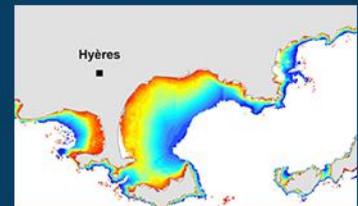
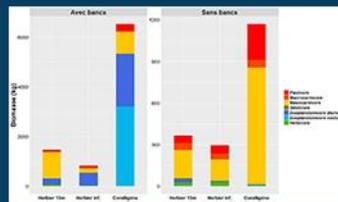


Caractérisation des assemblages ichthyologiques par caméras 360° - Années 2015 à 2019



Mars 2020

ANDROMÈDE
OCÉANOLOGIE

7, place Cassan - Quai des pêcheurs
34 280 Carnon - France
Tél. : 04.67.66.32.48
contact@andromede-ocean.com



Photo : Laurent Ballesta / Andromède Environnement

Coordination Andromède :

HOLON Florian

Contact mail : florian.holon@andromede-ocean.com

Participants aux missions de terrain :

BOCKEL Thomas, BLANDIN Agathe, DELARUELLE Gwenaëlle, DETER Julie, DESCAMP Pierre, FAUCHET Jérémy, GILETTO Lou, GUILBERT Antonin, HOLON Florian, MARTIN Alizée, MARRE Guilhem, MAURON Stephen, SANTO Mélanie.

Traitement des données et rédaction :

BOCKEL Thomas, MARRE Guilhem, DELARUELLE Gwenaëlle

Mise en page des cartographies, structuration du SIG :

BOCKEL Thomas, MARRE Guilhem

Crédit photographique :

DESCAMP Pierre, HOLON Florian, Ballesta Laurent

Ce document doit être cité sous la forme suivante :

ANDROMEDE, 2020. Surveillance biologique- Analyse des données 2015 à 2019 – Réseau PISCIS, suivi des poissons par caméras 360°. Contrat Andromède Océanologie / Agence de l'eau. 42 pages.

Édito

Depuis l'entrée en vigueur de la Directive Européenne Cadre sur l'Eau 2000/60/CE (DCE), les États membres se sont engagés à atteindre un bon état écologique des masses d'eau d'ici 2020 (Parlement Européen, 2000).

La Directive cadre Stratégie pour le Milieu Marin 2008/56/CE (DCSMM) a renforcé cette volonté pour le milieu marin. Pour cela, il s'agit de suivre l'état des écosystèmes marins, mesurer les impacts liés aux pressions des activités humaines et mettre en œuvre une gestion intégrée permettant une utilisation durable des ressources.

C'est dans ce contexte réglementaire que la société Andromède Océanologie a développé depuis 2010, en partenariat avec l'Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse, de nombreux réseaux de surveillance axés sur des thématiques variées tels que TEMPO (Herbier de posidonie), RECOR (Récifs coralligènes), CALME (bruit acoustique), CALOR (Température de fond). Le réseau PISCIS est, depuis 2015, dédié à la surveillance des populations de poissons.

Ces réseaux permettent de suivre un grand nombre de mesures à différentes échelles (individus, populations, communautés, paysages) et mettent en commun leur logistique de terrain. Cette mutualisation des moyens permet de limiter les coûts et d'effectuer des suivis sur les mêmes sites afin de faciliter la mise en lien des données entre elles.

Tous les résultats des réseaux de surveillance sont consultables sur la plateforme en ligne MEDTRIX (<http://plateforme.medtrix.fr>).

Ce document porte sur l'ensemble des acquisitions vidéo du réseau PISCIS entre 2015 et 2019.



Sommaire

I.	CONTEXTE.....	1
II.	OBJECTIFS	2
III.	METHODOLOGIE.....	2
	III.A. <i>Protocole d'échantillonnage</i>	2
	III.B. <i>Acquisition des données vidéo</i>	9
	III.C. <i>Traitement des données</i>	10
	III.D. <i>Analyses des données</i>	11
IV.	RESULTATS.....	16
	IV.A. <i>Description des assemblages ichtyologiques</i>	18
	IV.B. <i>Influence des pressions anthropiques sur l'ichtyofaune</i>	36
	IV.C. <i>Synthèse</i>	37
V.	BIBLIOGRAPHIE.....	38

I. Contexte

La Méditerranée est considérée comme un haut-lieu de biodiversité au vu du nombre et de la diversité d'espèces qu'elle accueille (Myers et al. 2000). On dénombre à ce jour plus de 600 espèces de poissons marins en mer Méditerranée, dont une partie majoritaire provient de l'Atlantique (Quignard et Tomasini 2000). La partie orientale abrite plus de 66 % de cette diversité en raison du gradient thermo halin allant d'Est en Ouest (Malak et al. 2012). De même que l'Atlantique a approvisionné la partie occidentale de la Méditerranée, la partie orientale a été alimentée en espèces d'origine Indopacifique par le canal de Suez (George et Athanassiou 1967, Golani 2000, 2005). Parmi les 600 espèces de poissons de la mer Méditerranée, 74 sont considérées comme endémiques. Ces dernières peuplent en majorité la partie occidentale de la Méditerranée, notamment le long des côtes liguriennes, tyrrhéniennes et tunisiennes (Malak et al. 2012). La situation géographique de la Méditerranée, située entre l'Atlantique et la mer rouge, lui octroie un flux d'espèces exotiques agissant comme une « pompe à diversité ». Cette dernière augmente la biodiversité (Quignard et Tomasini 2000).

L'organisation fonctionnelle et biogéographique des communautés ichthyologiques côtières méditerranéennes est peu connue (Bouchoucha et Herve 2013). Les études réalisées en France se sont essentiellement concentrées sur les Aires Marines Protégées ou ont concerné les espèces exploitées (Harmelin 1987, Francour et Harmelin 1989, Francour et Finelli 1991, Bouchereau et al. 1992, Dufour et al. 2007, Lenfant et al. 2008, Seytre et Francour 2008, Mouillot et al. 2011)

Le suivi des peuplements ichthyologiques nécessite de disposer d'une méthode non destructive, utilisable à large échelle et dans différentes situations, sur une gamme de profondeurs recouvrant une part importante de la zone côtière. Cette méthode doit être peu perturbatrice et sa mise en œuvre ne doit pas engendrer de coûts prohibitifs. Les méthodes jusqu'alors utilisées sont basées sur des captures (Lobry et al. 2006) et/ou des observations visuelles (Sale et Douglas 1981) dont les plus communes (UVC, Underwater visual census) sont réalisées directement par des plongeurs (Harmelin-Vivien et Harmelin 1975, Seytre et Francour 2008) le long de transects ou en statique à partir d'un point d'observation. Cependant, les progrès technologiques et la diminution des coûts de matériel ont permis aux techniques basées sur la vidéo de se développer pour les suivis ichthyologiques.

Andromède Océanologie a démarré en 2015, en partenariat avec l'Agence de l'eau RMC, un réseau de surveillance des assemblages ichthyologiques marins côtiers de Méditerranée française (réseau PISCIS). La première campagne océanographique (Juin 2015) a permis une évaluation globale des cortèges piscicoles, entre le delta du Rhône et la frontière maritime italienne, incluant la Corse. Un programme d'acquisition vidéo a ainsi été instauré. Lors des campagnes successives, des évolutions méthodologiques ont été apportées et une amélioration du protocole d'acquisition de données a été mise en place. Ce rapport présente les résultats de l'ensemble du réseau PISCIS, de 2015 à 2019, soit un total de **192 échantillons vidéos**.



II. Objectifs

Sur la base d'une méthode d'étude simple et peu coûteuse (l'acquisition vidéo), l'objectif est de décrire les cortèges ichthyologiques des fonds côtiers de la Méditerranée française au niveau des trois régions Occitanie, Provence-Alpes-Côte d'Azur et Corse. Cette description comprend *a minima* une analyse de la biomasse, de la richesse spécifique, et de la répartition des groupes trophiques en fonction des sites et des principaux habitats marins.

Les objectifs à moyen terme de cette étude sont d'identifier les relations qui existent entre ces descripteurs et les pressions anthropiques, les données acoustiques et les données de température.

Les objectifs à plus long terme sont d'évaluer la qualité des eaux côtières à travers une combinaison de descripteurs des communautés ichthyologiques afin de répondre aux objectifs environnementaux de la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (2008/56/CU du 17 juin 2008, DCSMM).

III. Méthodologie

III.A. Protocole d'échantillonnage

Les sites échantillonnés correspondent aux sites déjà suivis dans le cadre des réseaux de surveillance RECOR (récifs coralligènes) et TEMPO (herbiers de posidonie, sites en limite inférieure et sites à -15 mètres).



Tous les sites échantillonnés font l'objet d'une surveillance acoustique (réseau CALME) et sont équipés de capteurs de température (réseau CALOR). Des corrélations statistiques seront ainsi réalisées entre les données acoustiques, les données de température et les données biologiques.

La carte suivante présente les différents sites du réseau PISCIS en Méditerranée française, toutes régions confondues, échantillonnés entre 2015 et 2019 sur les différents habitats. Un « site » PISCIS comprend donc plusieurs habitats (Site-habitat).

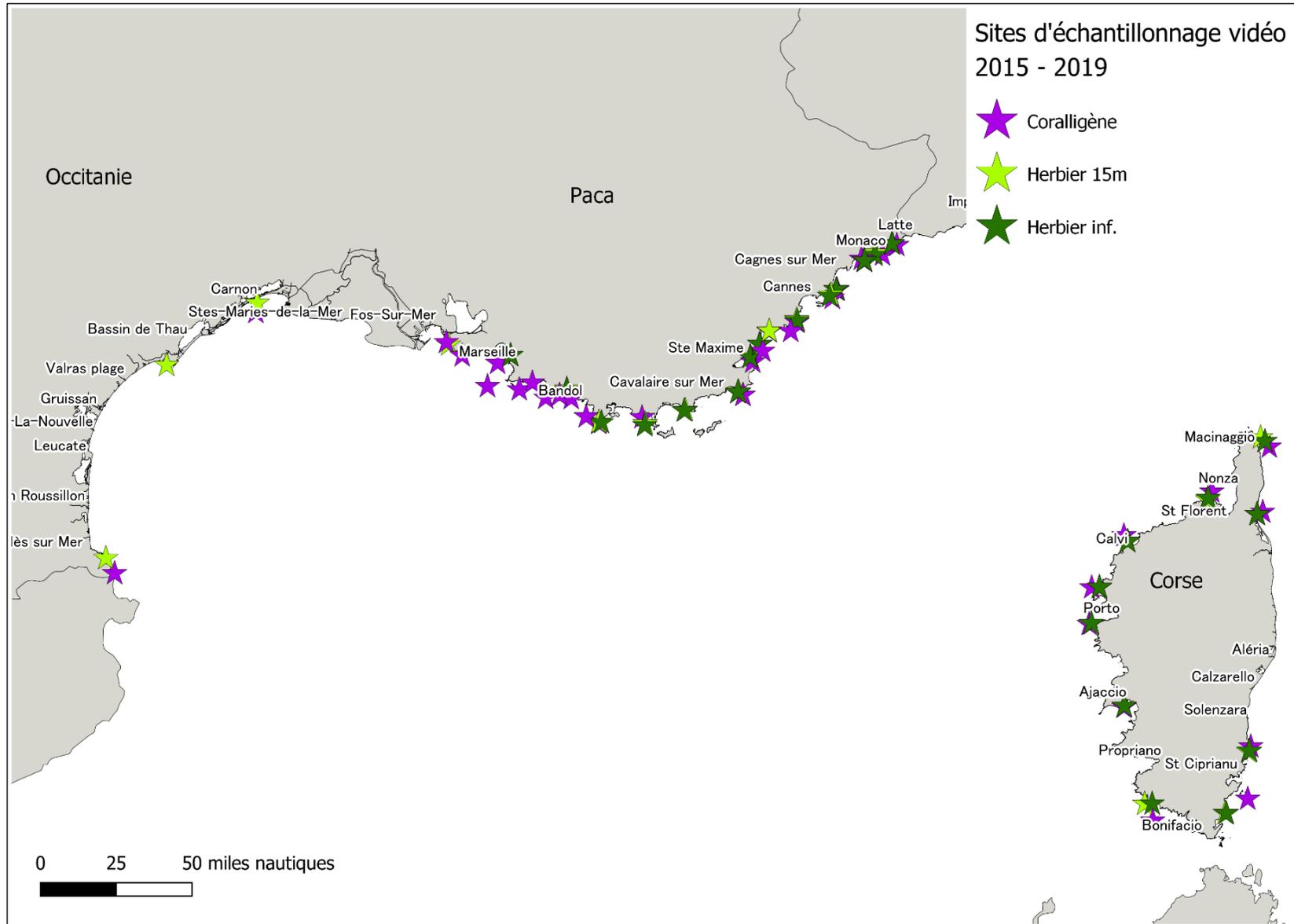


Figure 1 : Localisation des sites d'échantillonnage du réseau PISCIS entre 2015 et 2019 selon l'habitat (herbier de posidonie limite inférieure ou -15 m et récifs coralligènes).



