



HAL
open science

Distribution spatiale de poissons grégaires dans un réseau de structures artificielles : le cas de la baie de Saint-Paul à l'Île de la Réunion

Gaël Potin

► **To cite this version:**

Gaël Potin. Distribution spatiale de poissons grégaires dans un réseau de structures artificielles : le cas de la baie de Saint-Paul à l'Île de la Réunion. Biodiversité et Écologie. Université de la Réunion, 2009. Français. NNT: . tel-01176171

HAL Id: tel-01176171

<https://hal.univ-reunion.fr/tel-01176171v1>

Submitted on 15 Jul 2015

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

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

Distribution spatiale de poissons grégaire dans un réseau de structures artificielles : le cas de la baie de Saint-Paul à l'Île de la Réunion

Thèse de doctorat

présentée et soutenue publiquement le 2 octobre 2009

pour l'obtention du grade de

Docteur de l'Université de la Réunion

(spécialité Biologie Marine)

par

Gaël POTIN

Composition du jury

Président : Dr. DAGORN Laurent ; IRD, Seychelles

Rapporteurs : Pr. DENEUBOURG Jean-Louis ; Université Libre de Bruxelles
Dr. GERLOTTO François ; IRD, Sète

Examineurs : Pr. BRUGGEMANN Henrich ; Université de la Réunion (Directeur de thèse)
Dr. PETITGAS Pierre ; IFREMER, Nantes
Dr. SORIA Marc ; IRD, La Réunion (Co directeur de thèse)

Mis en page avec la classe thloria.

À mes parents.

*Être supérieur aux autres n'a jamais représenté un grand effort si l'on
n'y joint pas le beau désir d'être supérieur à soi-même.*

Claude DEBUSSY (1862 – 1918)

Résumé

L'objectif général de ce travail est d'améliorer notre compréhension des processus éco-éthologiques qui gouvernent les ressources marines côtières associées à des habitats artificiels. Afin d'appréhender ce système, nous avons tout d'abord présenté une synthèse du fonctionnement écologique des agrégations de poissons trouvées en association avec les habitats artificiels. Nous avons notamment posé la base commune de fonctionnement des deux grands types d'outils d'aide à la pêche que sont les Récifs Artificiels et les Dispositifs de Concentration de Poissons (DCP). Notre travail s'est ensuite focalisé sur l'analyse de la répartition des poissons dans un réseau de DCP côtiers, immergés dans la baie de Saint-Paul. Cette analyse basée sur des campagnes de prospection acoustique, a permis de montrer que l'intensité de la relation d'association variait en fonction de la communauté de poissons considérée (démersale ou pélagique), des différentes phases du nyctémère et du stade de développement des individus (adulte ou juvénile). En particulier, il a été montré que les agrégations des juvéniles étaient plus étendues que les agrégations d'adultes et ce quelle que soit la communauté de poissons étudiée.

Nous avons ensuite présenté les expériences de marquage acoustique effectuées sur les deux espèces représentatives des deux communautés : le *Selar crumenophthalmus* (espèce pélagique) et le *Lutjanus kasmira* (espèce démersale). Les résultats de ces expériences ont permis de spécifier le degré de dépendance aux DCP des espèces sélectionnées. En ce qui concerne le comportement d'association des poissons pélagiques adultes, l'étude détaillée des données a permis de confirmer l'hypothèse du point de rencontre suggérant que les poissons utilisaient le DCP pour se retrouver et pour former des bancs plus gros. L'étude de l'espèce démersale a permis de montrer la forte association des poissons aux structures et de valider l'hypothèse d'une augmentation de l'activité trophique nocturne hors des structures. A partir de ces résultats, une estimation de l'influence de l'intégralité du réseau de DCP a été effectuée et intégrée d'une part, à l'analyse Géostatistique de la répartition des biomasses dans la baie de Saint-Paul et d'autre part, à l'étude de la répartition des biomasses selon les zones sous influence ou hors d'influence des structures. Les résultats sont discutés et montrent notamment qu'il existe une relation linéaire significative entre les biomasses associées et libres.

