**Mg**	**P**	**Se**	**Zn**
Acanthurus blochii	6,80	0,01	0,09	2,08	0,34	0,02	0,36	0,62	0,04	0,03	48,33	120,7	588,5	13,52	23142	1538,6	11160	1,42	14,59
Acanthurus lineatus	2,07	0,01	0,20	2,97	0,51	0,00	0,47	1,17	0,02	0,03	69,26	76,0	642,3	16,74	20611	1630,4	9412	0,58	18,32
Acanthurus olivaceus	3,22	0,01	0,26	1,69	0,48	0,01	0,45	0,60	0,05	0,14	171,70	155,0	2577,9	10,86	23697	1863,2	11303	0,72	20,76
Acanthurus triostegus	1,84	0,01	0,04	1,34	0,84	0,01	0,43	0,44	0,07	0,05	9,20	63,9	1356,6	15,50	21307	2229,5	10817	0,53	31,67
Acanthurus xanthopterus	6,99	0,01	0,11	1,21	0,41	0,05	0,37	0,39	0,05	0,02			1691,6	9,21	22823	1576,7	11550	1,44	25,43
Aprion virescens	10,04	0,01	0,02	1,41	0,68	0,53	0,38	0,49	0,08	0,02	65,81	116,4	336,9	10,61	23333	1407,2	11599	1,85	15,99
Bodianus loxozonus		0,01	0,03	1,72	0,64	0,34	0,27	0,53	0,10	0,04	70,39	132,8	1025,3	10,71	22107	1725,4	10742	1,47	19,53
Caranx papuensis	1,16	0,01	0,02	1,98	0,99	1,11	0,24	0,78	0,01	0,02	19,49	73,1	251,9	16,74	24208	1364,7	11776	1,81	14,05
Cephalopholis argus	19,07	0,01	0,02	0,78	0,44	0,57	0,28	0,33	0,01	0,03	67,19	130,4	1910,9	5,44	19049	1416,4	9620	1,62	16,38
Cetoscarus bicolor	18,59	0,01	0,11	0,51	0,56	0,04	0,31	0,16	0,02	0,02	53,60	95,7	586,6	6,46	24733	1429,9	11474	2,28	14,54
Chaetodon lunulatus	11,31	0,02	0,05	1,52	1,84	0,03	1,45	0,48	0,29	0,01			4442,5	30,19	19596	1708,3	12052	0,40	20,73
Cheilinus chlorourus	7,31	0,01	0,05	0,93	0,45	0,19	0,37	0,35	0,06	0,03	66,09	124,5	489,2	7,42	21859	1601,8	10886	1,90	22,07
Cheilinus fasciatus	9,58	0,01	0,08	0,51	0,45	0,34	0,23	0,14	0,02	0,03	17,15	128,7	366,8	4,55	21613	1416,3	11170	4,00	30,85
Chlorurus microrhinos	2,18	0,01	0,25	0,76	0,62	0,01	0,70	0,21	0,01	0,02	41,65	50,6	1254,9	6,74	24116	1579,8	12936	1,43	22,90
Chlorurus sordidus	4,56	0,01	0,23	0,71	1,04	0,02	0,31	0,23	0,02	0,02	5,16	56,0	886,6	16,16	23176	1491,4	11923	1,87	16,30
Choerodon graphicus	40,46	0,01	0,04	0,82	0,61	0,36	0,26	0,29	0,04	0,02	105,20	215,0	381,3	9,02	23171	1616,0	12396	1,97	18,48
Coris aygula	26,02	0,01	0,06	1,37	0,50	0,22	0,39	0,51	0,05	0,02	50,24	272,1	1452,3	13,88	23773	1476,9	12684	1,31	50,89
Ctenochaetus striatus	2,67	0,01	0,16	1,52	0,40	0,01	0,53	0,53	0,10	0,03	220,60	215,2	3025,9	16,79	19951	1763,7	10596	1,06	13,54

Diagramma pictum	6,47	0,01	0,04	0,81	0,56	0,42	0,18	0,24	0,03	0,03	92,46	163,0	907,4	9,50	22249	1356,7	10833	1,94	23,87
Epinephelus merra	3,73	0,01	0,04	0,50	0,50	0,31	0,33	0,13	0,02	0,02	101,32	144,0	1365,9	7,35	20882	1685,7	9996	2,14	30,56
Gnathanodon speciosus	2,63	0,01	0,02	1,49	0,42	0,48	0,12	0,59	0,03	0,02	48,64	120,9	271,2	10,04	25561	1498,7	12465	1,11	26,17
Gnathodentex aureolineatus	32,26	0,01	0,03	0,73	0,54	0,40	0,27	0,30	0,05	0,02	37,42	102,3	988,4	11,37	21075	2000,2	10988	1,35	24,82
Hemigymnus melapterus	35,95	0,01	0,03	0,45	0,73	0,26	0,57	0,13	0,02	0,02	108,77	207,7	721,8	9,81	22556	1616,1	10903	1,52	29,15
Hipposcarus longiceps	3,18	0,01	0,12	0,54	0,49	0,02	0,27	0,16	0,03	0,02	65,26	161,4	909,4	6,89	24000	1520,6	11762	1,15	23,03
Kyphosus vaigiensis	4,83	0,01	0,16	0,87	0,80	0,03	0,23	0,30	0,01	0,03	49,41	72,4	756,6	15,50	22752	1446,4	11675	1,00	37,93
Lethrinus atkinsoni	21,13	0,01	0,04	1,41	0,51	0,45	0,19	0,57	0,01	0,02	28,65	168,7	393,3	9,83	22161	1428,7	11035	1,58	13,89
Lethrinus harak	17,95	0,01	0,01	0,40	0,58	0,37	0,13	0,15	0,03	0,03	55,78	88,9	454,1	7,53	25877	1748,0	10866	1,32	18,54
Lutjanus bohar	18,42	0,00	0,02	0,68	0,43	1,65	0,13	0,24	0,01	0,01	173,05	117,7	332,5	7,86	27632	1593,6	10467	1,53	21,24
Lutjanus fulviflamma	3,83	0,01	0,03	0,81	0,85	0,67	0,28	0,37	0,12	0,01			636,8	15,04	18945	1406,8	9275	1,62	13,40
Lutjanus fulvus	4,35	0,01	0,05	1,31	0,54	0,71	0,34	0,56	0,04	0,02	88,49	86,2	1592,9	9,69	24210	1448,3	10415	2,04	29,35
Lutjanus quinquelineatus	6,94	0,01	0,03	0,62	0,61	0,32	0,17	0,20	0,03	0,03	75,93	113,8	806,6	11,82	26615	1774,2	10051	1,72	38,94
Lutjanus vitta	8,10	0,01	0,02	0,99	0,63	1,22	0,22	0,34	0,01	0,02	28,38	62,3	754,9	11,65	22231	1358,2	9218	2,25	21,97
Macolor niger	8,73	0,01	0,02	1,10	0,59	0,09	0,24	0,33	0,03	0,02	54,47	100,8	478,0	12,16	27032	1709,8	10418	1,76	19,70
Mulloidichthys flavolineatus		0,01	0,04	0,65	0,89	0,45	0,25	0,25	0,08	0,02	75,48	57,9	514,7	11,17	25975	1645,7	10936	2,35	30,30
Myripristis amaena	39,33	0,02	0,03	0,88	0,61	0,35	0,39	0,33	0,04	0,02	146,27	121,7	3409,5	13,07	24798	1794,4	10477	2,22	20,95
Naso annulatus	13,17	0,00	0,10	2,18	0,40	0,05	0,19	0,81	0,01	0,02	69,94	115,7	915,6	11,83	29527	1647,2	12486	1,69	15,90
Naso brevirostris	9,11	0,01	0,02	1,08	0,38	0,07	0,22	0,38	0,05	0,02	261,93	156,4	505,2	9,16	27578	1825,5	11471	1,90	26,03
Naso hexacanthus	17,82	0,01	0,04	2,44	0,46	0,08	0,24	1,15	0,04	0,03	162,92	178,5	242,2	15,37	26690	1479,4	12215	1,56	31,47
Naso lituratus	2,75	0,02	0,58	1,40	0,67	0,02	0,29	0,55	0,16	0,02	106,04	201,0	371,0	16,04	27401	1594,0	12316	0,38	24,40
Naso tuberosus	3,27	0,01	0,16	0,58	0,39	0,01	0,14	0,16	0,02	0,03	140,32	288,8	351,1	6,40	29640	1711,0	13242	0,43	29,19
Naso unicornis	2,62	0,01	0,41	1,46	0,40	0,02	0,18	0,51	0,02	0,03	82,86	139,1	320,5	9,11	27722	1507,8	12950	0,43	37,42
Neoniphon sammara	13,31	0,01	0,04	1,92	1,00	0,58	0,28	0,99	0,02	0,02	112,15	222,6	1598,4	22,97	19630	1487,8	10032	1,74	23,47
Parupeneus barberinus	41,43	0,01	0,04	0,65	0,72	0,35	0,18	0,20	0,02	0,02	71,42	95,9	693,5	10,60	27353	1592,4	13031	2,66	13,00
Parupeneus multifasciatus		0,01	0,03	0,69	0,64	0,18	0,28	0,24	0,02	0,03	235,56	86,4	432,3	10,35	25420	1666,4	10051	0,91	16,53
Plectropomus leopardus	2,18	0,00	0,01	1,06	0,36	0,46	0,15	0,25	0,01	0,02	43,64	91,7	299,2	5,79	24259	1548,7	9947	1,63	16,57
Priacanthus hamrur	8,03	0,01	0,02	0,73	0,56	0,10	0,37	0,24	0,14	0,02	40,11	149,6	419,3	11,17	26326	1734,0	10683	1,94	14,90