III.B. Acquisition des données vidéo

Le système d'acquisition vidéo (ci-après désigné « bloc vidéo ») se compose des éléments suivants :

- Quatre GoPro (Hero 3+ ou 4) numérotées de 1 à 4 sont fixées sur une platine. Leur champ de vision de 134° permet de couvrir les 360° avec un recouvrement de 44° entre deux caméras. La platine est reliée à un lest pour faire couler l'ensemble ;
- La partie supérieure est composée d'un tube PVC et d'un flotteur rigide pour maintenir le bloc vertical et à distance du substrat. Le flotteur est relié à une bouée de surface pour signaler la position du bloc vidéo.

La figure 2 schématise le montage des blocs vidéo.

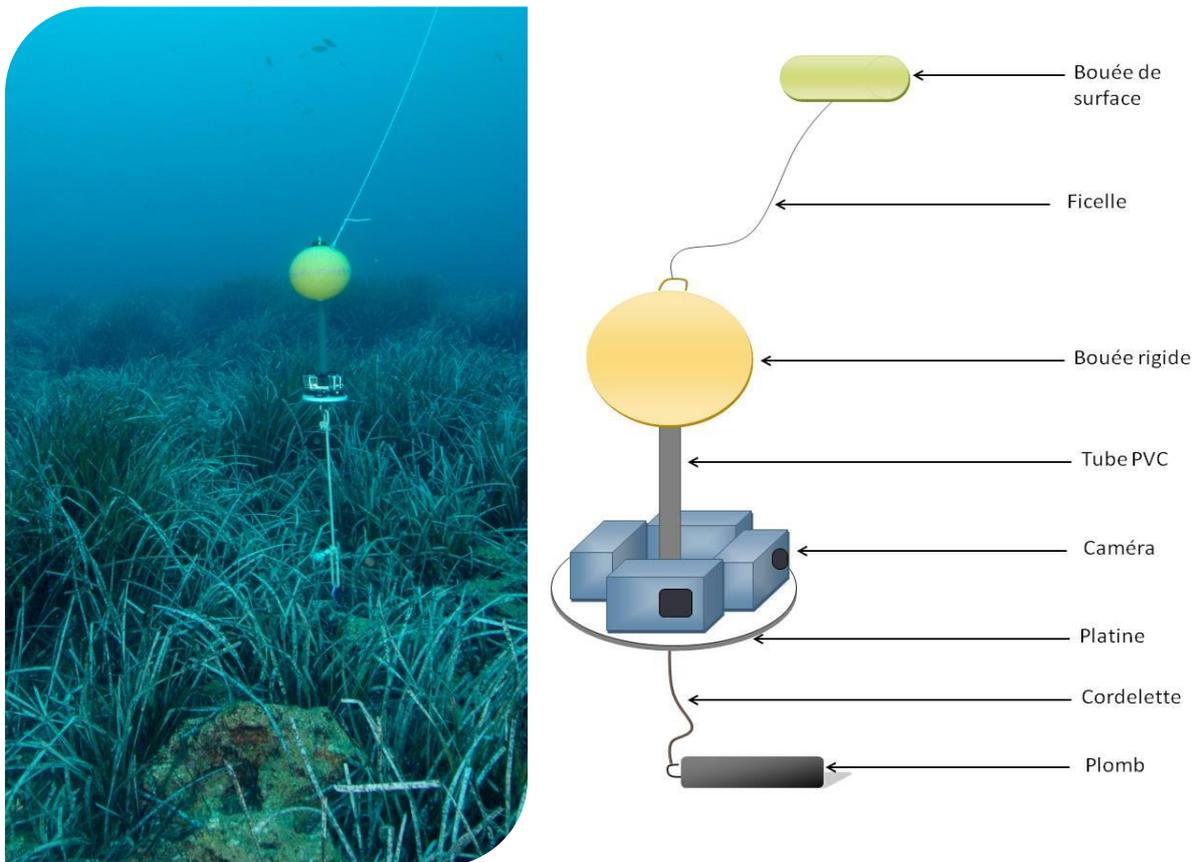
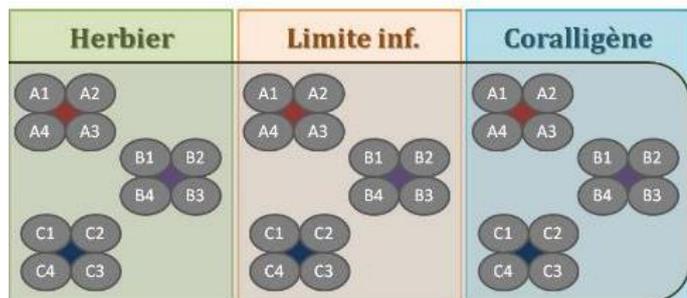


Figure 2 : Schéma et photo *in-situ* d'un bloc de caméras utilisé pour les comptages.

Pour chaque site et chaque habitat (herbier de posidonie limite inférieure ou -15m et récifs coralligènes), **trois blocs vidéo** espacés de quelques dizaines de mètres sont immergés entre 15 et 18 h (l'heure de pose varie en fonction des conditions météorologiques et des contraintes organisationnelles), pour une durée d'acquisition de **10 minutes**.

Figure 3 : Positionnement schématique des blocs sur chaque site



III.C. Traitement des données

Les vidéos sont synchronisées et visionnées bloc par bloc, deux caméras par deux caméras pour simplifier le comptage et éviter les doublons. Dès que le bloc touche le substrat, le comptage démarre et chaque poisson qui passe dans le champ est identifié et son heure de passage répertoriée. La taille de chaque poisson est estimée et classée selon trois modalités : petit, moyen ou gros (relativement à la taille moyenne de l'espèce). Les poissons se trouvant à une distance trop importante du bloc vidéo (fonction de la turbidité de l'eau, généralement supérieure à dix mètres) ne peuvent pas être comptabilisés. La taille des bancs de plus d'une trentaine de poissons est estimée visuellement, et l'information « Banc = Oui » est notée de sorte à pouvoir exclure ces estimations des analyses dans un deuxième temps.

Par ailleurs, plusieurs informations ont été extraites de la base de données « FishBase » (Froese and Pauly, 2015) pour les espèces de poissons identifiées dans les vidéos :

- Taille maximale d'un individu de l'espèce ;
- Coefficients de la relation taille-poids de l'espèce (a et b tels que poids = a x longueur^b) ;
- Groupe trophique (régime alimentaire) : herbivore, zooplanctonivore diurne ou nocturne, macrocarnivore, mesocarnivore, piscivore ou omnivore.

La taille en centimètres de chaque individu ou chaque groupe d'individu est ensuite estimée de la manière suivante :

- « Gros » = taille maximale de l'espèce ;
- « Moyen » = 2/3 de la taille maximale de l'espèce ;
- « Petit » = 1/3 de la taille maximale de l'espèce.

Le poids de chaque individu ou groupe d'individu est ensuite calculé en appliquant la formule taille-poids mentionnée ci-dessus. L'ensemble des données est ensuite compilé dans une base de données unique, contenant autant de lignes que de poissons ou groupe de poissons identifiés au fil de l'ensemble des vidéos analysées. La base de données comprend les informations suivantes : date, localisation, nom du site, habitat, bloc, espèce, famille, taille, s'il s'agit d'un banc ou non, groupe trophique, abondance et biomasse. La figure 4 montre les premières lignes de la base de données ainsi constituée pour la campagne de 2015.

Annee	Date	Region	Longitude	Latitude	Site	Habitat	Profondeur	Bloc	Espec	Famille	Taille	Banc	Groupe_trophique	Abondance	Biomasse
2015	289	PACA	7.4509	43.7520	CapMartin	Lim_inf	22.5	A	Sarpa_salpa	Sparidae	Adulte	Non	Herbivore	1	564
2015	293	PACA	7.1138	43.5515	GolfJuan	Herbier	16	B	Sarpa_salpa	Sparidae	Adulte	Non	Herbivore	1	564
2015	289	PACA	7.4509	43.7520	CapMartin	Lim_inf	22.5	A	Sarpa_salpa	Sparidae	Juvenile	Non	Herbivore	1	59
2015	297	PACA	6.3145	43.0937	Bormes	Herbier	15	A	Sarpa_salpa	Sparidae	Adulte	Non	Herbivore	2	4211
2015	291	PACA	7.2962	43.6854	Americains	Lim_inf	21.5	A	Sarpa_salpa	Sparidae	Adulte	Non	Herbivore	20	11271
2015	277	CORSE	9.4079	41.7214	Tarco	Herbier	16	B	Sarpa_salpa	Sparidae	Adulte	Non	Herbivore	3	1691
2015	280	CORSE	9.4726	42.9850	Maccinagio	Herbier	14	C	Sarpa_salpa	Sparidae	Adulte	Non	Herbivore	18	10144
2015	291	PACA	7.2968	43.6855	Americains	Herbier	16	A	Sarpa_salpa	Sparidae	Adulte	Oui	Herbivore	68	38320
2015	294	PACA	6.9253	43.4523	Bormes	Coralligene	15.5	B	Sarpa_salpa	Sparidae	Adulte	Non	Herbivore	12	6762
2015	294	PACA	6.9253	43.4523	CapRoux	Herbier	15.5	B	Sarpa_salpa	Sparidae	Adulte	Non	Herbivore	12	6762
2015	291	PACA	7.2970	43.6852	Americains	Lim_inf	17.5	C	Sarpa_salpa	Sparidae	Adulte	Non	Herbivore	26	14652
2015	283	CORSE	8.7415	42.5707	Calvi	Lim_inf	32	C	Sarpa_salpa	Sparidae	Adulte	Non	Herbivore	5	2818
2015	289	PACA	7.4509	43.7520	CapMartin	Lim_inf	22.5	A	Serranus_cabrilla	Serranidae	Adulte	Non	Macrocarivore	3	443
2015	157	PACA	5.0894	43.3104	Chaux	Coralligene	50	A	Serranus_cabrilla	Serranidae	Adulte	Non	Macrocarivore	1	148
2015	152	PACA	5.6885	43.1408	Mimosas	Coralligene	60	A	Serranus_cabrilla	Serranidae	Adulte	Non	Macrocarivore	1	148

Figure 4 : Tableau de données à l'issue de la phase de traitement

III.D. Analyses des données

III.D.1. Description des assemblages

La base de données est manipulée et analysée avec le logiciel R (R Core Team, 2016). La première phase de l'analyse des données consiste à dresser une description des cortèges ichthyologiques des sites échantillonnés. Pour ce faire, nous avons retenu plusieurs **descripteurs et indices de diversité** dont la formule et la définition sont indiquées dans le tableau suivant :

Tableau 1 : Descripteurs des assemblages ichthyologiques

Descripteurs	Formules	Composants	Finalités
Biomasse	$W = a \times L^b$	<p>W : poids total du poisson en grammes L : longueur totale du poisson en centimètres a : constante b : coefficient d'allométrie (Personnic et al. 2014) (Annexe 1)</p>	La biomasse maximale représente le maximum des poids de l'ensemble des individus, sur l'ensemble des échantillonnages
Richesse spécifique			nombre d'espèces comptées sur un point d'échantillonnage
Indice de Shannon	$-\sum p_i \times \ln(p_i)$	<p>P_i : abondance proportionnelle ou pourcentage d'importance de l'espèce $p_i = n_i/N$ n_i : nombre d'individus d'une espèce dans l'échantillon N : nombre total d'individus de toutes les espèces dans l'échantillon</p>	permet de mettre en avant la diversité d'une population en exprimant le nombre d'espèces ainsi que leur abondance respective (Grall et Coïc 2006)
Indice de Simpson	$-\sum \frac{n_i(n_i - 1)}{N(N - 1)}$	<p>p_i : proportion des individus dans l'espèce n_i : nombre d'individus dans l'espèce i N : nombre total d'individus</p>	mesure la probabilité que deux individus sélectionnés au hasard appartiennent à la même espèce
Indice de Pielou	$\frac{H}{H'_{max}} = \frac{H}{\log_2 S}$	<p>H : indice de Shannon H'_{max} : la diversité maximale ou l'équifréquence S : richesse spécifique</p>	mesure la répartition des individus au sein des espèces : où zéro indique qu'une seule espèce comprend tous les individus et un quand les individus sont équi-répartis au sein des espèces

Ces indicateurs sont calculés à différentes échelles :

- Site (trois habitats confondus) ;
- Site-Habitat (habitat pour chaque site) ;
- Habitat (tous sites confondus).

Les données sont analysées à l'aide de modèles et de méthodes statistiques classiques (modèle linéaire, test de Fisher, test de Student, ...) pour faire ressortir les relations entre indicateurs et variables explicatives.

III.D.2. Cartographie de la richesse spécifique et de la biomasse

Les comptages poissons réalisés donnent une valeur de richesse spécifique et de biomasse pour des sites ponctuels le long du littoral méditerranéen français. Afin d'obtenir une cartographie de la richesse spécifique et de la biomasse, il faut procéder à une interpolation de ces données dans l'espace. Par ailleurs, nous verrons par la suite que ces valeurs dépendent du type d'habitat et de la profondeur. Il convient donc de prendre en compte ces paramètres dans la réalisation d'une cartographie de la richesse spécifique ou de la biomasse. Pour établir ces cartes, nous utilisons une méthode de géostatistique répandue, le **krigeage**, avec prise en compte de la corrélation entre l'indicateur d'intérêt, l'habitat et la profondeur.