Nous avons ensuite exploré les parts respectives des effets liés au comportement d'association et aux facteurs abiotiques mesurés : la turbidité et la pente du fond (qui intègre l'effet du courant et de la houle), en intégrant ces facteurs dans un modèle additif gé-

néralisé. Cette étude a montré que l'effet DCP n'est pas systématiquement le facteur influençant le plus la répartition des biomasses dans la baie. Nous avons donc émis l'hypothèse que le DCP est un habitat qui permettrait d'enrichir l'habitat naturel en offrant des nouvelles conditions à des poissons en quête de conditions de vie optimales pour leur survie ou leur confort. Ainsi, concernant les poissons pélagiques, les possibilités supplémentaires qu'apportent les DCP, à la fois de rencontre des congénères mais aussi de protection vis-à-vis des prédateurs, conduiraient les poissons à s'associer à ces structures. Néanmoins, cette hypothèse reste à vérifier, tout autant que celle supposant que le processus amenant les poissons à quitter les DCP pour rejoindre les zones de forte pente serait lié aux conditions trophiques plus avantageuses sur ces zones que sous les DCP. De façon générale, il sera important d'approfondir l'effet des deux principaux facteurs écologiques influençant la dynamique d'agrégation autour des DCP à savoir les conditions trophiques et la prédation car tous deux sont susceptibles d'influencer le comportement d'association. Les perspectives de ce travail sont ainsi envisagées tant sur la possibilité de transposer notre méthodologie aux structures dérivantes que sur l'utilisation des DCP pour l'amélioration et la restauration des habitats naturels.

Mots-clés: Eco-éthologie, comportement d'association, Récif Artificiel, Dispositifs de Concentration de Poissons, Acoustique, Géostatistique

Abstract

The main objective of this work is to improve our understanding of the ecological processes that govern marine resources associated with coastal artificial habitats. To understand this system, we have first presented a synthesis of the aggregation processes of fish found in association with artificial habitats. We described the reasoning approach shared by the two main types of fishery tools that are the Artificial Reefs and Fish Aggregation Device (FAD). Our Work was then focused on the analysis of fish distribution in a network of coastal FADs, moored in St. Paul's bay. This analysis, based on acoustic surveys, has shown that the intensity of association varied depending on the fish community (benthic or pelagic), the diel period and the development stage of the fish (adult or juvenile). In particular, it has been pointed out that whatever the fish community the aggregations of juveniles were more extensive than the adults.

We then described the tagging experiments performed on two representative species : the *Selar crumenophthalmus* (pelagic) and *Lutjanus kasmira* (benthic). The results of these experiments have allowed specifying the fish dependence on FAD. Concerning the associative behaviour of adult pelagic fish, the analyses have confirmed the meeting point hypothesis, suggesting that fish used the FADs to form larger schools. This reinforces the idea that these fish optimize their survival by focusing on social interaction with conspecific. The study of the benthic species has shown a strong association of the fish to the structures and has validated the hypothesis of an increasing trophic activity by night out of the FAD. From these observations, an estimate of the entire FAD network influence has been performed and then input, firstly into the geostatistical analysis of the biomass distribution in the bay, and secondly into the distribution analysis of the biomass as influenced or not by the FAD. This work showed a significant linear relationship between FAD associated and free biomass.

We then explored the contribution of the association behaviour and the environmental factors (turbidity and bottom slope), integrating both into a generalized additive model. This study showed that the FAD effect is not always a prior factor influencing the biomass in the bay. We, therefore, hypothesized that the FAD is a habitat that would enrich the bay by providing new conditions for fish in search of optimal living conditions for their survival or comfort. In general, it will be important to deepen the impact of the two major factors influencing the ecological dynamics of aggregation around FADs namely trophic conditions and predation. In prospect, we could apply our methodology on drifting FADs

and also use our results for improvement and restoration of natural habitats.

Keywords: Eco-ethology, associative behaviour, Artificial Reef, Fish Aggregation Device, Acoustic, Geostatistic

Sommaire

Partie I	Introduction générale	1
	Chapitre 1 Structures artificielles et écologie des poissons associés	9
	Introduction	9
	1.1 Les structures artificielles	10
	1.2 L'effet DCP	18
	1.3 Les hypothèses explicatives	19
	Chapitre 2 Le contexte local	23
	Introduction	23
	2.1 Panorama général du secteur de la pêche à la Réunion	24
	2.2 Les DCP dans la baie de Saint-Paul	26
	2.3 Évolution des facteurs climatiques sur le site d'étude	30
	2.4 Bathymétrie de la baie de Saint-Paul	34
	2.5 Fonctionnement hydrodynamique de la baie de Saint-Paul	36
	2.6 Les panaches turbides	41
	Chapitre 3 L'Acoustique marine : quelques éléments de méthode	47
	Introduction	48
	3.1 L'onde acoustique	48
	3.2 L'acquisition de données acoustiques en halieutique	50
	3.3 Méthodes d'analyse des données de prospection acoustique	55
	3.4 Les méthodes de marquage acoustique	62
Partie II	Analyse de la répartition spatiale dans le réseau de	