Sargocentron rubrum	1,62	0,01	0,03	1,35	0,69	0,79	0,20	0,55	0,05	0,02	7,75	48,6	699,2	12,85	19894	1511,4	8378	2,10	13,99
Sargocentron spiniferum	10,17	0,01	0,04	1,11	0,50	0,87	0,35	0,51	0,02	0,03	59,05	276,9	512,6	18,23	20432	1451,3	7487	2,26	21,18
Scarus altipinnis	2,12	0,01	0,07	2,02	0,48	0,02	0,30	0,72	0,02	0,03	73,14	170,2	775,3	12,11	29566	1733,6	11151	0,85	16,02
Scarus frenatus	2,35	0,01	0,12	0,50	0,57	0,02	0,53	0,12	0,02	0,06	114,71	121,8	727,7	6,35	26335	1808,8	9844	0,91	16,62
Scarus ghobban	7,98	0,01	0,14	0,74	0,43	0,04	1,20	0,27	0,01	0,06			2414,2	8,16	26359	1892,2	10400	1,28	14,68
Scarus psittacus	3,36	0,01	0,13	0,90	0,69	0,02	0,47	0,27	0,03	0,02	88,28	147,3	1603,3	10,28	29056	2027,2	11090	1,23	15,71
Scarus rivulatus	2,62	0,01	0,10	0,73	0,39	0,01	0,33	0,28	0,06	0,05	56,70	151,2	2474,9	16,28	28773	1922,7	10458	1,17	12,92
Scarus schlegeli	3,34	0,00	0,10	0,76	0,56	0,02	0,27	0,22	0,00	0,01	56,18	129,2	385,3	7,63	28283	1734,8	10689	1,25	13,21
Scolopsis bilineata	19,08	0,01	0,03	0,89	0,70	0,48	0,42	0,28	0,07	0,02	55,37	77,4	1550,9	9,49	22742	1658,5	11068	2,56	13,62
Scomberoides tol	6,69	0,01	0,02	1,08	1,27	0,84	0,24	0,37	0,23	0,03	406,90	235,7	191,8	21,67	24188	0,24	11966	2,14	19,11
Siganus argenteus	1,95	0,01	0,34	0,76	0,43	0,01	0,19	0,32	0,02	0,02	110,56	142,5	609,0	8,45	25566	0,19	12343	1,22	31,25
Siganus doliatus	3,58	0,01	0,30	1,05	0,52	0,01	0,25	0,30	0,30	0,02	64,38	190,4	532,4	8,44	24923	0,25	11299	0,83	22,05
Siganus lineatus	1,33	0,01	0,06	0,73	0,52	0,01	0,22	0,26	0,04	0,02	83,07	131,2	1257,3	9,31	23351	0,22	11006	1,86	11,89
Siganus punctatus	3,39	0,01	0,46	1,16	0,59	0,01	0,27	0,41	0,01	0,02	194,68	99,5	483,8	11,84	22712	0,27	10472	2,94	14,72
Zebrasoma scopas	1,13	0,01	0,27	1,74	0,79	0,01	0,75	0,68	2,22	0,03	158,21	103,6	5403,8	16,03	19734	0,75	11424	0,37	22,08
Zebrasoma velifer	3,08	0,01	0,12	1,91	0,47	0,00	0,57	0,57	0,12	0,16	67,56	108,5	1730,0	14,09	23443	0,57	10891	0,73	22,15

	Acides gras & vitamine A									
Species	**ω3**	**ω6**	**TOT SFA**	**TOT MUFA**	**TOT PUFA**	**TOT BR**	**TOT NMI**	**TOT DMA**	**TOTAL AG**	**Vitamine A**
Acanthurus blochii	4,32	2,59	9,20	5,64	6,96	0,20	0,01	0,22	22,79	10,43
Acanthurus lineatus	8,82	5,26	16,44	8,11	14,16	1,41	0,00	0,24	41,20	3,07
Acanthurus olivaceus	4,87	3,27	7,52	3,41	8,19	0,35	0,00	0,18	20,15	
Acanthurus triostegus	7,93	4,46	9,78	4,37	12,43	0,65	0,00	0,20	27,97	
Acanthurus xanthopterus	5,06	2,37	6,64	3,53	7,46	0,22	0,00	0,21	18,44	3,03
Aprion virescens	7,98	3,04	11,27	6,61	11,04	0,33	0,02	0,24	30,09	2,08
Bodianus loxozonus	3,59	5,24	6,08	2,62	8,89	0,25	0,06	0,13	18,35	1,25

Caranx papuensis	5,49	1,34	4,29	1,63	6,83	0,12	0,00	0,19	13,27	1,28
Cephalopholis argus	4,80	3,26	8,29	3,90	8,10	0,15	0,01	0,28	21,22	0,92
Cetoscarus bicolor	2,41	4,64	3,88	1,74	7,06	0,08	0,00	0,26	13,22	1,38
Chaetodon lunulatus	4,93	4,45	5,48	2,36	9,38	0,10	0,00	0,29	17,90	
Cheilinus chlorourus	3,79	3,49	4,36	2,25	7,32	0,18	0,02	0,10	14,52	0,45
Cheilinus fasciatus	2,98	4,38	3,95	1,67	7,38	0,18	0,01	0,27	13,69	0,40
Chlorurus microrhinos	2,61	3,83	3,55	1,70	6,45	0,07	0,01	0,17	12,18	1,86
Chlorurus sordidus	3,07	4,81	3,95	1,96	7,88	0,08	0,00	0,26	14,39	2,85
Choerodon graphicus	4,15	6,11	7,34	4,00	10,34	0,34	0,08	0,20	22,77	0,92
Coris aygula	4,09	6,05	7,86	3,89	10,28	0,44	0,15	0,25	23,35	0,89
Ctenochaetus striatus	6,82	5,55	14,09	7,14	12,53	0,43	0,00	0,22	35,09	
Diagramma pictum	3,30	3,36	4,39	2,31	6,70	0,26	0,02	0,21	14,18	1,22
Epinephelus merra	2,70	3,94	3,81	1,86	6,64	0,09	0,00	0,21	12,85	
Gnathanodon speciosus	5,98	3,06	8,15	3,72	9,06	0,22	0,01	0,37	21,86	1,67
Gnathodentex aureolineatus	3,09	4,36	6,02	3,02	7,49	0,19	0,09	0,17	17,27	13,70
Hemigymnus melapterus	5,16	2,92	4,21	2,13	8,08	0,13	0,01	0,26	15,11	
Hipposcarus longiceps	3,31	2,65	3,31	1,90	5,97	0,07	0,00	0,17	11,62	1,70
Kyphosus vaigiensis	5,58	5,46	12,17	7,32	11,06	0,14	0,01	0,30	31,78	2,53
Lethrinus atkinsoni	6,00	5,31	11,12	7,36	11,42	0,52	0,19	0,17	31,49	0,98
Lethrinus harak	3,69	3,69	4,44	2,32	7,40	0,12	0,01	0,14	14,69	1,59
Lutjanus bohar	5,05	2,61	6,87	3,69	7,70	0,24	0,03	0,21	19,09	4,12
Lutjanus fulviflamma	4,77	2,31	7,24	4,32	7,10	0,15	0,01	0,11	19,09	1,56
Lutjanus fulvus	5,01	4,69	11,13	6,30	9,74	0,32	0,08	0,23	28,31	1,03
Lutjanus quinquelineatus	4,19	3,00	4,91	3,06	7,20	0,17	0,03	0,21	15,85	
Lutjanus vitta	6,81	2,19	9,05	5,11	9,01	0,21	0,00	0,16	23,99	
Macolor niger	5,16	2,87	5,49	2,03	8,04	0,11	0,00	0,21	16,11	1,66
Mulloidichthys flavolineatus	3,92	3,42	5,59	2,76	7,39	0,35	0,04	0,11	16,62	1,88

Myripristis amaena	5,59	2,81	6,77	2,70	8,42	0,30	0,02	0,19	18,71	1,83
Naso annulatus	4,21	2,31	5,74	2,76	6,53	0,27	0,00	0,21	15,90	2,84
Naso brevirostris	5,66	2,67	8,70	4,53	8,39	0,40	0,01	0,17	22,70	3,17
Naso hexacanthus	16,81	6,20	27,46	14,26	23,47	1,59	0,05	0,17	68,54	2,38
Naso lituratus	11,34	10,61	26,89	15,25	21,98	0,38	0,01	0,28	66,27	6,45
Naso tuberosus	2,68	2,69	3,34	1,65	5,38	0,05	0,00	0,24	10,87	1,37
Naso unicornis	6,94	7,41	20,21	12,44	14,38	0,24	0,01	0,27	48,83	4,65
Neoniphon sammara	7,57	5,90	15,83	8,77	13,50	0,56	0,04	0,31	39,61	
Parupeneus barberinus	3,27	4,34	4,39	1,77	7,64	0,24	0,06	0,13	14,56	1,38
Parupeneus multifasciatus	7,26	7,23	15,65	6,98	14,58	0,55	0,04	0,15	38,58	1,55
Plectropomus leopardus	7,08	3,61	8,38	4,86	10,72	0,25	0,04	0,16	24,92	1,58
Priacanthus hamrur	5,90	1,75	4,41	1,92	7,66	0,14	0,00	0,19	14,53	2,31
Sargocentron rubrum	3,43	3,91	6,92	3,50	7,35	0,16	0,02	0,23	18,48	
Sargocentron spiniferum	6,08	5,35	16,93	8,74	11,51	0,71	0,11	0,28	38,98	3,89
Scarus altipinnis	2,56	3,95	3,52	1,51	6,52	0,05	0,00	0,14	12,02	2,27
Scarus frenatus	3,19	4,72	4,49	1,79	7,91	0,07	0,00	0,19	14,72	1,49
Scarus ghobban	3,68	3,64	4,38	2,21	7,33	0,10	0,00	0,14	14,40	
Scarus psittacus	3,47	4,81	4,29	2,07	8,28	0,07	0,01	0,17	15,14	2,71
Scarus rivulatus	3,27	4,56	4,00	1,80	7,84	0,07	0,00	0,19	14,23	1,85
Scarus schlegeli	3,53	3,30	4,23	2,28	6,83	0,05	0,00	0,10	13,69	3,57
Scolopsis bilineata	3,97	6,77	7,98	3,89	10,83	0,42	0,22	0,16	24,06	
Scomberoides tol	16,61	3,16	16,94	8,82	19,82	0,57	0,01	0,67	47,49	5,23
Siganus argenteus	6,88	4,15	15,08	8,30	11,12	0,31	0,00	0,46	35,89	1,82
Siganus doliatus	5,89	6,03	10,40	5,59	11,94	0,16	0,00	0,18	29,32	
Siganus lineatus	4,70	3,69	7,00	3,70	8,40	0,16	0,00	0,15	19,71	2,39
Siganus punctatus	5,74	6,18	12,31	6,05	11,97	0,65	0,01	0,24	31,87	1,00
Zebrasoma scopas	5,39	4,47	9,21	4,06	9,87	0,08	0,00	0,16	23,79	
Zebrasoma velifer	9,98	7,17	19,77	9,13	17,19	0,29	0,01	0,28	47,74	1,65

Tableau S5.2. Valeurs moyennes des concentrations en contaminants (As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, V, glyphosate et AMPA), en nutriments (Ca, Fe, K, Mg, P, Se et Zn), en acides gras (ω3, ω6, TOT SFA, TOT MUFA, TOT PUFA, TOT BR, TOT NMI, TOT DMA, TOTAL AG) et en vitamine A pour 15 espèces de poissons étudiées dans le cadre de l'approche de la variabilité spatiale et environnementale (n = 3 par espèce, sauf cas mentionnés dans le tableau 2.1). Les espèces sélectionnées étaient de taille « commune ». Ces prélèvements ont été réalisés sur cinq sites répartis autour de la Nouvelle-Calédonie, à savoir Népoui, Ouano, Prony, Thio et Koumac.