Les grandes étapes de la chaîne de traitement pour chaque cartographie sont notées ci-dessous :

- Import de la **grille bathymétrique** utilisée pour l'interpolation (résolution : 60 m x 60 m) ;
- **Sélection des cellules** de la grille dont la bathymétrie est comprise entre les profondeurs minimum et maximum des comptages vidéo (0 – 64 m) ;
- Pour chaque type d'habitat (herbier 15 m, herbier limite inférieure ou coralligène) : ajustement d'un **modèle linéaire entre l'indicateur et la profondeur** : $\text{indicateur} = A \times \text{Profondeur} + B$;
- Construction d'un **autocorrélogramme** : **variance** entre les mesures en fonction de la **distance qui les sépare**. La variance augmente naturellement avec la distance, i.e plus deux sites sont éloignés, moins leur valeur a de chances d'être similaire ;
- Pour chaque cellule de la grille bathymétrique, le modèle utilise la distance de la cellule à tous les sites de mesure pour calculer un écart à la valeur théorique (définie grâce au modèle linéaire construit ci-dessus) en appliquant une somme des écarts mesurés à chaque site, pondéré par la variance définie dans l'autocorrélogramme.

NB : les habitats marins sont extraits du projet DONIA Expert (<https://plateforme.medtrix.fr/>). Pour la cartographie de la richesse spécifique et de la biomasse, sont considérés comme « **herbiers** » et « **récifs** » les habitats suivants :

- Herbiers : Biocénose de l'herbier à *Posidonia oceanica*, association de la matte morte de *Posidonia oceanica*, herbiers à *Zostera noltei*, herbiers à *Cymodocea nodosa* ;
- Récifs coralligènes : Biocénose coralligène, biocénose de la roche du large, biocénose des roches bathyales.

III.D.3. Influence des pressions anthropiques sur l'ichtyofaune

Les pressions anthropiques sont généralement classées en quatre grandes catégories :

- ┌ Surexploitation des ressources naturelles ;
- ┌ Déstructuration et fragmentation des habitats naturels ;
- ┌ Introduction d'espèces invasives ;
- ┌ Pollutions

En milieu marin, ces menaces sont accentuées par le changement climatique et le trafic maritime (Halpern et al. 2008). Les activités humaines et les conditions environnementales influencent donc la distribution et l'abondance des espèces marines, notamment des poissons (Navarro et al. 2015). Parmi ces pressions anthropiques, on peut citer la pêche, la perte d'habitats, les rejets urbains et industriels, le tourisme, la navigation, le mouillage, l'agriculture, le réchauffement climatique, ...

L'objectif de cette deuxième phase est d'explorer l'influence de ces pressions sur la structure des peuplements de poissons. Pour ce faire, nous avons utilisé une base de données cartographique développée dans le cadre de nos réseaux de surveillance pour pouvoir analyser des données biologiques et leur évolution : le réseau **IMPACT** (modélisation des pressions anthropiques côtières ; <https://plateforme.medtrix.fr/>). Cette base de données recense treize pressions anthropiques : l'agriculture, l'érosion côtière, les aménagements côtiers (ports, digues, ...), le mouillage de la petite et de la grande plaisance, la pêche, les rejets urbains et industriels, l'urbanisation, la pollution par les cours d'eaux, le tourisme balnéaire et le trafic maritime. La valeur de chacune de ces pressions est extraite des cartes du réseau IMPACT pour chaque site échantillé.

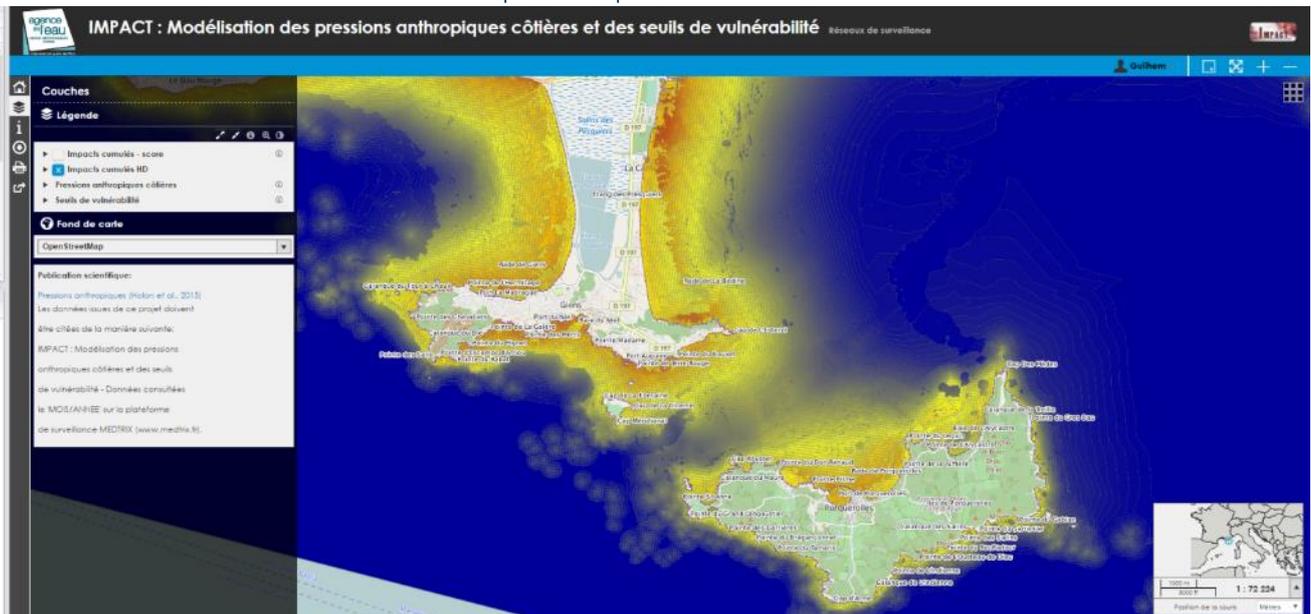


Figure 5 : Carte des impacts anthropiques cumulés (réseau IMPACT, <https://plateforme.medtrix.fr/>)

Les relations potentielles entre richesse spécifique / biomasse et les pressions anthropiques sont explorées à l'aide de modèles corrélatifs linéaires (modèle linéaire multiple, modèles linéaires généralisés) et non linéaires (random forest, boosted regression tree).

III.D.4. La plateforme MEDTRIX

Les principaux résultats du réseau PISCIS pour les années 2015-2019 sont disponibles en ligne sur la plateforme MEDTRIX (réseau PISCIS, <https://plateforme.medtrix.fr/>) :

- la localisation de l'ensemble de sites d'échantillonnage vidéo ;

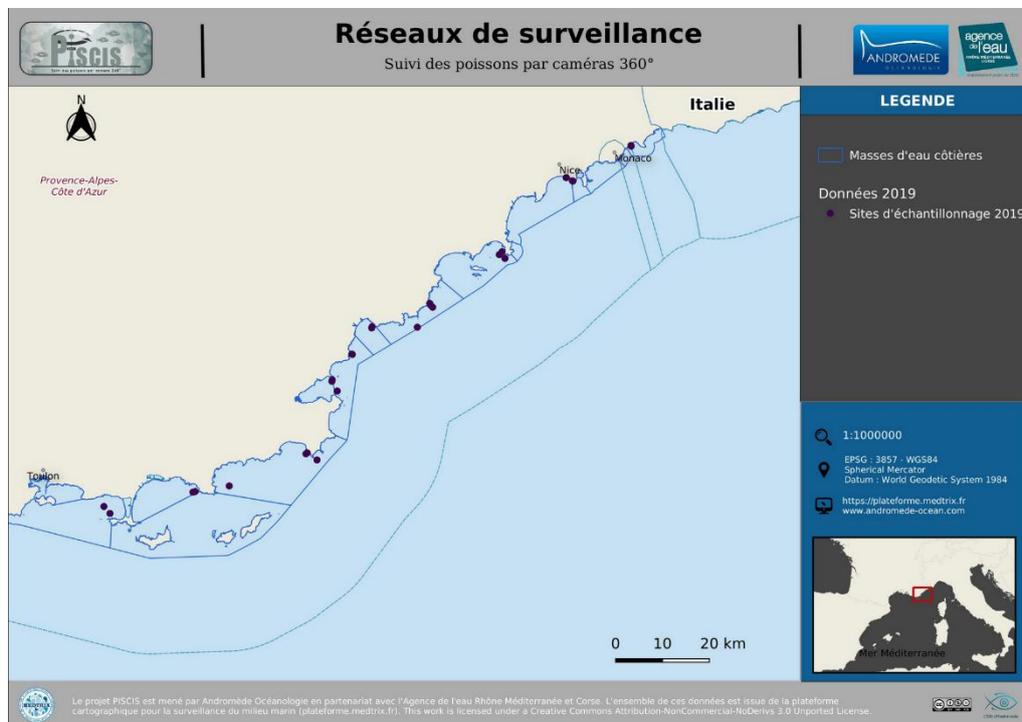


Figure 6 : Localisation des sites échantillonnés en 2019 (Projet PISCIS, [MEDTRIX](https://plateforme.medtrix.fr/)).

- les principaux descripteurs par site (richesse spécifique, biomasse totale, biomasse sans banc, biomasse des juvéniles, biomasse par groupes trophiques, ...)

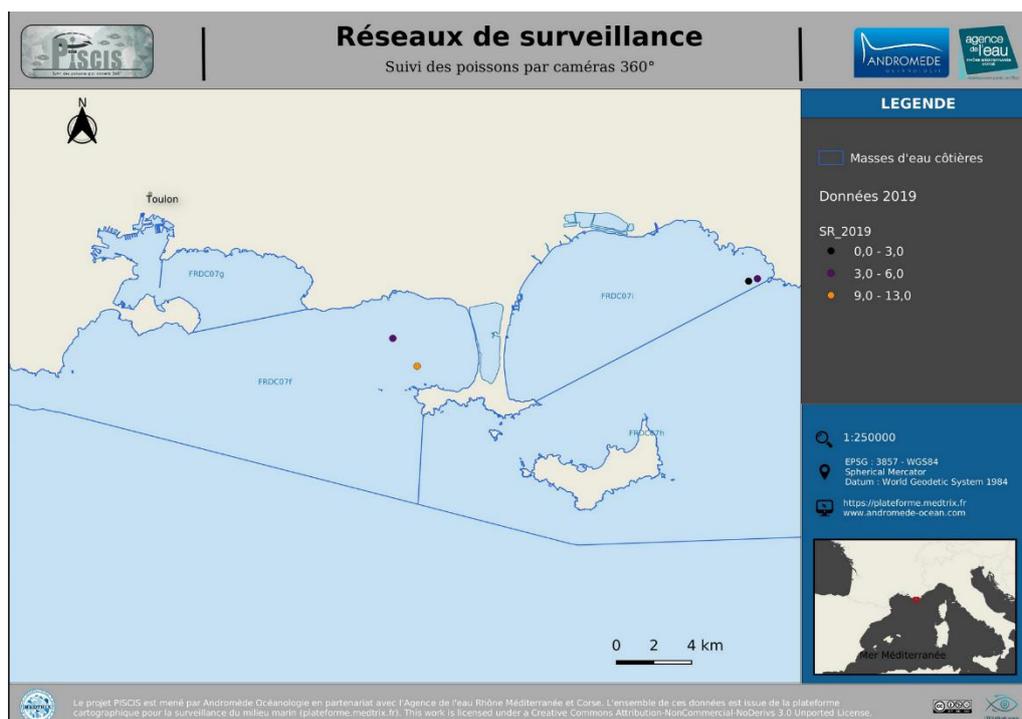


Figure 7 : Exemple de richesse spécifique de sites échantillonnés en 2019 (Projet PISCIS, [MEDTRIX](https://plateforme.medtrix.fr/)).

- les cartographies continues de la richesse spécifique et de la biomasse totale réalisées par krigeage.

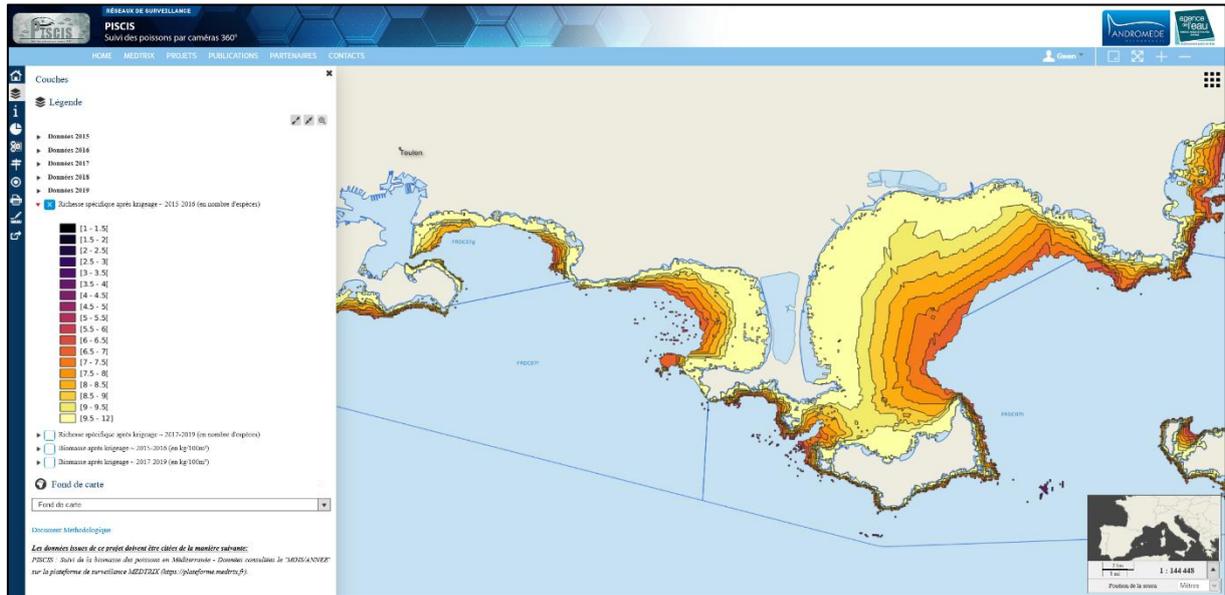


Figure 8 : Cartographie continue par krigeage de la richesse spécifique sur la zone de Toulon et Hyères sur la période 2015-2016 (Projet PISCIS, <https://plateforme.medtrix.fr/>).