DCP	67
Chapitre 4 Présentation des données	69
4.1 Les prospections	69
4.2 Acquisition des données acoustiques	70
4.3 Analyse descriptive des données — Statistiques élémentaires	72
4.4 Analyse des statistiques descriptives	79
Conclusion	82
Chapitre 5 Détermination de la zone d'agrégation autour des DCP	83
5.1 Problématique	83
5.2 Matériel et méthodes	85
5.3 Résultats	86
5.4 Variabilité de la zone d'agrégation des DCP.	94
Conclusion	97
Chapitre 6 Les dynamiques d'agrégation autour des DCP	99
Introduction	99
6.1 Etude de la dynamique d'agrégation du <i>Lutjanus kasmira</i>	100
6.2 Etude de la dynamique d'agrégation du <i>Selar crumenophthalmus</i>	107
6.3 Comparaison des dynamiques d'agrégation	111
Chapitre 7 Analyse des biomasses libres et associées aux DCP	117
Introduction	117
7.1 Intégration de l'influence des DCP	118
7.2 Analyse géostatistique des résidus	128
7.3 Relation entre les biomasse libres et associées aux DCP	133
7.4 Relation entre les densités libres et associées aux DCP	136
7.5 Discussion sur la relation entre biomasses et densités libres et associées	141
Conclusion	144
Partie III Synthèse, conclusions et perspectives	145
Chapitre 8 Intégration des facteurs biotiques et abiotiques	147
Introduction	148

8.1	Méthode statistique	150
8.2	Résultats	150
8.3	Discussion	159
	Chapitre 9 Discussion générale, conclusions et perspectives	163
9.1	Discussion générale	163
9.2	Conclusion et perspectives	169
	Références bibliographiques citées	173
	Table des figures	183
	Liste des tableaux	187

Première partie
Introduction générale

Le comportement animal est défini comme « l'ensemble des réactions objectivement observables qu'un organisme généralement pourvu d'un système nerveux exécute en réponse aux stimulations du milieu, elles-mêmes objectivement observables » (BLOCH *et al.*, 1994). L'éthologie est une discipline scientifique introduite par Konrad LORENZ et Niko TINBERGEN en 1963 qui se sont efforcés d'étudier le comportement naturel des animaux. Quatre niveaux de causalité sont identifiés en éthologie et sous-tendent les études sur le comportement animal (GUYOMARC'H, 1995) :

- Quelles sont les causes immédiates du comportement ?
- Quelle est sa valeur de survie ?
- Comment s'est-il mis en place au cours de l'ontogenèse ?
- Comment s'est-il mis en place au cours de la phylogenèse ?

Par la suite, l'éthologie s'est enrichie des progrès de la biologie évolutive pour développer une approche plus adaptationniste basée sur les concepts néo-darwiniens (DANCHIN *et al.*, 2005). Le rapprochement entre la science du comportement (notamment du comportement social) et la biologie des populations a conduit les éthologistes à considérer le comportement comme le résultat de processus de décision modelés par la sélection naturelle tendant à maximiser l'aptitude phénotypique des individus. C'est la synthèse entre cette approche et l'analyse économique de l'exploitation des ressources qui a jeté les bases écologiques et évolutives des études comportementales et donné ainsi naissance à l'écologie comportementale.

Ainsi, les quatre niveaux de causalité identifiés en éthologie peuvent, dans cette perspective éco-éthologique, se réduire à une seule dichotomie avec la distinction entre les causes distales et les causes proximales des comportements animaux. Les causes distales désignent les mécanismes qui, au cours de l'histoire d'une espèce animale donnée, ont sélectionné l'apparition de tel ou tel comportement dans le répertoire comportemental de l'espèce en question. Les causes proximales désignent les raisons qui font que dans un contexte particulier, tel animal va se comporter de telle ou telle façon. Ces raisons étant examinées sous un angle utilitaire à savoir : comment survivre et se reproduire ?