TOT SFA : acides gras saturés totaux (Total Saturated Fatty Acids), **TOT MUFA** : acides gras monoinsaturés totaux (Total Monounsaturated Fatty Acids), **TOT PUFA** : acides gras polyinsaturés totaux (Total Polyunsaturated Fatty Acids), **TOT BR** : acides gras à chaîne ramifiée totaux (Total Branched-chain Fatty Acids), **TOT NMI** : acides gras non méthylène-interrompus totaux (Total Non-Methylene-Interrupted Fatty Acids), **TOT DMA** : diméthyl acétals totaux (Total Dimethyl Acetals).

	Contaminants												Nutriments						
Species	**As**	**Cd**	**Co**	**Cr**	**Cu**	**Hg**	**Mn**	**Ni**	**Pb**	**V**	**Glyphosate**	**AMPA**	**Ca**	**Fe**	**K**	**Mg**	**P**	**Se**	**Zn**
Chaetodon lunulatus	10,10	0,09	0,14	1,88	1,81	0,04	1,32	0,89	0,45	0,09			2598,7	37,01	27664	2686,9	14182	0,47	17,07
Chlorurus sordidus	3,32	0,00	0,25	0,37	1,14	0,02	0,56	0,21	0,09	0,03	5,16	56,0	1451,9	15,56	22682	1757,3	10903	1,33	12,44
Choerodon graphicus	43,15	0,02	0,06	1,69	0,66	0,29	0,35	0,63	0,10	0,03	105,20	215,0	465,1	14,87	22078	1820,4	11224	1,86	15,04
Ctenochaetus striatus	2,45	0,01	0,26	1,01	0,54	0,01	0,61	0,54	0,10	0,07	220,60	215,2	3492,5	21,01	20407	1974,8	9979	0,85	11,41
Gnathodentex aureolineatus	23,68	0,00	0,04	0,30	0,68	0,38	0,37	0,20	0,09	0,05	37,42	102,3	1054,6	11,08	21739	1832,8	10910	1,76	16,43
Kyphosus vaigiensis	4,10	0,01	0,23	0,49	0,69	0,04	0,26	0,22	0,04	0,02	49,41	72,4	593,8	11,47	22450	1556,8	11300	1,09	28,23
Lethrinus atkinsoni	24,13	0,00	0,05	0,30	0,51	0,46	0,25	0,16	0,06	0,01	52,13	85,0	522,6	6,73	21744	1613,0	10825	1,92	12,77
Lutjanus fulviflamma	6,10	0,01	0,03	0,33	0,87	0,58	0,38	0,18	0,17	0,04			1021,0	12,83	20051	1543,8	10093	1,28	13,86
Naso hexacanthus	15,93	0,01	0,02	0,73	0,47	0,08	0,29	0,38	0,10	0,06	162,92	178,5	677,4	9,30	24959	1630,6	12487	1,80	21,50
Naso unicornis	2,21	0,00	0,69	2,24	0,54	0,01	0,35	1,08	0,08	0,03	82,86	139,1	385,4	17,41	22915	2509,7	17358	0,36	20,78

Neoniphon sammara	8,89	0,00	0,04	0,70	1,08	0,53	0,35	0,37	0,19	0,03	112,15	222,6	1959,8	24,50	16918	1681,2	9541	1,56	17,28
Parupeneus barberinus	33,49	0,00	0,05	0,36	0,74	0,41	0,31	0,22	0,11	0,02			762,4	13,98	24608	1723,7	12002	2,11	17,57
Plectropomus leopardus	4,32	0,00	0,02	0,38	0,50	0,43	0,28	0,18	0,13	0,01	62,73	119,5	606,0	6,89	23248	1609,0	10858	1,84	15,82
Scarus rivulatus	3,06	0,00	0,12	0,41	0,53	0,01	0,47	0,24	0,06	0,03	23,59	126,9	1398,6	14,42	23848	1774,8	10768	1,11	12,16
Siganus doliatus	2,83	0,01	0,40	0,49	0,62	0,01	0,36	0,28	0,28	0,07	64,38	190,4	646,2	14,98	22115	1710,7	11068	0,59	15,15

	Acides gras & vitamine A									
Species	**ω3**	**ω6**	**TOT SFA**	**TOT MUFA**	**TOT PUFA**	**TOT BR**	**TOT NMI**	**TOT DMA**	**TOTAL AG**	**Vitamin A**
Chaetodon lunulatus	5,01	4,92	8,35	3,92	9,94	0,16	0,00	0,2	22,8	
Chlorurus sordidus	2,25	3,72	3,35	1,47	5,98	0,05	0,00	0,1	11,1	2,44
Choerodon graphicus	3,33	4,72	6,06	3,01	8,12	0,25	0,06	0,1	17,9	0,99
Ctenochaetus striatus	8,26	4,95	17,41	8,42	13,42	0,49	0,01	0,1	40,2	
Gnathodentex aureolineatus	2,17	3,19	3,75	1,77	5,40	0,12	0,03	0,1	11,3	7,24
Kyphosus vaigiensis	4,02	4,01	8,29	4,40	8,05	0,06	0,02	0,2	21,3	2,04
Lethrinus atkinsoni	2,51	2,65	3,71	1,88	5,19	0,11	0,01	0,1	11,1	1,14
Lutjanus fulviflamma	3,43	1,75	3,94	2,02	5,20	0,07	0,00	0,1	11,5	1,26
Naso hexacanthus	8,19	3,66	13,93	7,18	11,98	0,72	0,05	0,1	34,4	3,36
Naso unicornis	9,52	8,82	31,13	20,19	18,46	0,13	0,11	0,1	70,5	8,35
Neoniphon sammara	8,17	5,45	18,40	10,33	13,60	0,44	0,03	0,2	43,2	
Parupeneus barberinus	2,99	2,93	4,26	1,78	5,97	0,27	0,04	0,1	12,5	1,41
Plectropomus leopardus	5,68	3,26	9,68	5,37	8,99	0,21	0,01	0,1	24,6	2,00
Scarus rivulatus	2,33	2,97	3,10	1,32	5,31	0,04	0,00	0,1	10,0	2,00
Siganus doliatus	3,87	3,54	6,36	2,98	7,43	0,05	0,00	0,1	17,2	2,19

Tableau S5.3. Valeurs moyennes des concentrations en contaminants (As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, V, glyphosate et AMPA), en nutriments (Ca, Fe, K, Mg, P, Se et Zn), en acides gras (ω3, ω6, TOT SFA, TOT MUFA, TOT PUFA, TOT BR, TOT NMI, TOT DMA, TOTAL_AG) et en vitamine A pour 15 espèces de poissons, dans le but d'étudier l'influence de la taille (n = 9 par espèce, sauf cas mentionnés dans le tableau 2.1). Ces espèces ont été réparties en trois catégories de taille : petits, moyens et grands individus. L'échantillonnage a été effectué dans le Grand Lagon Sud / Lagon Sud-Ouest.

TOT SFA : acides gras saturés totaux (Total Saturated Fatty Acids), **TOT MUFA** : acides gras monoinsaturés totaux (Total Monounsaturated Fatty Acids), **TOT PUFA** : acides gras polyinsaturés totaux (Total Polyunsaturated Fatty Acids), **TOT BR** : acides gras à chaîne ramifiée totaux (Total Branched-chain Fatty Acids), **TOT NMI** : acides gras non méthylène-interrompus totaux (Total Non-Methylene-Interrupted Fatty Acids), **TOT DMA** : diméthyl acétals totaux (Total Dimethyl Acetals).