D'autre part, un outil de comparaison des différents indicateurs pour chaque site permet de comparer les résultats à différentes échelles (masse d'eau côtière, région ou Méditerranée) (tableau ci-contre).

Région	Provence-Alpes-Côte-d'Azur	Provence-Alpes-Côte-d'Azur	Provence-Alpes-Côte-d'Azur	Échelle de comparaison Région Provence-Alpes-Côte-d'Azur Légende
Masse d'eau	FRDC08a	FRDC08a	FRDC08a	
Nom Site	Bonneau	Bonneau	Bonneau	
Habitat	Coralligène	Herbier 15m	Herbier inf.	
Profondeur (m)	35,7	17,2	23,7	
Année	2015	2015	2015	
Richesse Spécifique	11	13	11	0 7.8 19
Biomasse totale (kg)	103	883	31	0 177.76 4206
Biomasse sans bancs (kg)	9	29	14	0 128.76 4198
Biomasse Juvéniles (kg)	0	0	0	0 0.06 6
Biomasse Juvéniles sans bancs (kg)	0	0	0	0 0.06 6
Biomasse Herbivores (kg)	0	0	0	0 0.78 38
Biomasse Mésocarnivores (kg)	38	846	12	0 127.28 4196
Biomasse Omnivores (kg)	0	1	0	0 0.16 6
Biomasse Piscivores (kg)	0	0	0	0 4.36 85
Biomasse Zooplanctonivores Diurnes (kg)	15	31	16	0 19.52 1162
Biomasse Zooplanctonivores Nocturnes (kg)	48	0	0	0 22.9 586
Indice de Shannon	1	0	0	0 0.52 2
Indice de Simpson	0	0	0	0 0 0

IV. Résultats

Comme tout inventaire faunistique, un inventaire ichtyologique fait face à un défi majeur : la mobilité des espèces observées. Au-delà des caractéristiques de l'habitat et de la méthode de comptage employée, les espèces identifiées et leur abondance peuvent varier significativement en fonction de la saison, de l'heure, des conditions météorologiques, ... C'est pourquoi aucun inventaire, sauf cas très particulier (zone isolée et délimitée), ne peut se prétendre exhaustif. Idéalement, il faudrait répéter ce type d'inventaire plusieurs fois, à différentes dates, à différentes heures, dans différentes conditions météorologiques, afin de consolider le jeu de données et de s'assurer qu'il soit bien représentatif des cortèges qui peuplent chacun des sites. Les résultats qui suivent sont donc à considérer avec prudence.

La Figure 9 représente l'échantillonnage des sites par habitat et par année, entre 2015 et 2019. Les sites sont ordonnés d'Ouest en Est pour le littoral (régions Occitanie et PACA), de gauche à droite, et le graphique est séparé par région.

42 sites ont été échantillonnés en moyenne deux fois (tous les trois ans) entre 2015 (année de mise en place du réseau) et 2019. L'ensemble des sites n'a ainsi pas pu être échantillonné sur chacune des années (Figure 9), l'analyse des évolutions temporelles est donc à interpréter avec précaution.

Aucune analyse inter-régionale n'a par ailleurs été conduite, dans la mesure où la représentation des régions est très inégale (quatre sites en Occitanie, vingt-sept sites en PACA, dix sites en Corse et un site à Monaco) et que tous les habitats n'ont pas été échantillonnés sur tous les sites.



Figure 9 : Echantillonnage par site et habitat entre 2015 et 2019. Réseau PISCIS.



IV.A. Description des assemblages ichthyologiques

L'objectif de cette partie est de fournir une vue d'ensemble des peuplements de poissons sur les sites échantillonnés lors des campagnes océanographiques, en présentant les valeurs des différents descripteurs (par site, par habitat, par groupe trophique) et en analysant leurs distributions.



Poissons en Méditerranée © Laurent Ballesta.

IV.A.1. Richesse spécifique

IV.A.1.a. Par site

La Figure 10 montre la richesse spécifique par site et par habitat pour chaque année, elle est très variable et dépend de l'habitat considéré.

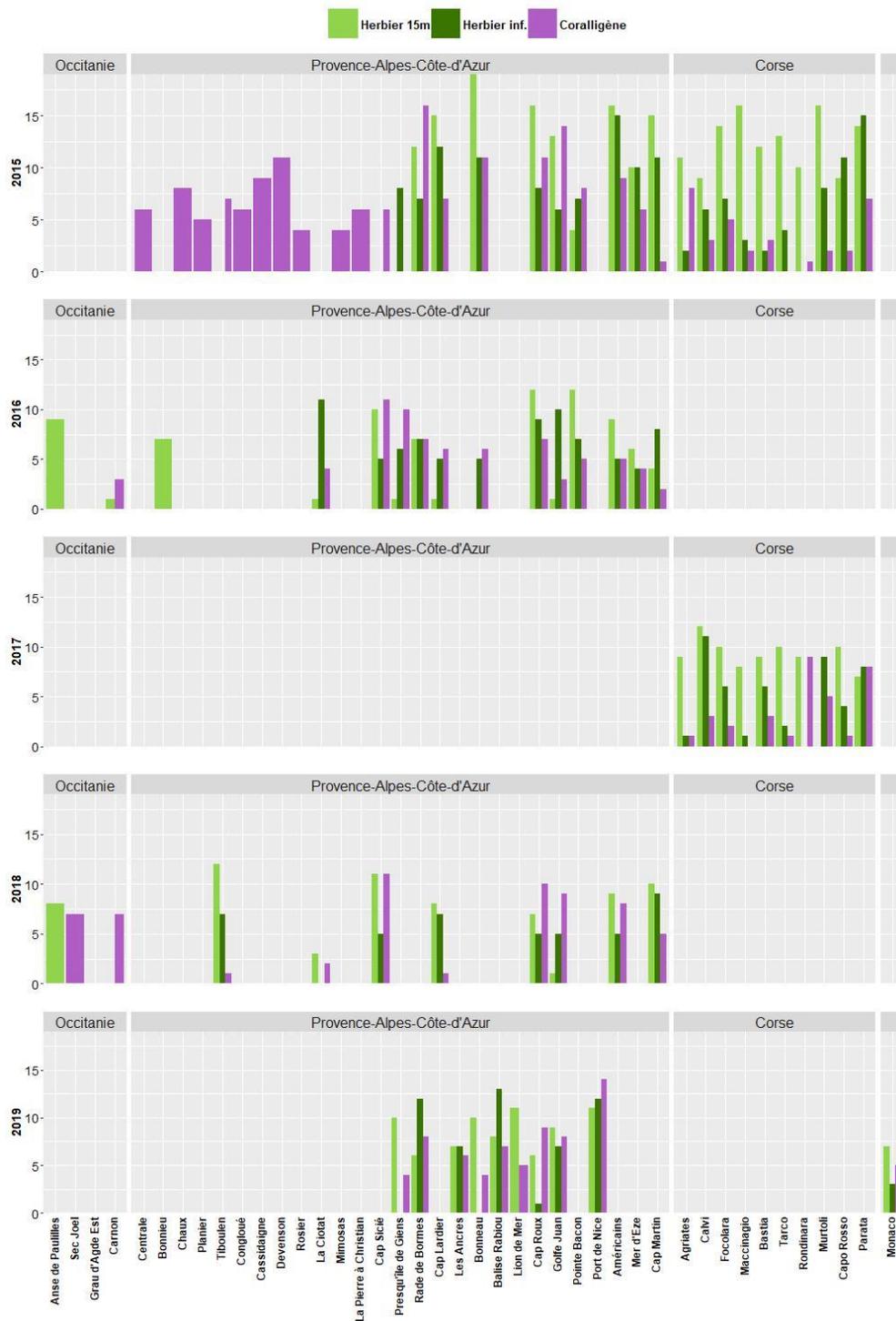


Figure 10: Richesse spécifique par site, habitat et année.

La richesse spécifique semble légèrement supérieure sur l'habitat Herbier 15 m.

IV.A.1.b. Par habitat

La figure 11 représente la distribution des valeurs de richesse spécifique pour chaque habitat étudié tous sites et années confondus, sous forme de boîtes à moustaches.

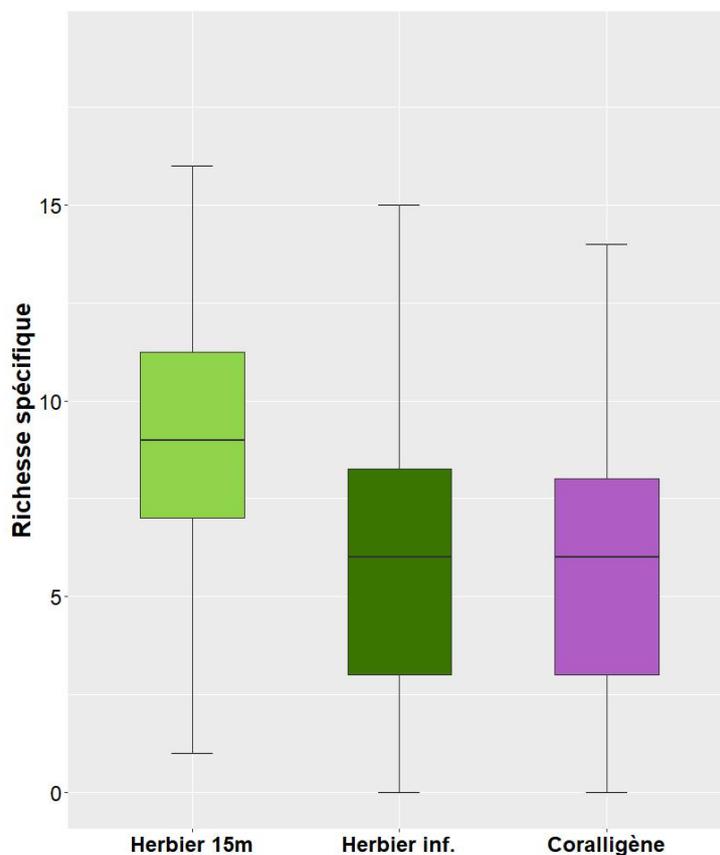


Figure 11 : Richesse spécifique par habitat (tous sites et années confondus).

Comme le laissait supposer la figure précédente, la **richesse spécifique est en moyenne légèrement supérieure sur l'habitat Herbier 15 m**. Cette différence est statistiquement significative (ANOVA, test de Fisher : p -value < 0.001).

IV.A.1.c. Par groupe trophique

La Figure 12 montre la proportion observée de chaque groupe trophique (piscivore, macrocarnivore, mesocarnivore, omnivore, zooplanctonivore diurne / nocturne, herbivore) pour chaque habitat.

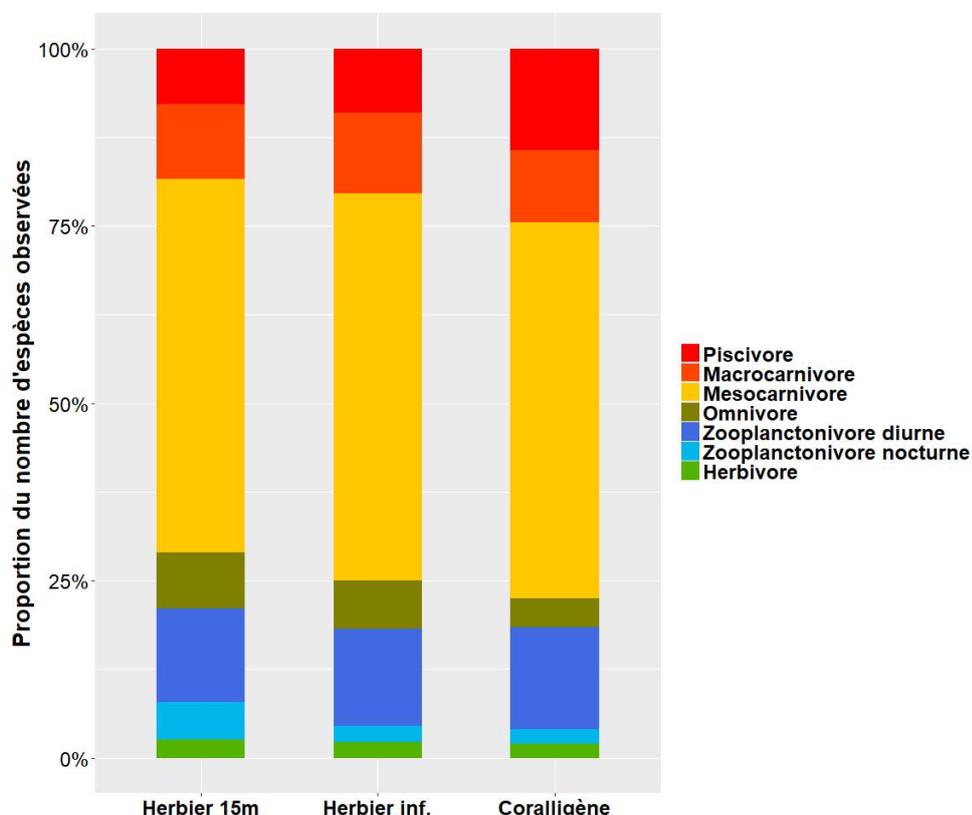


Figure 12 : Nombre d'espèces par groupe trophique et par habitat.