Cette dichotomie, à la base des études d'écologie comportementale rend parfaitement compte de la propriété intégrative des comportements en tant que processus de décision amenant les animaux à ajuster leur état et leur situation selon les variations du milieu. Dans ce cadre, un des principes de l'écologie comportementale permettant de décrire l'organisation et le fonctionnement du monde animal est de partir du constat que les animaux ne sont pas distribués au hasard dans leur milieu. Ils se rencontrent et se regroupent pour se reproduire mais aussi pour partager des ressources ou se protéger contre les prédateurs. Ces groupes peuvent être permanents ou temporaires, et peuvent avoir un fonctionnement complexe. Selon les caractéristiques de cohésion, de connectivité, de perméabilité du

groupe et de répartition des tâches entre les individus qui le composent, on peut classer les groupes « sociaux » selon différents niveaux de hiérarchie (IMMELMANN et BEER, 1989), le plus simple étant la foule et le plus complexe étant le groupe social individualisé (ex : les sociétés de primates). Les groupes apparaissent de manière simultanée et indépendante chez beaucoup d'espèces animales, ce qui suggère une réussite évolutive et une haute valeur adaptative de ce comportement (PARRISH et HAMNER, 1997; KRAUSE et RUXTON, 2002).

La vie en groupe présente des avantages mais aussi des inconvénients. Parmi les avantages potentiels, on peut citer une meilleure résistance face à la pression de prédation. Le groupe permet en effet une dilution de ce risque de prédation entre ses membres, il permet également d'augmenter la vigilance du groupe tout en diminuant les budgets temps individuels liés à la vigilance laissant la place à d'autres activités (nourrissage, reproduction). Le comportement de groupe représente donc une adaptation au milieu et permet aux espèces de se maintenir même dans des milieux a priori peu propice à leur développement.

Dans le milieu marin, et notamment dans le milieu pélagique qui est particulièrement homogène, le comportement de groupe représente un avantage certain pour les espèces marines. Le comportement grégaire le plus connu chez les poissons est le banc. Il peut-être défini comme un regroupement provisoire d'individus, généralement de la même espèce et de la même taille. Les membres du banc, unis par une attraction mutuelle, présentent différents degrés de coordination qui leur permettent de nager en groupe polarisé ou non ; ils maintiennent constamment des contacts, le plus souvent visuel, et peuvent manifester à n'importe quel moment des actions organisées qui sont autant de conduites biologiques utiles pour tous les membres du groupe (SORIA, 1994; PARRISH et HAMNER, 1997).

Ce comportement des poissons, s'il est un avantage évolutif, a également rendu les espèces vivant en bancs très sensibles à la pêche. Le développement des techniques de pêche (sondeur, chalut, etc...) a conduit à une forte augmentation des captures mondiales de petits pélagique formant des bancs comme les harengs, les anchois, les maquereaux ou les sardines. Les captures moyennes de petits poissons pélagiques sur les 5 dernières années (2003-2007) atteignaient un peu plus de 30 millions de tonnes par an soit à peu près 47 % des captures de poissons de mer et 35 % du total des captures mondiales (FAO). Les espèces plus grandes comme les thons ne sont pas épargnées par ce phénomène. Les pêcheries se développent et s'adaptent de mieux en mieux au comportement des poissons. On peut notamment citer le cas des pêcheries sous DCP (Dispositif de Concentration de Poissons). Cette pêcherie cible préférentiellement les thons et s'est développée à travers le monde depuis les années 1980. Cette pêcherie à elle seule capture actuellement un million de tonnes par an et montre une nette tendance à l'augmentation dans tous les océans (FONTENEAU *et al.*, 2000).

Ces pêcheries exploitent un comportement bien connu des pêcheurs, le « comportement agrégatif » (IBRAHIM *et al.*, 1996; MILLER, 2002). Ce comportement d'association entre les poissons, qu'ils soient en banc ou non et les objets flottants, est décrit dans la littérature pour la première fois 200 ans avant J.C. par le poète Oppien (TAQUET, 2004). Les pêcheries associées à ces DCP ont pris tellement d'ampleur ces dernières années que certains auteurs décrivent déjà des modifications des populations ciblées par cette technique de pêche (modifications des chemins de migration, des régimes alimentaires, des taux de croissance et des indices de condition corporelle) (BROCK, 1985; MARSAC *et al.*, 2000; TAQUET, 2004; HALLIER et GAERTNER, 2008).