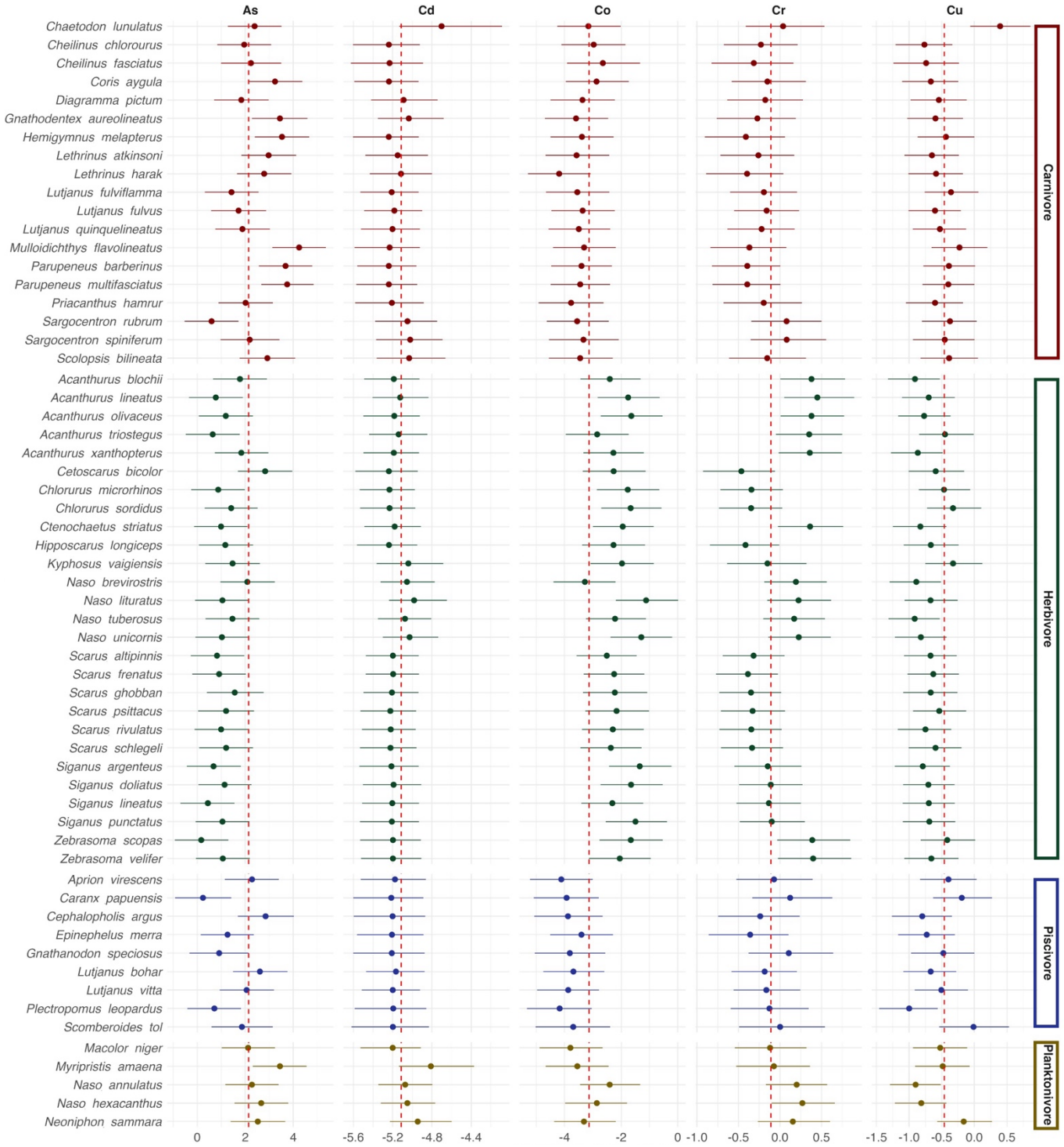
		Contaminants												Nutriments						
Species	**Classes**	**As**	**Cd**	**Co**	**Cr**	**Cu**	**Hg**	**Mn**	**Ni**	**Pb**	**V**	**Glyphosate**	**AMPA**	**Ca**	**Fe**	**K**	**Mg**	**P**	**Se**	**Zn**
Chaetodon lunulatus	Grand	7,97	0,03	0,04	1,15	1,29	0,04	0,55	0,36	1,45	0,02			1674,9	17,54	19817	1732,5	10867	0,37	23,37
Chaetodon lunulatus	Moyen	11,31	0,02	0,05	1,52	1,84	0,03	1,45	0,48	0,29	0,01			4442,5	30,19	19596	1708,3	12052	0,40	20,73
Chaetodon lunulatus	Petit	11,10	0,04	0,04	1,40	2,14	0,04	1,11	0,44	0,07	0,02			4736,8	26,95	18942	1673,5	11587	0,49	31,56
Chlorurus sordidus	Grand	4,47	0,00	0,31	1,03	1,10	0,02	0,50	0,31	0,02	0,03	33,81	117,6	2993,9	15,43	23008	1626,8	11389	1,59	12,25
Chlorurus sordidus	Moyen	4,56	0,01	0,23	0,71	1,04	0,02	0,31	0,23	0,02	0,02	5,16	56,0	886,6	16,16	23176	1491,4	11923	1,87	16,30
Chlorurus sordidus	Petit	3,03	0,01	0,19	0,66	1,19	0,02	0,54	0,17	0,02	0,03			1532,5	14,98	23125	1503,9	12206	1,40	15,45
Choerodon graphicus	Grand	37,70	0,01	0,04	0,91	0,77	0,34	0,30	0,29	0,04	0,02	65,29	68,6	336,2	10,13	23181	1530,5	12316	1,57	22,66
Choerodon graphicus	Moyen	48,06	0,01	0,04	0,73	0,55	0,34	0,28	0,26	0,02	0,02	102,81	233,1	470,8	8,25	23177	1665,2	12281	2,58	16,42
Choerodon graphicus	Petit	38,86	0,01	0,05	0,92	0,60	0,31	0,37	0,28	0,02	0,02	20,37	112,3	714,4	13,61	22865	1660,9	12403	2,39	17,88
Ctenochaetus striatus	Grand	2,76	0,01	0,15	1,06	0,39	0,01	0,40	0,41	0,03	0,03	16,72	81,8	1972,3	16,81	20912	1741,7	10430	1,15	13,13
Ctenochaetus striatus	Moyen	2,44	0,01	0,19	1,85	0,42	0,01	0,67	0,69	0,10	0,06	273,36	246,8	3492,8	26,77	19829	1698,1	10434	1,04	13,13
Ctenochaetus striatus	Petit	4,43	0,01	0,32	2,43	0,55	0,01	0,63	1,07	0,05	0,02			2241,6	17,52	20978	2087,8	10925	0,68	13,31
Gthodentex aureolineatus	Grand	33,48	0,01	0,05	0,85	0,63	0,63	0,33	0,34	0,03	0,02	73,19	49,5	2490,1	10,91	20842	1648,5	11484	1,44	33,32
Gthodentex aureolineatus	Moyen	32,26	0,01	0,03	0,73	0,54	0,40	0,27	0,30	0,05	0,02	37,42	102,3	988,4	11,37	21075	2000,2	10988	1,35	24,82
Gthodentex aureolineatus	Petit	29,49	0,01	0,03	0,67	0,51	0,28	0,26	0,20	0,08	0,06	57,59	57,6	1265,7	10,60	20668	2009,0	10581	2,05	22,97
Kyphosus vaigiensis	Grand	5,30	0,02	0,08	0,90	0,81	0,05	0,18	0,32	0,01	0,02	105,48	85,1	909,1	14,98	23239	1431,9	11991	1,31	49,22
Kyphosus vaigiensis	Moyen	3,90	0,01	0,10	0,57	0,76	0,04	0,26	0,21	0,02	0,03	57,00	108,7	826,9	14,79	22933	1625,2	11564	5,11	55,47

Kyphosus vaigiensis	Petit	2,38	0,01	0,10	0,77	0,66	0,09	0,21	0,21	0,02	0,02	131,20	116,9	974,8	11,05	22637	1644,4	11446	6,03	57,80
Lutjanus fulviflamma	Grand	5,51	0,01	0,04	0,73	1,00	0,97	0,27	0,30	0,05	0,02			615,9	21,06	22652	1492,9	9824	1,50	33,15
Lutjanus fulviflamma	Moyen	3,83	0,01	0,03	0,81	0,85	0,67	0,28	0,37	0,12	0,01			636,8	15,04	18945	1406,8	9275	1,62	13,40
Lutjanus fulviflamma	Petit	6,92	0,01	0,03	0,77	0,85	0,77	0,31	0,36	0,29	0,02	38,84	50,6	613,9	16,12	20783	1473,9	9506	1,87	17,54
Lutjanus vitta	Grand	10,70	0,01	0,02	1,07	0,72	1,16	0,26	0,40	0,01	0,02	208,47	107,6	701,7	12,37	23034	1402,3	9378	2,07	29,39
Lutjanus vitta	Moyen	8,10	0,01	0,02	0,99	0,63	1,22	0,22	0,34	0,01	0,02	28,38	62,3	754,9	11,65	22231	1358,2	9218	2,25	21,97
Lutjanus vitta	Petit	8,65	0,01	0,02	1,04	0,63	0,97	0,19	0,38	0,01	0,02	221,70	193,0	415,9	10,39	19937	1247,5	8265	2,01	30,70
Naso hexacanthus	Grand	15,63	0,00	0,05	3,03	0,50	0,09	0,27	1,37	0,03	0,00	188,44	135,5	1472,4	18,23	24962	1499,4	12638	1,97	21,10
Naso hexacanthus	Moyen	16,76	0,01	0,04	2,12	0,48	0,11	0,20	0,87	0,03	0,02	217,83	192,6	193,4	13,57	25750	1421,5	12359	1,92	28,13
Naso hexacanthus	Petit	21,16	0,01	0,02	1,28	0,65	0,08	0,21	0,51	0,04	0,02	320,64	180,9	1013,8	11,21	28129	1641,2	13792	1,95	39,31
Naso unicornis	Grand	2,23	0,01	0,78	1,07	0,41	0,01	0,17	0,38	0,01	0,02	66,65	133,8	322,0	8,83	25750	1425,7	12407	0,55	33,74
Naso unicornis	Moyen	2,62	0,01	0,41	1,46	0,40	0,02	0,18	0,51	0,02	0,03	82,86	139,1	320,5	9,11	27722	1507,8	12950	0,43	37,42
Naso unicornis	Petit	2,18	0,01	0,26	0,89	0,48	0,02	0,22	0,27	0,05	0,03	115,53	170,1	369,9	8,50	27505	1683,8	12451	0,30	21,41
Neoniphon sammara	Grand	12,67	0,01	0,04	1,59	0,72	0,79	0,32	0,66	0,02	0,02	71,71	149,2	6986,3	17,33	18860	1521,8	12853	2,25	19,95
Neoniphon sammara	Moyen	13,31	0,01	0,04	1,92	1,00	0,58	0,28	0,99	0,02	0,02	112,15	222,6	1598,4	22,97	19630	1487,8	10032	1,74	23,47
Neoniphon sammara	Petit	7,90	0,01	0,07	3,24	0,82	0,33	0,40	1,35	0,02	0,05	80,71	85,6	6105,1	29,32	19109	1747,7	12290	2,09	23,35
Parupeneus barberinus	Grand	27,57	0,01	0,03	0,65	0,55	0,27	0,14	0,24	0,06	0,02	97,77	129,7	439,8	8,71	27397	1554,6	12367	2,11	13,92
Parupeneus barberinus	Moyen	43,34	0,01	0,04	0,73	0,79	0,29	0,22	0,24	0,03	0,02	1,65	63,2	557,5	11,26	27033	1613,6	12563	2,34	19,06
Parupeneus barberinus	Petit	52,88	0,01	0,03	0,78	0,55	0,18	0,22	0,28	0,04	0,02	127,26	69,4	1074,6	11,08	27086	1732,2	12776	2,28	19,70
Plectropomus leopardus	Grand	3,39	0,01	0,03	2,41	0,60	0,55	0,24	0,93	0,11	0,02	39,33	98,6	701,8	11,22	24822	1463,0	10445	1,66	22,67
Plectropomus leopardus	Moyen	14,93	0,01	0,02	1,23	0,50	0,57	0,24	0,34	0,03	0,02	134,55	105,6	374,7	8,15	26369	1700,7	10654	1,99	24,23
Plectropomus leopardus	Petit	2,39	0,01	0,02	0,46	0,38	0,13	0,18	0,12	0,03	0,03	66,71	115,9	780,0	5,39	28014	1848,7	10216	1,32	17,94
Scarus rivulatus	Grand	2,07	0,01	0,08	0,80	0,45	0,01	0,27	0,24	0,01	0,02	64,09	119,6	1259,5	10,82	27714	1730,8	10071	1,14	17,08
Scarus rivulatus	Moyen	2,62	0,01	0,10	0,73	0,39	0,01	0,33	0,28	0,06	0,05	56,70	151,2	2474,9	16,28	28773	1922,7	10458	1,17	12,92
Scarus rivulatus	Petit	2,48	0,01	0,09	0,90	0,41	0,01	0,30	0,24	0,06	0,02	185,55	219,5	1919,1	9,89	27100	1984,9	10111	1,09	20,12
Siganus doliatus	Grand	3,68	0,01	0,26	1,20	0,60	0,01	0,23	0,36	0,06	0,07	64,88	108,1	549,0	13,95	24737	1525,2	11180	1,07	18,68
Siganus doliatus	Moyen	3,58	0,01	0,30	1,05	0,52	0,01	0,25	0,30	0,30	0,02	64,38	190,4	532,4	8,44	24923	1678,2	11299	0,83	22,05