On observe que les **mésocarnivores** sont **clairement majoritaires** (Labridae, Sparidae), et ce quel que soit l'habitat considéré. Les proportions des groupes trophiques sont relativement proches entre habitats, avec tout de même une **augmentation de la part de piscivores pour l'habitat Coralligène**.

IV.A.2. Biomasse

La biomasse est un indicateur difficile à estimer, tout particulièrement lorsque l'on étudie un groupe faunistique mobile comme les poissons et que l'on utilise des méthodes non intrusives comme la vidéo. Les poids individuels sont calculés sur la base d'une estimation visuelle de la taille (en catégories petit/moyen/gros) et avec une formule taille-poids dont les coefficients ont été déterminés en laboratoire (données *Fishbase*). Par ailleurs, dès lors qu'un banc de poissons dépasse une trentaine d'individus, sa taille est difficile à déterminer et doit être estimée visuellement. Ces éléments constituent autant d'incertitudes qui ne permettent pas de fournir une mesure précise de la biomasse, mais seulement une estimation qui doit permettre notamment de comparer les sites et les habitats entre eux. Par la suite, les données sont analysées « avec bancs » ou « sans bancs » de sorte à s'affranchir de l'incertitude liée à l'estimation de la taille des bancs de poissons.

IV.A.2.a. Par site

La Figure 13 (Figure 10) montre la biomasse sans bancs (et sans *Mola mola* et *Epinephelus marginatus*) par site et par habitat pour chaque année.

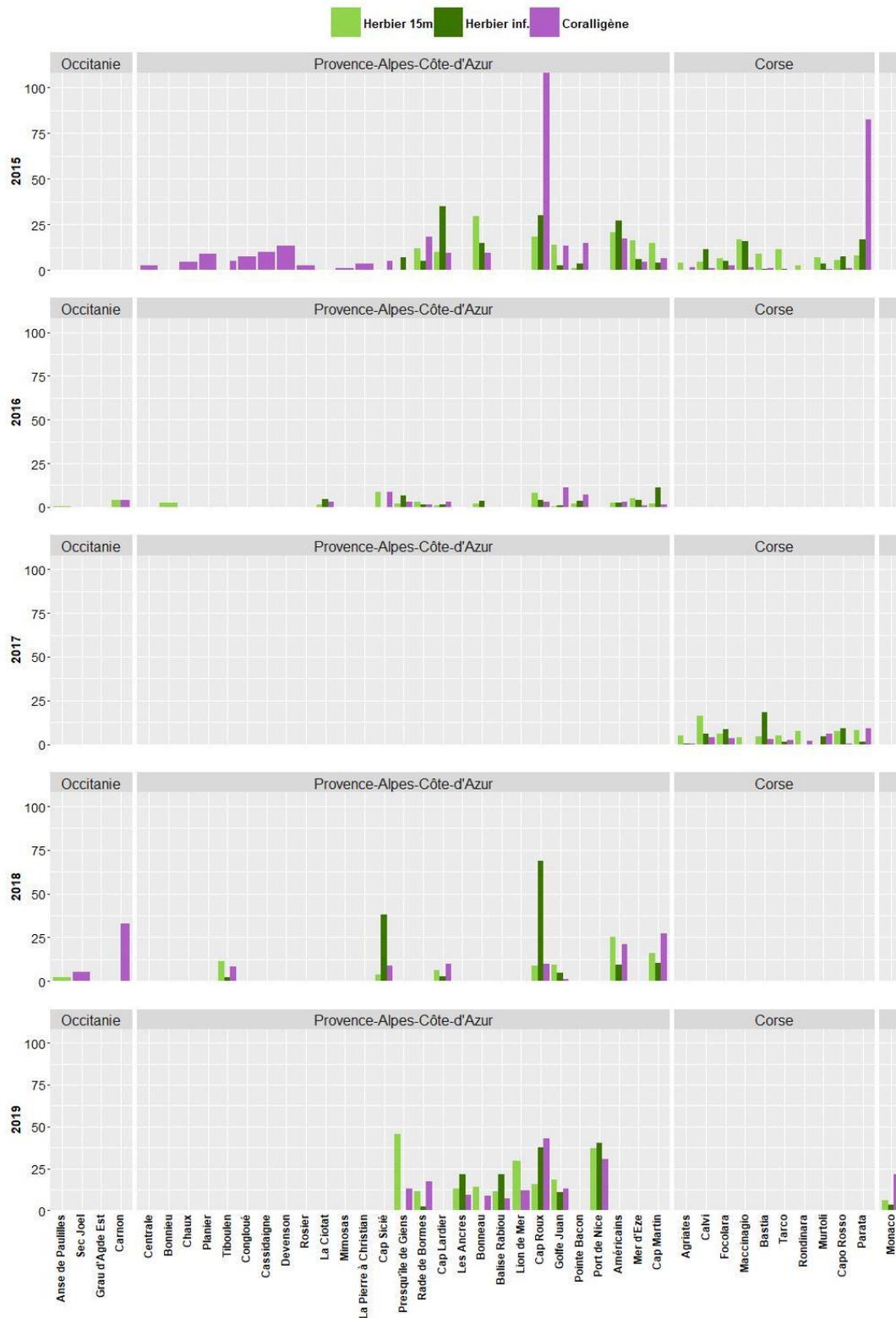


Figure 13 : Biomasse totale [kg] sans bancs (et sans *Mola mola* et *Epinephelus marginatus*).

La biomasse totale observée sur certains sites est **plus de 20 fois supérieure** à la biomasse moyenne observée. Cette différence est due à la présence des espèces *Mola mola* (poisson lune) et *Epinephelus marginatus* (mérrou brun), avec une biomasse par individu très largement supérieure aux autres espèces rencontrées. Ces espèces sont donc retirées du graphique ci-dessus afin de permettre de visualiser les tendances dans les données.

Une **part importante de la biomasse est de plus attribuable aux bancs de poissons**, tout particulièrement dans le **cas des récifs coralligènes**. Sans prendre en compte les bancs, la biomasse semble plus équitablement répartie entre les habitats. Nous retirons les bancs dans le graphique ci-dessus.

Le pic de biomasse sur le site de Cap Roux Coralligène en 2015 est dû à la présence de gros individus de *Seriola dumerili* (sérioles).

Le pic de biomasse sur le site de Parata Coralligène en 2015 est dû à la présence de gros individus de *Dentex dentex* (dentis).

Le pic de biomasse sur le site de Cap Roux en limite inférieure d'herbier en 2018 est dû à la présence de gros individus de *Dentex dentex* (dentis).

IV.A.2.b. Par habitat

La figure 14 représente la distribution des valeurs de biomasse par habitat, avec ou sans bancs.

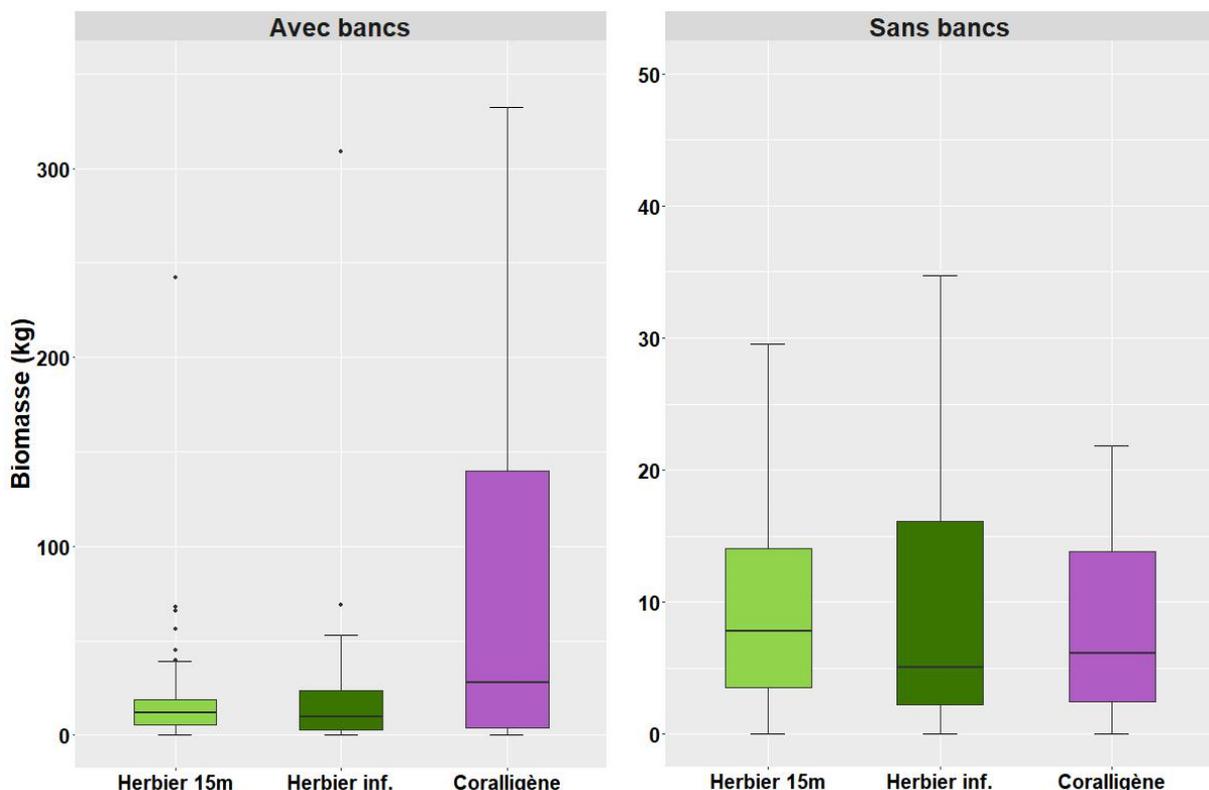


Figure 14 : Biomasse totale par habitat (avec ou sans bancs) (tous sites et années confondus).

La biomasse semble largement supérieure sur l'habitat Coralligène, mais si l'on retire les bancs de poissons, l'influence de l'habitat sur la biomasse n'est pas statistiquement significative (ANOVA, test de Fisher : p-value > 0.05).

IV.A.2.c. Par régime trophique

La Figure 15 montre la part de biomasse par groupe trophique et par habitat en valeur absolue (kg) et en proportion (%).

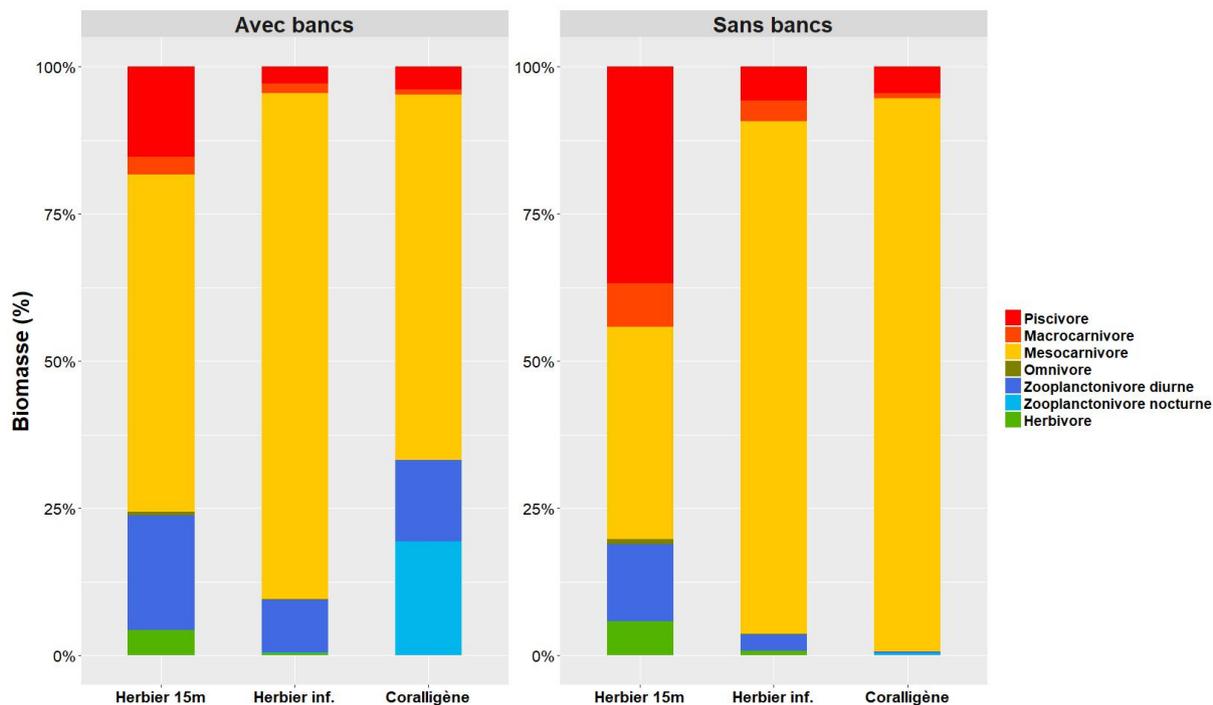


Figure 15 : Biomasse totale par groupe trophique et par habitat.