Siganus doliatus	Petit	3,98	0,01	0,54	1,45	0,38	0,01	0,25	0,51	0,12	0,03	93,82	80,9	587,5	8,89	24526	1696,5	11054	0,69	29,58

		Acides gras & vitamine A									
Species	**Classes**	**ω3**	**ω6**	**TOT SFA**	**TOT MUFA**	**TOT PUFA**	**TOT BR**	**TOT NMI**	**TOT DMA**	**TOTAL AG**	**Vitamine A**
Chaetodon lunulatus	Grand	4,98	6,06	7,79	3,36	11,03	0,13	0,00	0,32	23,04	
Chaetodon lunulatus	Moyen	4,93	4,45	5,48	2,36	9,38	0,10	0,00	0,29	17,90	
Chaetodon lunulatus	Petit	5,26	5,52	6,73	2,86	10,78	0,09	0,00	0,37	21,19	
Chlorurus sordidus	Grand	3,45	5,17	4,90	2,50	8,62	0,10	0,00	0,21	16,64	2,03
Chlorurus sordidus	Moyen	3,07	4,81	3,95	1,96	7,88	0,08	0,00	0,26	14,39	2,85
Chlorurus sordidus	Petit	2,78	5,38	4,33	2,01	8,16	0,06	0,00	0,17	15,02	12,14
Choerodon graphicus	Grand	3,46	5,18	5,79	2,75	8,71	0,22	0,06	0,16	18,02	1,04
Choerodon graphicus	Moyen	4,14	5,84	6,97	3,69	10,05	0,33	0,07	0,18	21,74	1,07
Choerodon graphicus	Petit	4,33	5,72	6,78	3,45	10,11	0,32	0,08	0,21	21,40	0,83
Ctenochaetus striatus	Grand	7,05	4,85	12,04	6,13	12,04	0,53	0,01	0,21	31,44	0,97
Ctenochaetus striatus	Moyen	6,77	5,51	14,27	7,32	12,44	0,41	0,01	0,23	35,37	
Ctenochaetus striatus	Petit	5,47	3,70	6,16	2,42	9,17	0,06	0,00	0,16	18,27	
Gthodentex aureolineatus	Grand	2,70	4,55	5,15	2,41	7,26	0,15	0,06	0,18	15,48	1,33
Gthodentex aureolineatus	Moyen	3,09	4,36	6,02	3,02	7,49	0,19	0,09	0,17	17,27	13,70
Gthodentex aureolineatus	Petit	3,04	4,43	4,84	2,21	7,49	0,18	0,04	0,18	15,22	
Kyphosus vaigiensis	Grand	3,13	4,18	6,83	3,93	7,39	0,06	0,00	0,36	19,04	1,11
Kyphosus vaigiensis	Moyen	5,50	3,68	9,06	5,49	9,19	0,16	0,01	0,21	24,70	3,10
Kyphosus vaigiensis	Petit	4,21	2,61	3,91	1,92	6,82	0,10	0,01	0,24	13,21	1,74
Lutjanus fulviflamma	Grand	6,94	4,94	13,79	8,88	11,92	0,35	0,03	0,21	35,82	1,67
Lutjanus fulviflamma	Moyen	4,77	2,31	7,24	4,32	7,10	0,15	0,01	0,11	19,09	1,56
Lutjanus fulviflamma	Petit	3,91	2,09	4,69	2,43	6,01	0,10	0,00	0,19	13,58	1,46
Lutjanus vitta	Grand	9,29	2,67	13,74	8,40	11,99	0,37	0,01	0,15	35,28	

Lutjanus vitta	Moyen	6,81	2,19	9,05	5,11	9,01	0,21	0,00	0,16	23,99	
Lutjanus vitta	Petit	11,04	2,60	16,58	10,31	13,68	0,47	0,03	0,13	42,03	4,15
Naso hexacanthus	Grand	15,92	5,67	23,78	16,96	21,87	1,64	0,06	0,16	66,12	
Naso hexacanthus	Moyen	9,18	3,84	15,40	8,34	13,11	0,77	0,02	0,17	38,69	2,63
Naso hexacanthus	Petit	7,42	3,17	11,23	6,12	10,65	0,55	0,01	0,16	29,36	2,14
Naso unicornis	Grand	3,99	5,46	10,55	6,60	9,46	0,09	0,00	0,34	27,54	6,49
Naso unicornis	Moyen	6,94	7,41	20,21	12,44	14,38	0,24	0,01	0,27	48,83	4,65
Naso unicornis	Petit	9,40	10,13	23,33	13,21	19,56	0,35	0,01	0,35	58,06	1,99
Neoniphon sammara	Grand	5,53	4,28	11,66	6,47	9,84	0,36	0,02	0,30	29,06	
Neoniphon sammara	Moyen	7,57	5,90	15,83	8,77	13,50	0,56	0,04	0,31	39,61	
Neoniphon sammara	Petit	4,93	3,71	7,93	4,17	8,66	0,23	0,02	0,28	21,56	
Parupeneus barberinus	Grand	2,97	3,29	3,70	1,56	6,28	0,23	0,04	0,09	12,19	1,49
Parupeneus barberinus	Moyen	3,87	4,28	4,55	1,80	8,18	0,27	0,05	0,14	15,35	1,59
Parupeneus barberinus	Petit	4,30	5,50	7,76	3,37	9,88	0,50	0,17	0,14	22,37	1,74
Plectropomus leopardus	Grand	4,65	3,27	6,79	3,67	7,95	0,17	0,01	0,18	19,22	3,26
Plectropomus leopardus	Moyen	6,36	2,69	6,59	3,43	9,08	0,19	0,01	0,17	19,92	1,35
Plectropomus leopardus	Petit	5,87	2,42	5,23	2,57	8,30	0,18	0,00	0,18	16,84	0,91
Scarus rivulatus	Grand	3,22	4,32	4,02	1,78	7,55	0,06	0,00	0,15	13,85	2,11
Scarus rivulatus	Moyen	3,27	4,56	4,00	1,80	7,84	0,07	0,00	0,19	14,23	1,85
Scarus rivulatus	Petit	3,10	4,28	3,80	1,73	7,39	0,07	0,00	0,18	13,47	1,65
Siganus doliatus	Grand	5,12	5,75	8,42	4,94	10,88	0,12	0,00	0,26	25,59	1,41
Siganus doliatus	Moyen	5,89	6,03	10,40	5,59	11,94	0,16	0,00	0,18	29,32	
Siganus doliatus	Petit	4,87	4,86	6,36	3,41	9,74	0,07	0,00	0,27	20,44	


As
Cd
Co
Cr
Cu
Chaetodon lunulatus
Cheilinus chlorourus
Cheilinus fasciatus
Coris aygula
Diagramma pictum
Gnathodentex aureolineatus
Hemigymnus melapterus
Lethrinus atkinsoni
Lethrinus harak
Lutjanus fulviflamma
Lutjanus fulvus
Lutjanus quinquelineatus
Mulloidichthys flavolineatus
Parupeneus barberinus
Parupeneus multifasciatus
Priacanthus hamrur
Sargocentron rubrum
Sargocentron spiniferum
Scolopsis bilineata
Acanthurus blochii
Acanthurus lineatus
Acanthurus olivaceus
Acanthurus triostegus
Acanthurus xanthopterus
Cetoscarus bicolor
Chlorurus microrhinos
Chlorurus sordidus
Ctenochaetus striatus
Hipposcarus longiceps
Kyphosus vaigiensis
Naso brevirostris
Naso lituratus
Naso tuberosus
Naso unicornis
Scarus altipinnis
Scarus frenatus
Scarus ghobban
Scarus psittacus
Scarus rivulatus
Scarus schlegeli
Siganus argenteus
Siganus doliatus
Siganus lineatus
Siganus punctatus
Zebrasoma scopas
Zebrasoma velifer
Aprion virescens
Caranx papuensis
Cephalopholis argus
Epinephelus merra
Gnathanodon speciosus
Lutjanus bohar
Lutjanus vitta
Plectropomus leopardus
Scomberoides tol
Macolor niger
Myripristis amaena
Naso annulatus
Naso hexacanthus
Neoniphon sammara
0
2
4
-5.6
-5.2
-4.8
-4.4
-4
-2
0
-1.0
-0.5
0.0
0.5
-1.5
-1.0
-0.5
0.0
0.5
Carnivore
Herbivore
Piscivore
Planktonivore

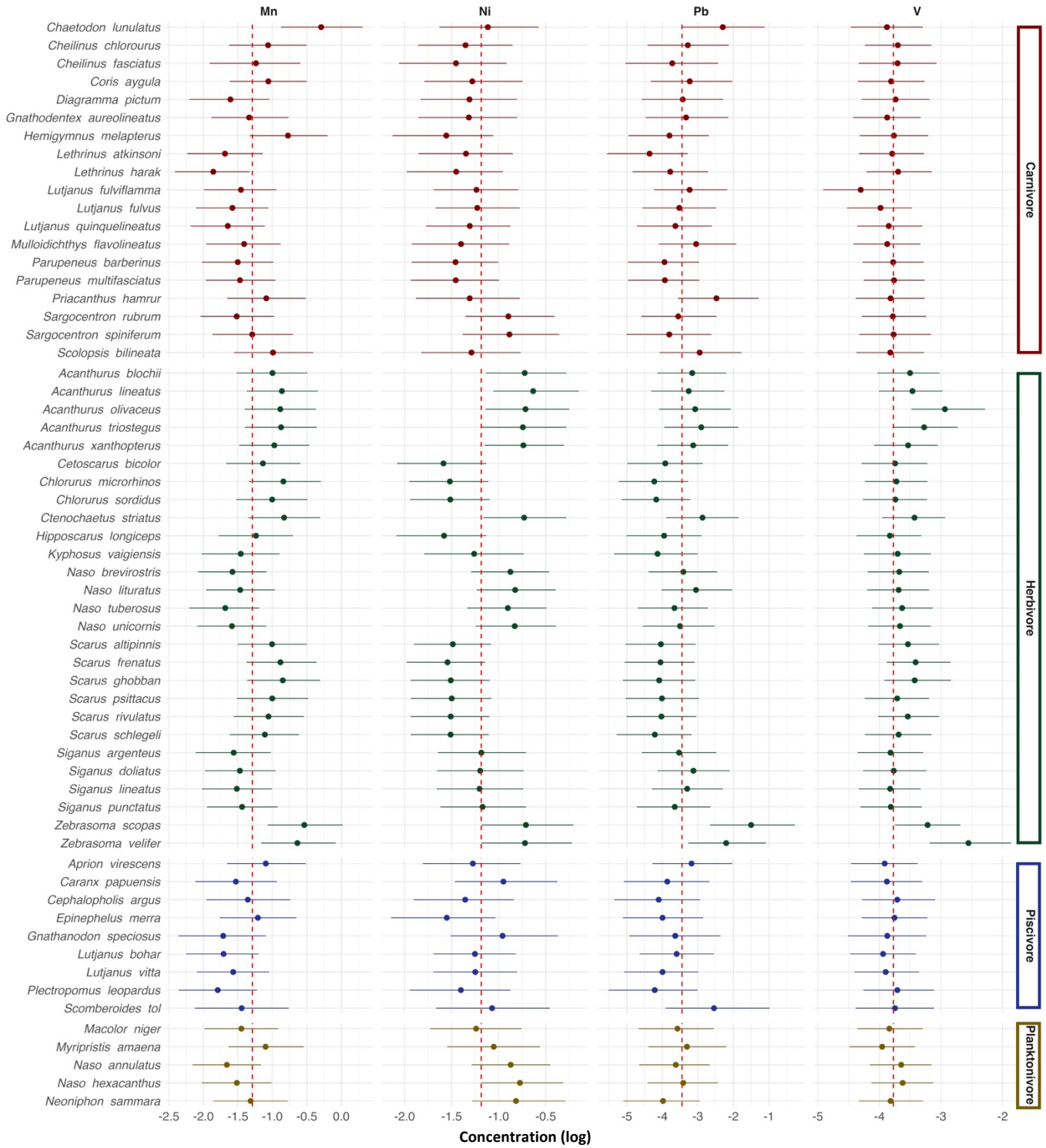


Figure S5.1. Relation entre la variabilité interspécifique et les concentrations en As, Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb et V chez 60 espèces de poissons récifaux (n=3 par espèce, sauf cas mentionnés dans le tableau 2.1), en fonction des principaux régimes alimentaires. Les concentrations sont exprimées en échelle logarithmique. Les lignes pointillées verticales représentent les moyennes globales ajustées à l'aide d'un modèle bayésien intégrant la covariance phylogénétique.

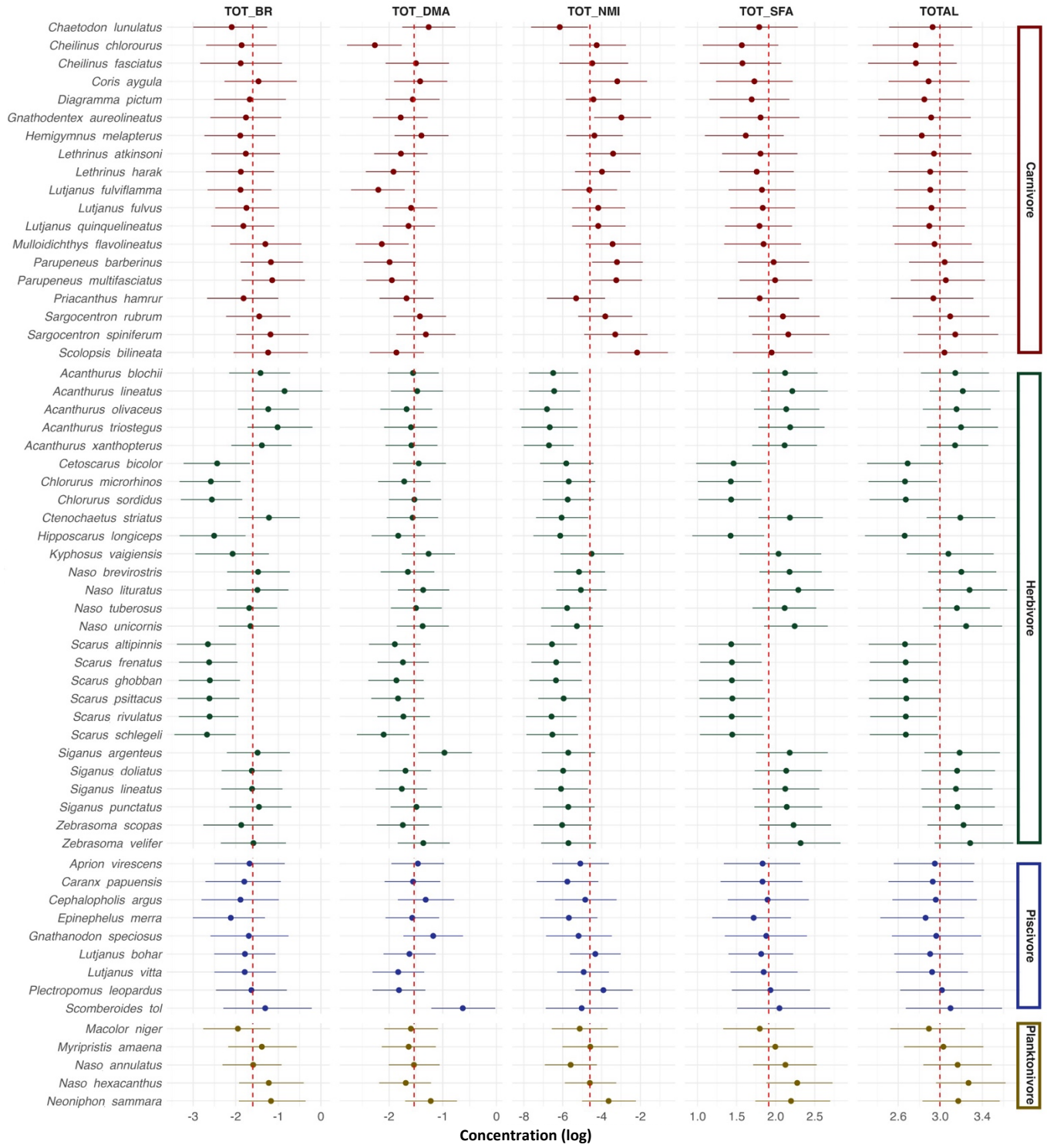


Figure S5.2. Relation entre la variabilité interspécifique et les concentrations en TOT BR, TOT DMA, TOT NMI, TOT SFA et TOTAL chez 60 espèces de poissons récifaux (n=3 par espèce, sauf cas mentionnés dans le tableau 2.1), en fonction des principaux régimes alimentaires. Les concentrations sont exprimées en échelle logarithmique. Les lignes pointillées verticales représentent les moyennes globales ajustées à l'aide d'un modèle bayésien intégrant la covariance phylogénétique.

TOT BR : acides gras à chaîne ramifiée totaux (Total Branched-chain Fatty Acids) ; **TOT DMA** : diméthylacétals totaux (Total Dimethyl Acetals) ; **TOT NMI** : acides gras non méthylène-interrompus totaux (Total Non-Methylene-Interrupted Fatty Acids) ; **TOT SFA** : acides gras saturés totaux (Total Saturated Fatty Acids) ; **TOTAL** : somme totale des acides gras mesurés.