On note globalement une diminution de la biomasse de piscivores et herbivores à mesure que la profondeur augmente (depuis les herbiers à 15 m jusqu'au coralligène).

En **excluant les bancs de poissons**, on note de plus une forte augmentation des **mesocarnivores** avec la profondeur.

Les **bancs de poissons** semblent être essentiellement **composés de zooplanctonivores**.

IV.A.3. Indice de diversité de Shannon

Comme précisé dans la partie précédente, les indices de Shannon, de Simpson et de Pielou permettent d'intégrer richesse spécifique (nombre d'espèces) et répartition des individus dans chaque espèce (équité), dans un seul et même indicateur. Cependant, après calcul de ces trois indices sur l'ensemble de nos sites et habitats, il est apparu qu'ils sont en réalité très corrélés (coefficient de corrélation de Spearman pour Shannon-Simpson = 0.97 ; Shannon-Pielou = 0.86 et Simpson-Pielou = 0.91). Aussi, il ne nous a pas semblé pertinent de présenter ces trois indices, et nous ne détaillerons ici que les résultats pour **l'indice de Shannon**.

La variabilité des valeurs de richesse spécifique et d'abondance de chaque espèce implique naturellement des valeurs de l'indice de Shannon très variable d'un site à l'autre. Tout comme la richesse spécifique, **la diversité de Shannon semble légèrement supérieure pour l'herbier comparé au coralligène.**

IV.A.3.b. Par habitat

La figure 17 montre la distribution des valeurs de l'indice de Shannon en fonction du type d'habitat.

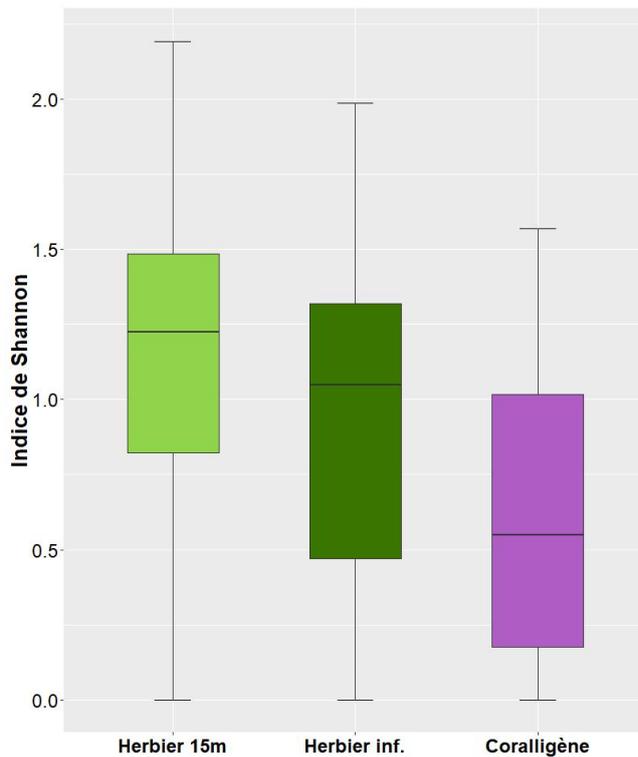


Figure 17 : Indice de Shannon par habitat (tous sites et années confondus).

L'indice de Shannon est en moyenne supérieur sur l'herbier. L'effet de l'habitat sur l'indice de Shannon est de plus statistiquement significatif (ANOVA, test de Fisher : p -value < 0.001).

Pour autant, il est difficile d'interpréter seules les valeurs de l'indice de Shannon. Il est d'usage de s'intéresser conjointement à la richesse spécifique et à ce qu'on appelle « l'indice d'équitabilité » (IE). Ce dernier est égal à la valeur de l'indice de Shannon pour un échantillon, divisé par la valeur maximale que cet indice prendrait si toutes les espèces qui constituent l'échantillon y étaient équitablement représentées. Cet indice prend donc ses valeurs entre 0 et 1.

Un IE faible et une richesse spécifique élevée indiquent un peuplement vieux, mature et structuré, tandis qu'un IE voisin de 1 associé à une diversité faible indique un peuplement perturbé ou récemment installé. Les valeurs d'indice d'équitabilité semblent très variables d'un site et d'un habitat à l'autre (Figure 18).

IV.A.4. Diversité phylogénétique et fonctionnelle

Lorsqu'il s'agit de **caractériser la biodiversité d'un assemblage**, de plus en plus d'études ne se limitent pas à la diversité taxonomique (richesse spécifique) mais s'étendent à l'étude de la **diversité des traits fonctionnels** des poissons (diversité fonctionnelle) et de **l'éloignement des espèces** entre elles dans l'arbre de la vie (diversité phylogénétique). En effet, la diversité phylogénétique représente les éléments constitutifs de l'arbre de la vie (Mace et al. 2003, Forest et al. 2007), et la diversité fonctionnelle est essentielle au bon fonctionnement des écosystèmes et à la provision de services écosystémiques dont dépendent les humains (Cadotte et Jonathan Davies 2010, Faith et al. 2010). Si ces trois mesures de la biodiversité sont **généralement très corrélées** (plus le nombre d'espèces augmente, plus la probabilité de contenir des espèces fonctionnellement différentes ou phylogénétiquement éloignées est grande), certaines études ont montré qu'elles ne sont **pas toujours congruentes** (Mouillot et al. 2011), c'est pourquoi il peut être intéressant de s'intéresser conjointement à ces différentes facettes.

La diversité phylogénétique est calculée sur l'arbre phylogénétique des poissons méditerranéens et est exprimée en millions d'années d'évolution contenues dans l'assemblage considéré. La diversité fonctionnelle est calculée sur les traits fonctionnels suivants :

- Taille maximale de l'espèce
- Distribution verticale : benthique, démersal, pélagique
- Profondeurs (minimale et maximale)
- Caractère migratoire de l'espèce
- Type de reproduction (ovipare, ovovivipare, vivipare, androvivipare)
- Changement de sexe en cours de vie
- Type de stade larvaire
- Comportement (grégaire, solitaire, mixte)
- Groupe trophique
- Type d'habitat préféré (fonds meubles, fonds rocheux, herbiers)

IV.A.4.a. Diversité phylogénétique

La figure 19 montre les valeurs de diversité phylogénétique par année, site, et habitat.

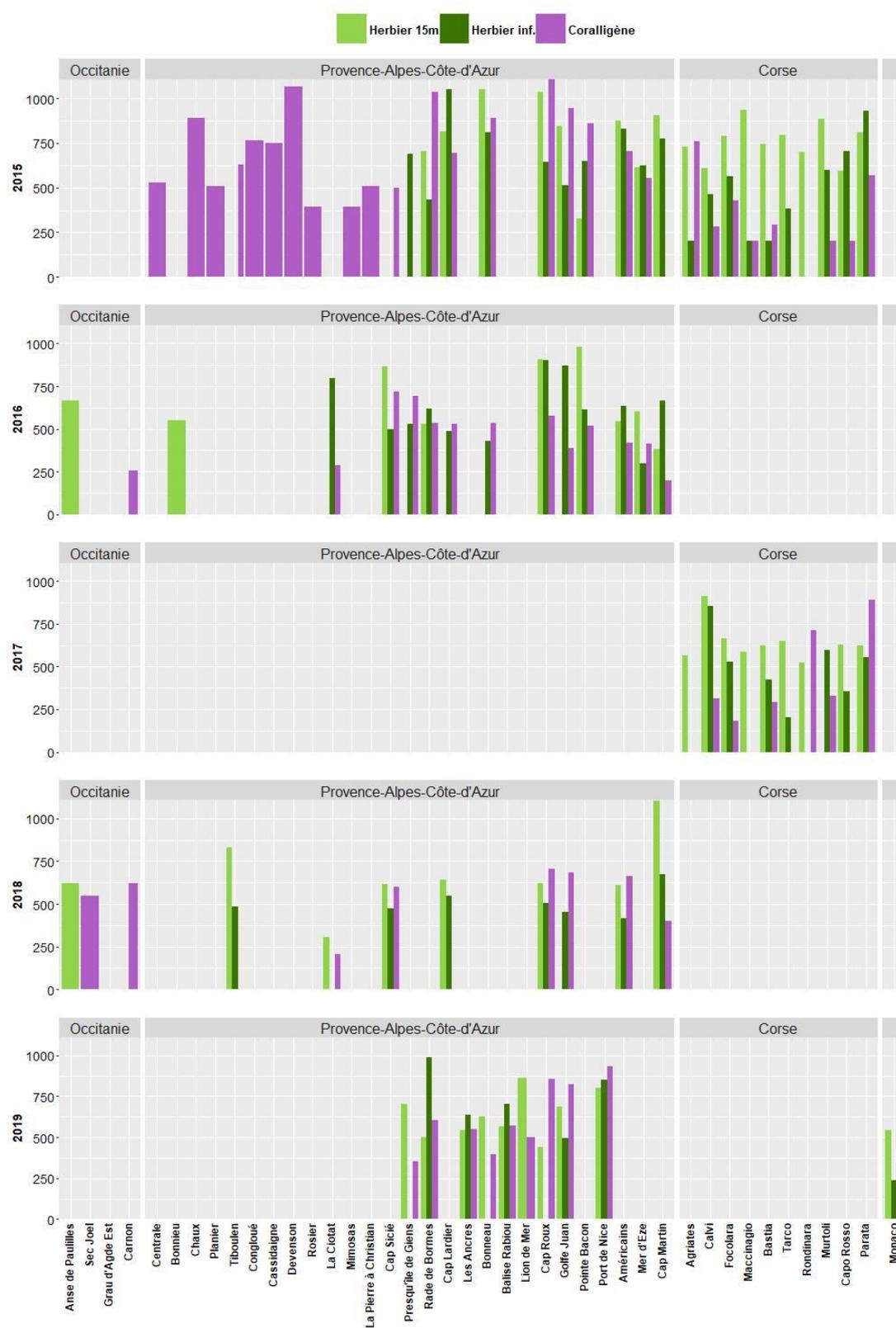


Figure 19 : Diversité phylogénétique par site et par habitat.

La figure 20 montre la distribution des valeurs de diversité phylogénétique par habitat (exprimée en millions d'années d'évolution).

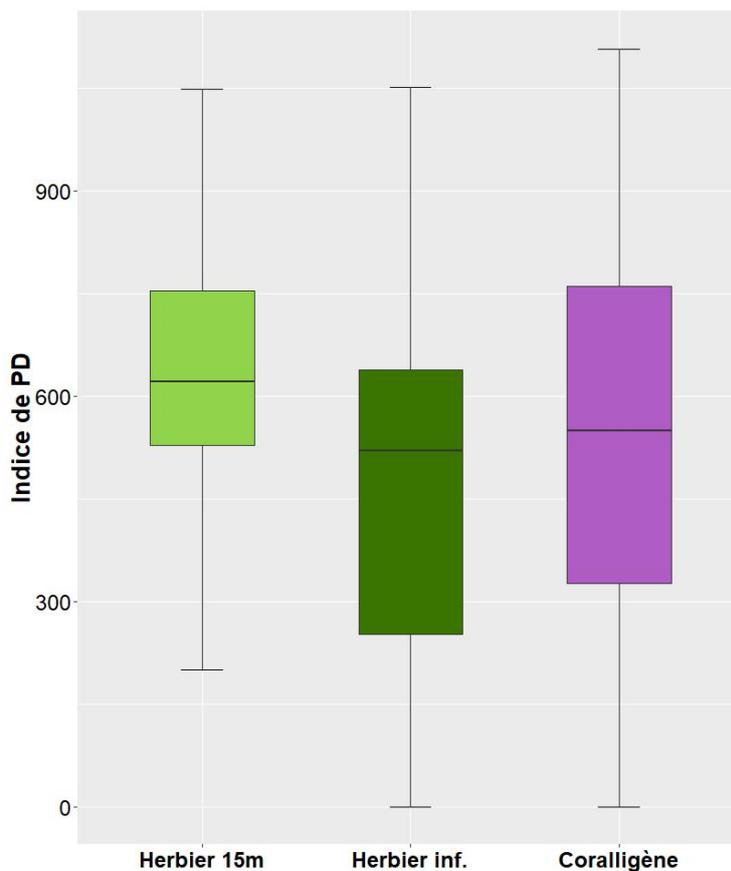


Figure 20 : Diversité phylogénétique par habitat (tous sites et années confondus).

Avec une valeur moyenne légèrement plus élevée pour l'habitat Herbier 15 m, la **diversité phylogénétique est influencée de manière significative par le type d'habitat** (ANOVA, test de Fisher : p -value < 0.05).

IV.A.4.b. Diversité fonctionnelle

La Figure 21 montre les valeurs de diversité fonctionnelle par année, site, et habitat.

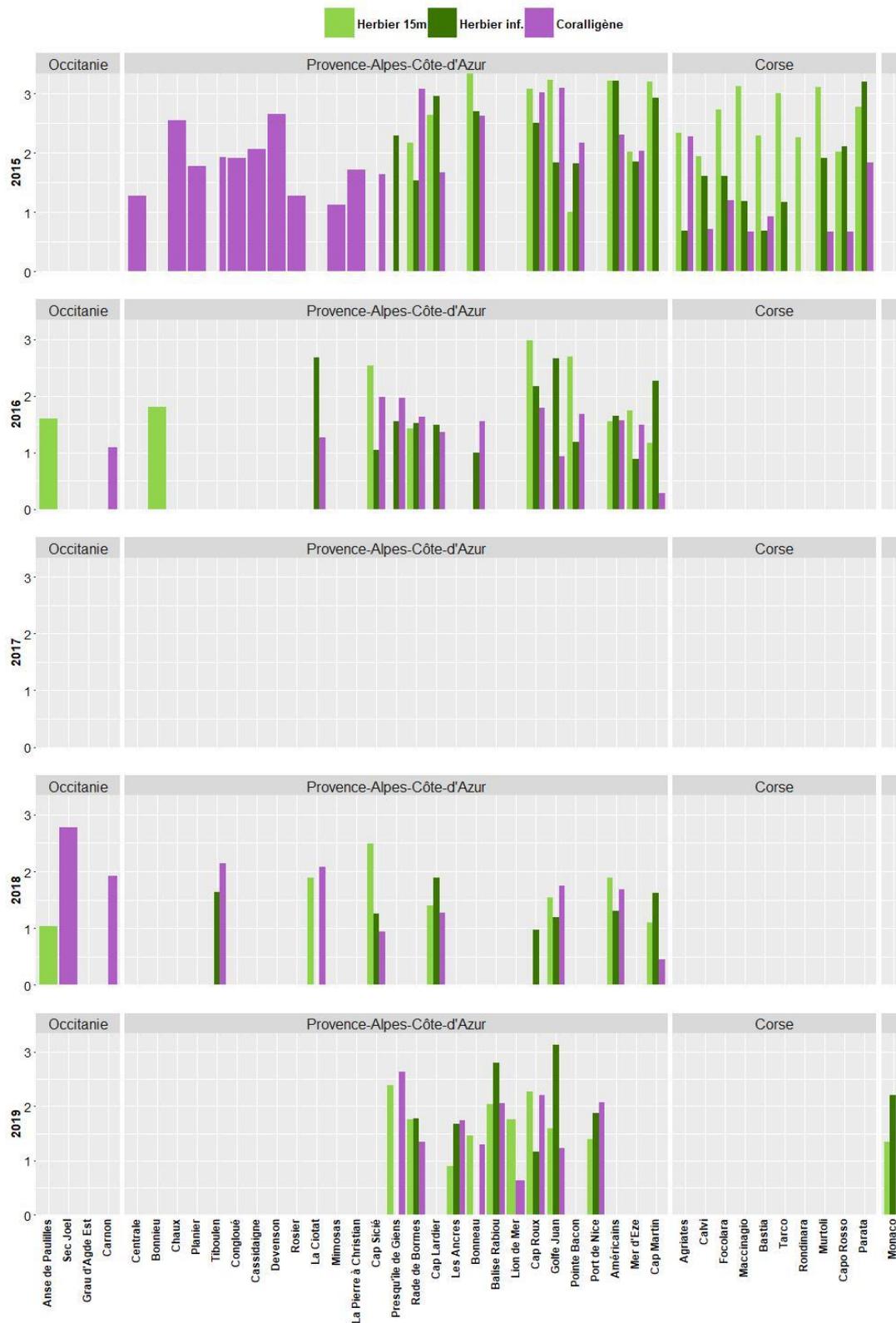


Figure 21 : Diversité fonctionnelle par site et par habitat.

La figure 22 montre la distribution de la diversité fonctionnelle pour chaque habitat.

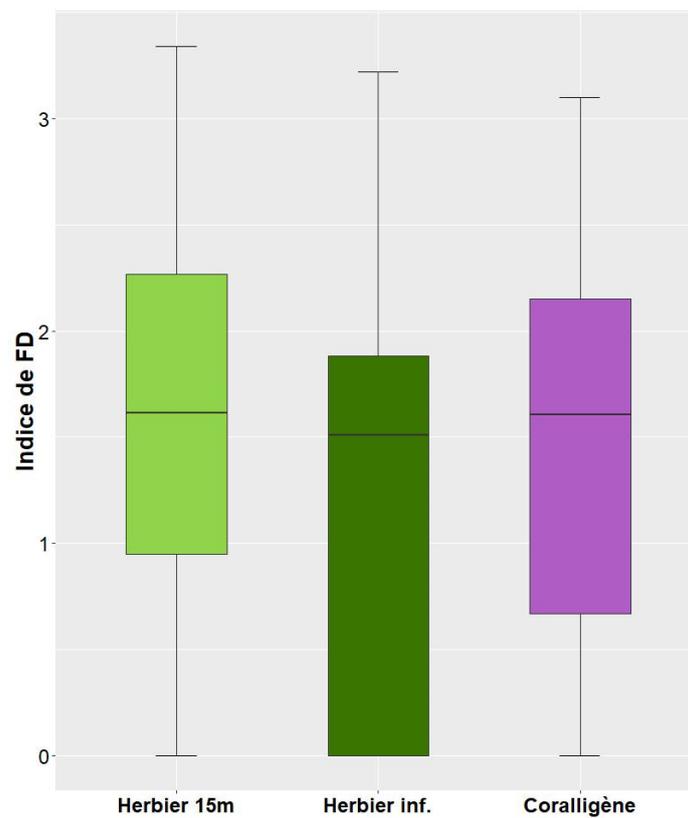


Figure 22 : Diversité fonctionnelle par habitat (tous sites et années confondus)

La diversité fonctionnelle n'est pas significativement différente en fonction de l'habitat considéré (ANOVA, test de Fisher : p-value > 0.1).

IV.A.5. Cartographie de la richesse spécifique et de la biomasse

Afin de produire une cartographie fine de la richesse spécifique et de la biomasse de poissons à l'échelle du pourtour méditerranéen français, nous avons interpolé les données mesurées d'après les comptages vidéo les plus récents (2017-2019), en prenant en compte le type d'habitat et la bathymétrie. Les résultats sont présentés sur les figures 23 et 24.

Les comptages vidéo utilisés pour réaliser cette cartographie (2017-2019), correspondent à **82 échantillons répartis sur l'ensemble du littoral de Méditerranée française, Corse comprise.**

Sur la plateforme MEDTRIX, les mêmes cartes sont disponibles pour la période 2015-2016.



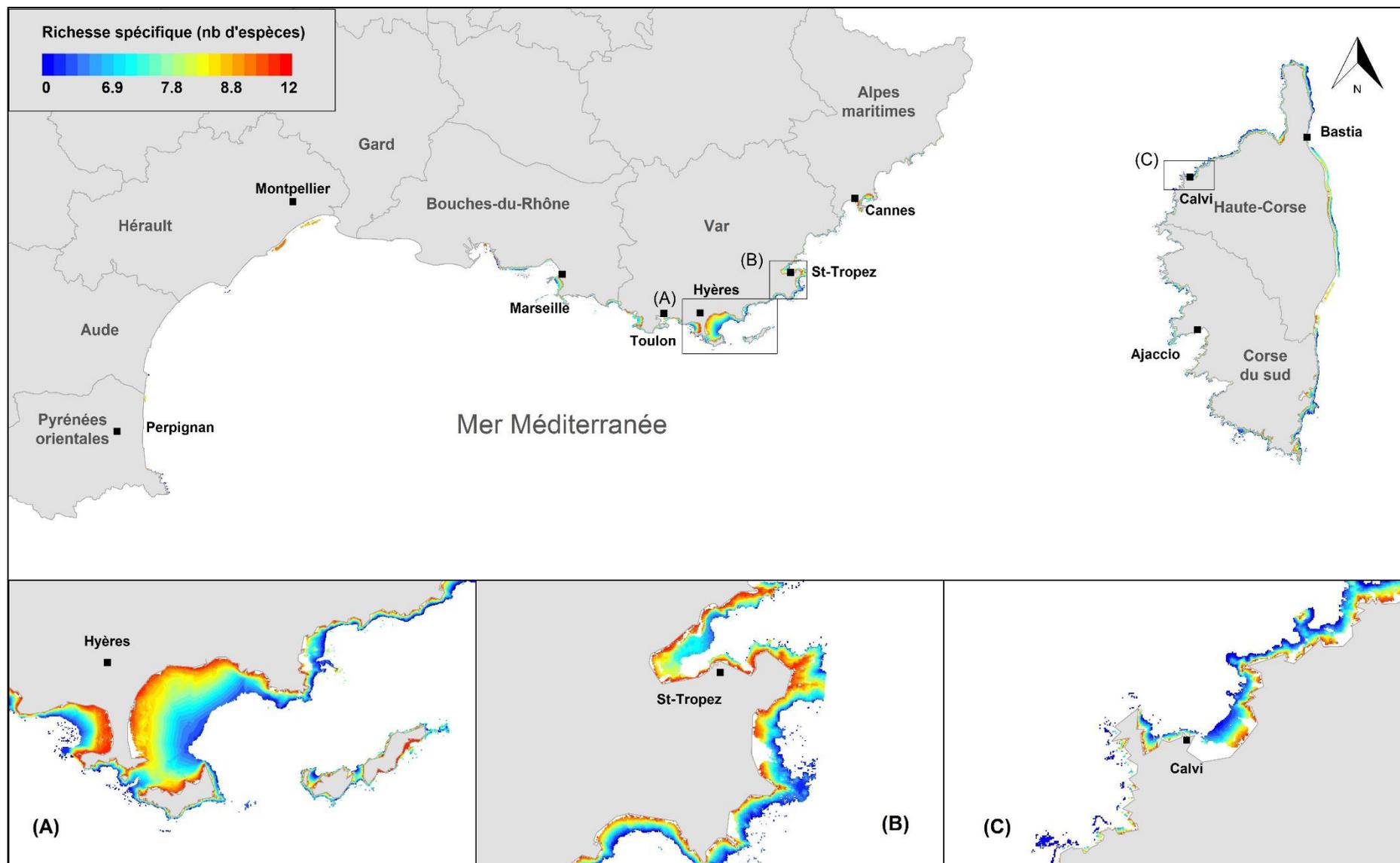


Figure 23 : Cartographie de la richesse spécifique (2017-2019).

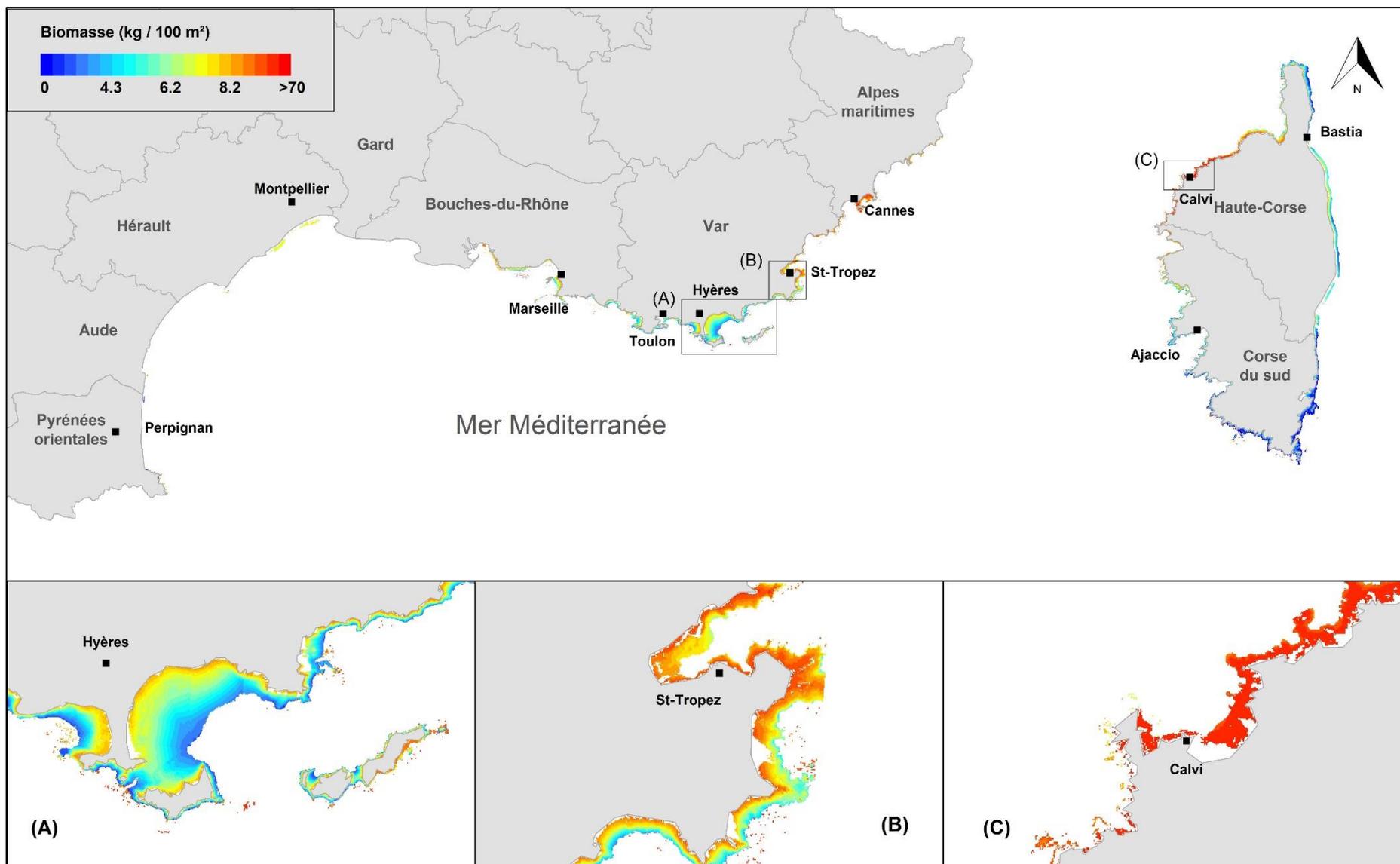


Figure 24 : Cartographie de la biomasse totale de poissons (sans *Mola mola*) [2017-2019].