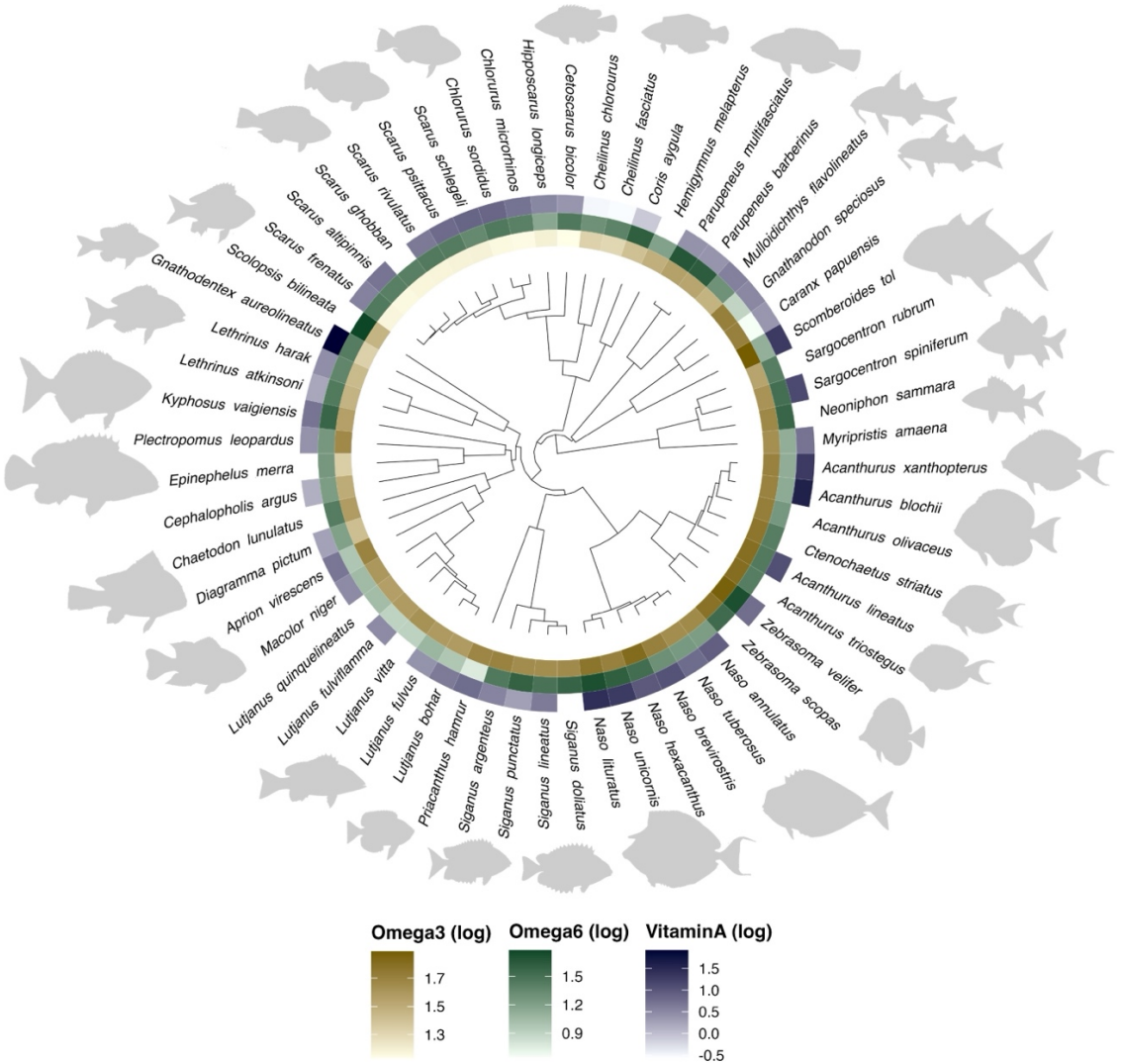
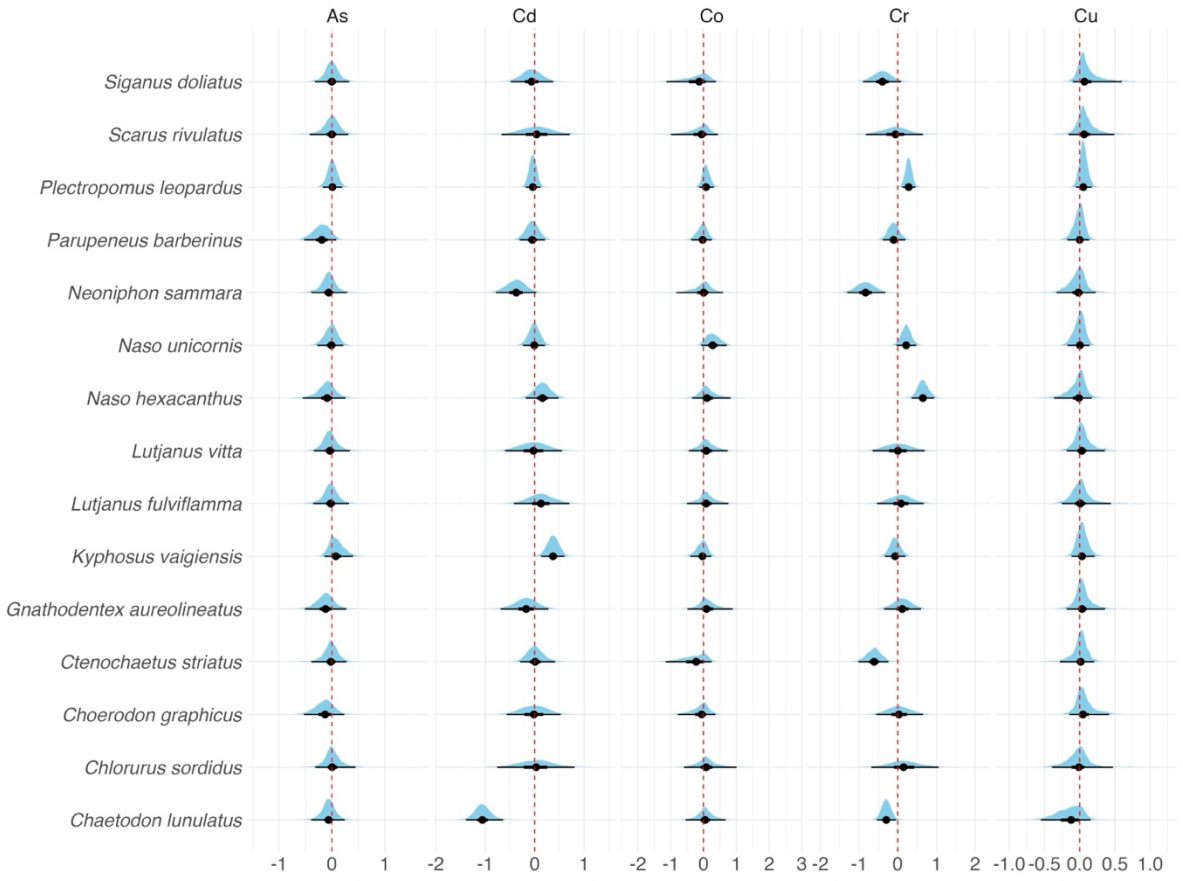
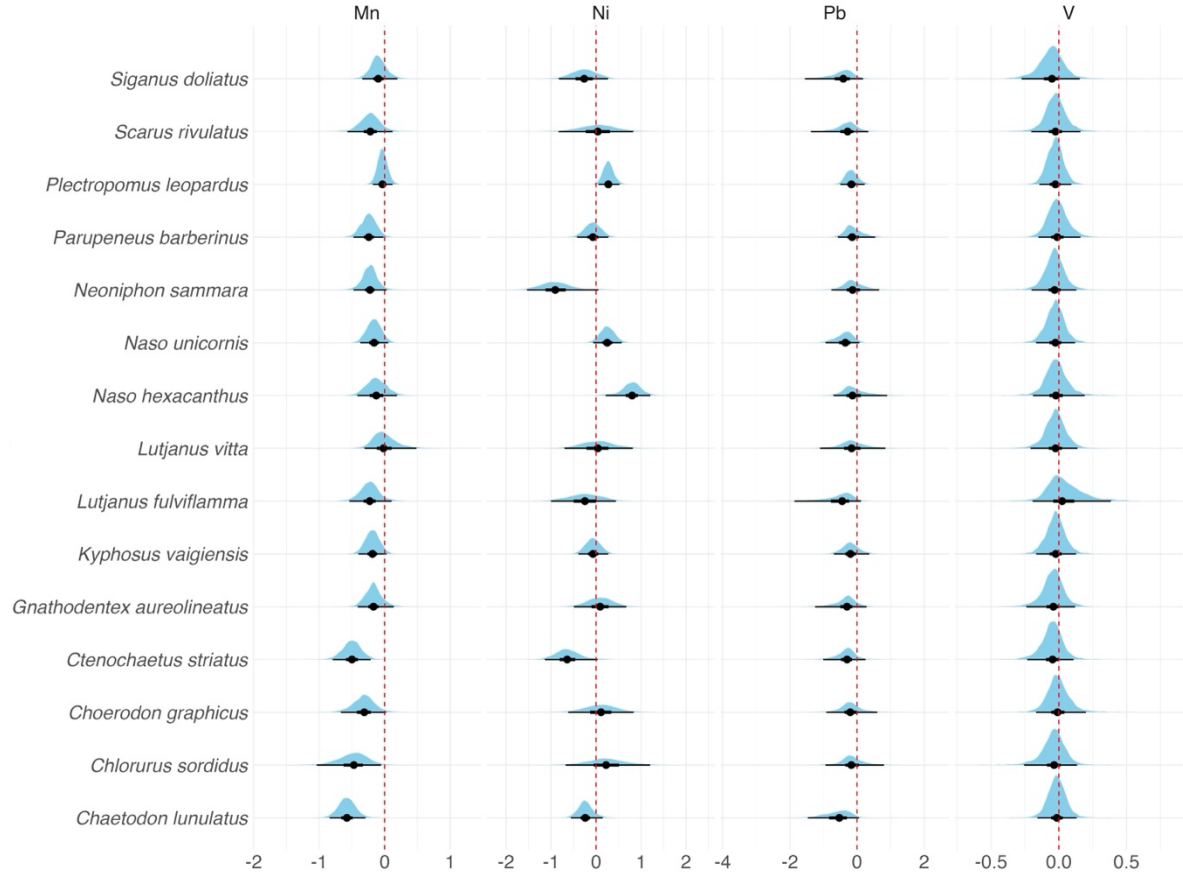


Figure S5.3. Reconstruction phylogénétique des 60 espèces de poissons récifaux collectées dans le Grand Lagon Sud, avec représentation concentrique des concentrations en nutriments (ω3, ω6 et vitamine A). Les concentrations sont exprimées en échelle logarithmique.


As
Cd
Co
Cr
Cu
Siganus doliatus
Scarus rivulatus
Plectropomus leopardus
Parupeneus barberinus
Neoniphon sammara
Naso unicornis
Naso hexacanthus
Lutjanus vitta
Lutjanus fulviflamma
Kyphosus vaigiensis
Gnathodentex aureolineatus
Ctenochaetus striatus
Choerodon graphicus
Chlorurus sordidus
Chaetodon lunulatus
-1 0 1
-2 -1 0 1
-2 -1 0 1 2 3
-2 -1 0 1 2
-1.0 -0.5 0.0 0.5 1.0


Mn
Ni
Pb
V
Siganus doliatus
Scarus rivulatus
Plectropomus leopardus
Parupeneus barberinus
Neoniphon sammara
Naso unicornis
Naso hexacanthus
Lutjanus vitta
Lutjanus fulviflamma
Kyphosus vaigiensis
Gnathodentex aureolineatus
Ctenochaetus striatus
Choerodon graphicus
Chlorurus sordidus
Chaetodon lunulatus
-2 -1 0 1
-2 -1 0 1 2
-4 -2 0 2
-0.5 0.0 0.5

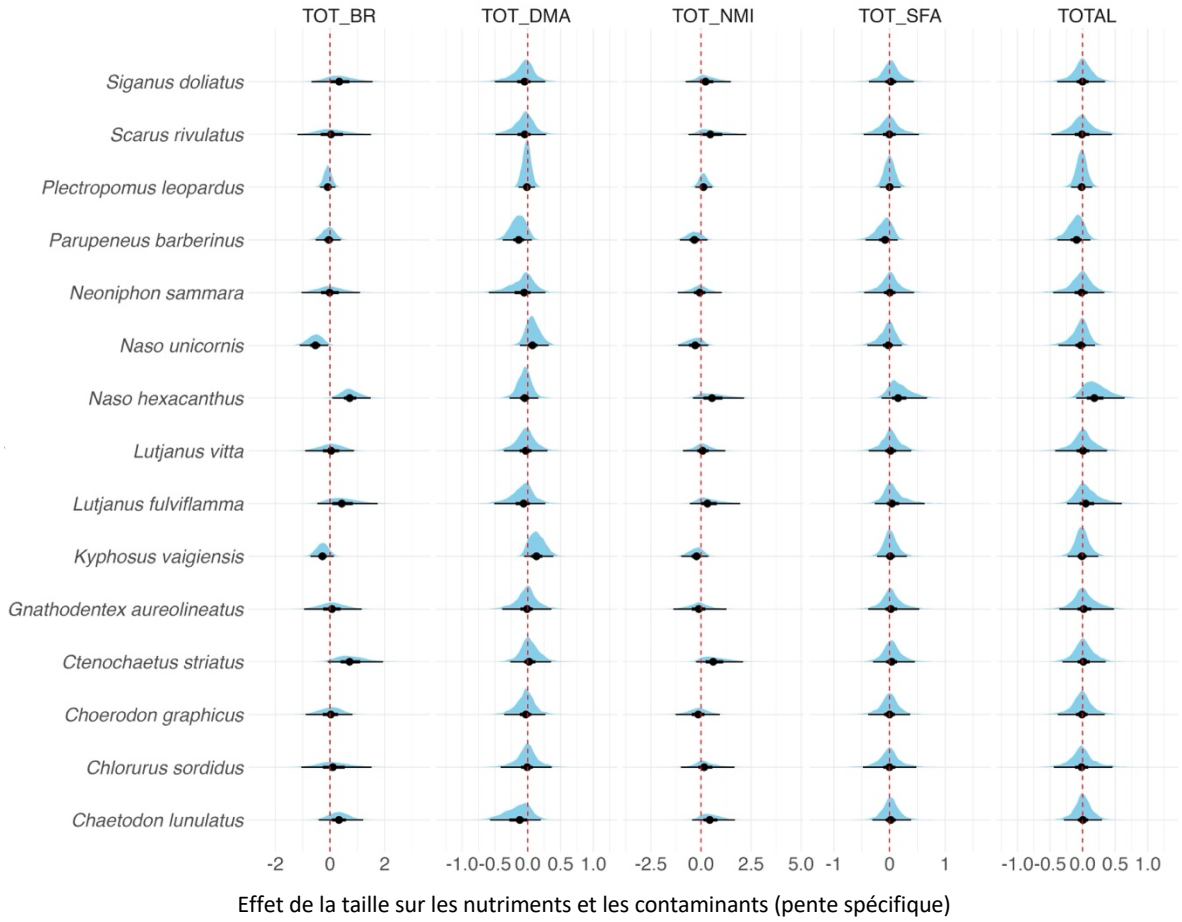


Figure S5.4. Effets spécifiques de la taille sur les concentrations de As, Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, V, TOT BR, TOT DMA, TOT NMI, TOT SFA et TOTAL chez 15 espèces de poissons collectées dans le Grand Lagon Sud (n = 9 par espèce, sauf cas mentionnés dans le tableau 2.1). Les concentrations sont exprimées en échelle logarithmique. Les points représentent les médianes des effets spécifiques, estimées à partir d'un modèle bayésien avec effets aléatoires sur l'ordonnée à l'origine et la pente. Les lignes horizontales indiquent les intervalles de crédibilité à 50 % et 95 % (n = 9). Des valeurs < 0 indiquent une tendance à la diminution avec la taille, tandis que des valeurs > 0 indiquent une augmentation. Les lignes pointillées verticales indiquent l'absence d'effet (valeur de référence à zéro).

TOT BR : acides gras à chaîne ramifiée totaux (Total Branched-chain Fatty Acids) ; **TOT DMA** : diméthylacétals totaux (Total Dimethyl Acetals) ; **TOT NMI** : acides gras non méthylène-interrompus totaux (Total Non-Methylene-Interrupted Fatty Acids) ; **TOT SFA** : acides gras saturés totaux (Total Saturated Fatty Acids) ; **TOTAL** : somme totale des acides gras mesurés.

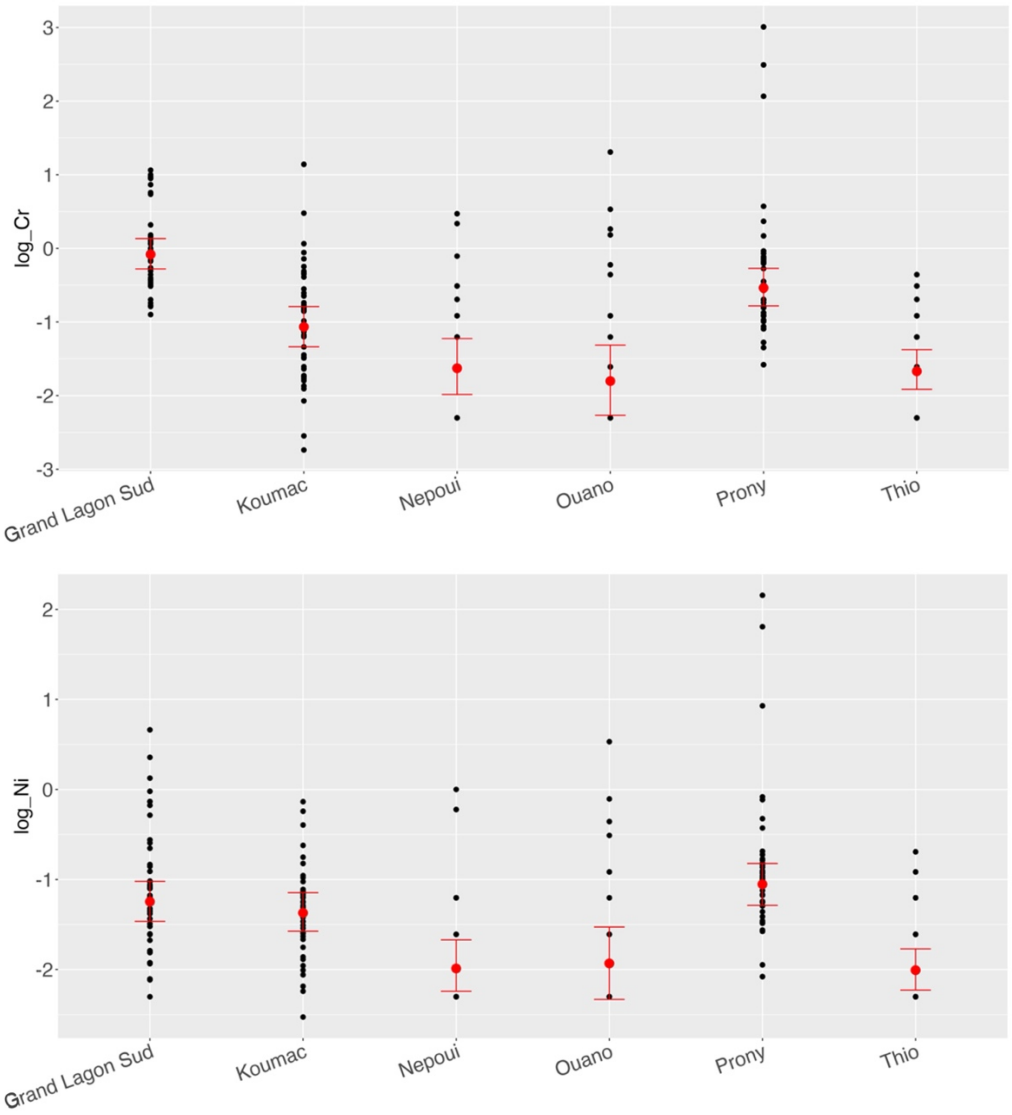


Figure S5.5. Variabilité spatiale des concentrations en Cr et Ni chez 15 espèces de poissons collectées sur six sites en Nouvelle-Calédonie (n=3 par espèce, sauf cas mentionnés dans le tableau 2.1). Les concentrations sont exprimées en échelle logarithmique.