IV.B. Influence des pressions anthropiques sur l'ichtyofaune

L'objectif de cette partie est de voir s'il existe des relations entre la **biodiversité** ou la **biomasse** de poissons et les **pressions anthropiques**, notamment celles modélisées dans le réseau IMPACT. Pour ce faire, nous avons cherché à corréliser les données de richesse spécifique et de biomasse (sans *Mola mola*) avec les valeurs des 13 pressions du réseau IMPACT, à l'aide de deux types de modèles corrélatifs : un modèle linéaire multiple prenant en compte des relations linéaires, et un random forest pour analyser les relations non linéaires.

Les données utilisées dans ces analyses regroupent les stations de 2015 à 2019. Les données correspondent ainsi à 192 sites-habitats-années échantillonnés avec leurs caractéristiques (habitat, année, profondeur) et les valeurs des 13 pressions au droit de ces sites. Le tableau 2 synthétise les principaux résultats des analyses.

Tableau 2 : Résultats des corrélations entre richesse spécifique, biomasse et pressions.

	Modèle corrélatif	Pourcentage de la variance expliquée	Variabes influentes
Richesse spécifique	Modèle linéaire	18%	habitat, pêche, profondeur, année
	Random Forest	24%	profondeur, année, trafic maritime (3 plus influentes)
Biomasse	Modèle linéaire	2%	année, trafic maritime
	Random Forest	8%	trafic maritime, profondeur, année (3 plus influentes)

Les résultats semblent montrer des signes d'influence du trafic maritime et de la pêche sur la richesse spécifique des poissons, alors que la biomasse semble légèrement affectée par le trafic maritime.

- Les **pourcentages de variance expliquée** sont très faibles pour la biomasse pour l'ensemble des modèles ;
- Les facteurs locaux « **Habitat** » et « **Profondeur** » semblent être les plus discriminants concernant la distribution des peuplements de poissons.

L'analyse des données issues des comptages vidéo **ne permet pas à l'heure actuelle de conclure clairement quant à une corrélation entre richesse spécifique / biomasse et les pressions anthropiques du réseau IMPACT**. Cette analyse nécessite plus de données pour les indicateurs écologiques, particulièrement pour un compartiment très mobile comme l'ichtyofaune.

Pourtant, nombre d'études ont déjà montré l'impact de ces pressions sur la biodiversité marine. Plusieurs raisons peuvent expliquer nos difficultés à conclure quant à une corrélation entre biodiversité et pressions, parmi elles :

- **La taille du jeu de données n'est pas suffisante** : en effet, ce type de corrélation peut être significatif mais faible, et donc nécessiter un important jeu de données pour calibrer au mieux les paramètres du modèle, et pouvoir scinder le jeu de données en deux pour entraîner (« training set ») et tester le modèle (« test set »).

- **Nos analyses n'intègrent pas de notion de temporalité à long terme** : si les pressions anthropiques ont un impact sur la biodiversité marine, il n'est pas instantané. Il faut donc chercher à corrélérer une évolution de biomasse ou de richesse spécifique avec une pression ou une perturbation. Ceci nécessite donc d'acquérir de nouvelles données de comptages **sur les mêmes sites à long terme**.

IV.C. Synthèse

Le réseau PISCIS, avec des stations sur l'ensemble de la côte, réparties sur les deux habitats prioritaires que sont l'Herbier de posidonie et le Coralligène, représente une base solide pour un suivi à long terme des assemblages ichtyologiques de Méditerranée française.

Entre 2015 et 2019, le réseau PISCIS a permis l'échantillonnage par vidéo d'un nombre conséquent de sites, avec un total de **192 échantillons collectés**.

Sur l'ensemble de la période, les **herbiers à 15 m possèdent une diversité et une biomasse légèrement plus élevée** en moyenne que les autres habitats (herbier de posidonie limite inférieure et récifs coralligènes), mais cette tendance reste variable en fonction de l'année échantillonnée.

L'analyse des données issues des comptages vidéo ne permet pas à l'heure actuelle de conclure clairement quant à une corrélation entre richesse spécifique / biomasse et les pressions anthropiques du réseau IMPACT. Cette analyse nécessite plus de données pour les indicateurs écologiques, particulièrement pour un compartiment très mobile comme l'ichtyofaune.

Le temps de traitement de ces vidéos est très long. Pour l'année 2020, nous proposons d'échantillonner les peuplements ichtyologiques par une autre méthode : **l'ADN environnemental**. Cet échantillonnage sera effectué sur les mêmes sites que ceux échantillonnés en 2017 en région Corse, ce qui nous permettra de comparer nos données et les apports de chaque méthode.



V. Bibliographie

- Bouchereau J-L, Tomasini JA, Russ C, Jouvenel JY. 1992. Inventaire des poissons peuplant la réserve naturelle des îles Lavezzi. Travaux scientifiques du Parc naturel régional et des réserves naturelles de Corse 1-11.
- Bouchoucha M, Herve G. 2013. Développement d'un indicateur poisson (DCSMM) : programmation 2012. .
- Cadotte MW, Jonathan Davies T. 2010. Rarest of the rare: advances in combining evolutionary distinctiveness and scarcity to inform conservation at biogeographical scales. *Diversity and Distributions* 16: 376-385.
- Dufour F, Guidetti P, Francour P. 2007. Comparaison des inventaires de poissons dans les aires marines protégées de Méditerranée: influence de la surface et de l'ancienneté. *Cybiurn* 31: 19-31.
- Faith DP, Magallón S, Hendry AP, Conti E, Yahara T, Donoghue MJ. 2010. Ecosystem services: an evolutionary perspective on the links between biodiversity and human well-being. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 2: 66-74.
- Forest F, Grenyer R, Rouget M, Davies TJJ, Cowling RM, Faith DP, Bank M Van Der, Reeves G, Balmford A, Manning JC, Hedderson TAJ, Savolainen V, Forest F, Grenyer R, Rouget M, Davies TJJ, Cowling RM, Faith DP, Balmford A, Manning JC, Proches S, van der Bank M, Reeves G, Hedderson TAJ, Savolainen V. 2007. Preserving the evolutionary potential of floras in biodiversity hotspots. *Nature* 445: 757-760.
- Francour P, Finelli F. 1991. Complément à l'inventaire des poissons marins de la réserve de Scandola (Corse, Méditerranée nord-occidentale). Travaux scientifiques du Parc naturel régional et des réserves naturelles de Corse 35-53.
- Francour P, Harmelin JG. 1989. Inventaire de la faune ichtyologique marine de Port-Cros (Méditerranée occidentale). *Scientific Reports of the Port Cros National Park (France)*. no. 14. .
- Froese, R. and Pauly D. 2015. FishBase
- George CJ, Athanassiou V. 1967. A two year study of the fishes appearing in the seine fishery of St George Bay, Lebanon. *Annali Del Museo Civico Di Storia Naturale de Genova* 76: 237-294.
- Golani D. 2000. First record of the bluespotted cornetfish from the Mediterranean Sea. *Zootaxa* 947 56: 1-90.
- Golani D. 2005. Checklist of the Mediterranean fishes of Israel. *Zootaxa* 1-90.
- Grall J, Coïc N. 2006. Synthèse des méthodes d'évaluation de la qualité du benthos en milieu côtier. Institut Universitaire européen de la Mer. Université de Bretagne Occidentale Laboratoire des sciences de l'Environnement Marin 90.
- Halpern BS, Walbridge S, Selkoe KA, Kappel C V., Micheli F, D'Agrosa C, Bruno JF, Casey KS, Elbert C, Fox HE, Fujita R, Heinemann D, Lenihan HS, Madin EMP, Perry MT, Selig ER, Spalding M, Steneck R, Watson R. 2008. A Global Map of Human Impact on marine ecosystems. *Science* 319: 948-953.

- Harmelin J-G. 1987. Structure and variability of the ichthyofauna in a Mediterranean protected rocky area(National Park of Port-Cros, France). *Marine ecology*. Berlin 8: 263-284.
- Harmelin-Vivien ML, Harmelin JG. 1975. Présentation d'une méthode d'évaluation in situ de la faune ichthyologique. *Travaux scientifiques du Parc national de Port-Cros* 1: 47-52.
- Lenfant P, Dalias N, Pastor J, Saragoni G. 2008. Suivi temporel du peuplement ichthyologique au sein et à proximité de la Réserve Naturelle Marine de Cerbère-Banyuls. .
- Lobry J, Lepage M, Girardin M. 2006. L'échantillonnage de la diversité piscicole en estuaires: stratégie et représentativité dans le contexte de la Directive cadre européenne sur l'eau. *Ingénieries-EAT* p-3.
- Mace GM, Gittleman JL, Purvis A. 2003. Preserving the tree of life. *Science* 300: 1707-1709.
- Malak DA, Livingstone SR, Pollard D, Polidoro BA, Cuttelod A, Bariche M, Bilecenoglu M, Carpenter KE, Collette BB, Francour P, Goren M, Hichem Kara M, Massuti E, Papaconstantinou C, Tunesi L. 2012. Aperçu du statut de conservation des poissons marins présents en mer Méditerranée. IUCN Gland, Suisse et Málaga, Espagne.
- Mouillot D, Albouy C, Guilhaumon F, Ben Rais Lasram F, Coll M, Devictor V, Meynard CN, Pauly D, Tomasini JA, Troussellier M, Velez L, Watson R, Douzery EJP, Mouquet N. 2011. Protected and threatened components of fish biodiversity in the Mediterranean sea. *Current biology : CB* 21: 1044-50.
- Myers N, Mittermeier R a., Mittermeier CG, da Fonseca G a. B, Kent J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- Navarro J, Coll M, Cardador L, Fernández ÁM, Bellido JM. 2015. Progress in Oceanography The relative roles of the environment , human activities and spatial factors in the spatial distribution of marine biodiversity in the Western Mediterranean Sea. *Progress in Oceanography* 131: 126-137.
- Personnic S, Boudouresque CF, Astruch P, Ballesteros E, Blouet S, Bellan-Santini D, Bonhomme P, Thibault-Botha D, Feunteun E, Harmelin-Vivien M, Pergent G, Pergent-Martini C, Pastor J, Poggiale JC, Renaud F, Thibaut T, Ruitton S. 2014. An ecosystem-based approach to assess the status of a mediterranean ecosystem, the *Posidonia oceanica* seagrass meadow. *PLoS ONE* 9: .
- Quignard JP, Tomasini JA. 2000. Mediterranean fish biodiversity. *Biol. Mar. Medit* 7: 1-66.
- Ben Rais Lasram F, Hattab T, Halouani G, Romdhame MS, Le Loc'h F, Albouy C. 2015. Cumulative human threats on fish biodiversity components in Tunisian waters. *Mediterranean Marine Science* 190-201.
- Sale PF, Douglas WA. 1981. Precision and accuracy of visual census technique for fish assemblages on coral patch reefs. *Environmental Biology of Fishes* 6: 333-339.
- Seytre C, Francour P. 2008. Is the Cape Roux marine protected area (Saint-Raphaël, Mediterranean Sea) an efficient tool to sustain artisanal fisheries? First indications from visual censuses and trammel net sampling. *Aquatic Living Resources* 21: 297-305.



Contact

7, place Cassan - Quai des pêcheurs
34 280 Carnon - France

Tél. : 04.67.66.32.48 - contact@andromede-ocean.com

www.andromede-ocean.com