Dans de telles conditions, le comportement d'association des groupes de poissons vis-à-vis de ces structures peut devenir un phénomène contre adaptatif. L'utilisation de ces structures à grande échelle pourrait alors mener à un véritable piège écologique (MARSAC *et al.*, 2000; SCHLAEPFER *et al.*, 2002).

La difficulté à comprendre ce type de changement et à le prédire provient en grande partie de nos lacunes dans la compréhension du fonctionnement des écosystèmes marins et notamment de la difficulté d'évaluer l'impact des interactions entre les poissons et leur milieu. Or ces interactions sont d'une importance capitale pour mieux comprendre et anticiper les réponses adaptatives des espèces concernées lors des modifications du « paysage marin » ou des bouleversements des équilibres naturels. Une réflexion sur les interactions qui existent entre une population et son milieu au sens large (pêche comprise) a donc été entreprise depuis une vingtaine d'années dans la communauté des halieutes (FRÉON et MISUND, 1999). Cette réflexion a amené plusieurs équipes de scientifiques à travailler en particulier sur le comportement des poissons autour des structures artificielles.

De nombreuses recherches ont permis, dans un premier temps, de lister les facteurs susceptibles de modifier l'effet des structures artificielles et d'expliquer les variations observées. Une synthèse de ces travaux a été faite par DEMPSTER et TAQUET (2004). Parmi ces facteurs, on peut citer l'espèce en particulier ou le groupe d'espèce selon par exemple que l'on parle des thonidés ou des sardines, des poissons pélagiques, démersaux ou coralliens. La période du cycle biologique de ces espèces, selon qu'elle concerne des poissons juvéniles ou adultes. La période du nyctémère (jour ou nuit) dont l'effet joue sur le comportement des poissons. Un ensemble de facteurs abiotiques tels que le vent, la houle, le courant ou la turbidité. La structure, la taille ou l'architecture des structures artificielles, la richesse trophique du milieu, la présence de prédateurs ou d'autres espèces. Le thon jaune (*Thunnus albacares*) par exemple n'a jamais été observé seul sous les DCP mais le plus souvent en association avec le listao (*Katsuwonus pelamis*; L. DAGORN, comm pers). Les résultats sur l'effet positif, négatif ou nul de ces facteurs sont parfois contradictoires car le plus souvent ils interagiraient (en s'annulant ou en s'ajoutant) et il est

donc difficile d'extraire l'effet spécifique de chaque facteur. Ainsi si, comme nous l'avons vu précédemment, les propriétés attractives, protectrices ou agrégatives des structures artificielles sont observées depuis longtemps, les effets du milieu naturel et sur le milieu naturel et les avantages possibles de ces structures en terme de survie des espèces mais aussi de réhabilitation des habitats doivent être précisées. De ces premières observations sont nées plusieurs hypothèses permettant d'expliquer le phénomène.

Dans cet effort de recherche, la contribution de notre étude a consisté à mesurer la variabilité de l'effet DCP selon la période du nyctémère (jour/nuit), la période du cycle biologique (adulte/juvénile) et le groupe d'espèces (pélagique/démersaux), puis à quantifier l'effet DCP sur la répartition spatiale de la biomasse, pour enfin évaluer l'effet de ces structures agrégatives par rapport à deux autres facteurs susceptibles d'influencer cette répartition à savoir le facteur houle+courant et la facteur turbidité.

Pour cela, nous avons étudié la distribution spatiale de poissons grégaires récifaux et pélagiques côtiers dans un réseau de structures artificielles. Une synthèse des travaux sur le fonctionnement des structures artificielles et l'écologie des poissons associés est présentée dans le premier chapitre de cet ouvrage. L'habitat ciblé pour cette étude est celui de la Baie de Saint-Paul à La Réunion qui présente la particularité d'abriter de nombreuses structures artificielles. Cette baie est le siège de nombreuses activités socio professionnelles dont notamment : une pêche artisanale à la senne de plage et une activité aquacole *off-shore*. Ainsi, dans le but d'une gestion intégrée de cette zone il est important d'apporter une meilleure compréhension des stratégies d'occupation spatiale des poissons qui y vivent. Dans le contexte décrit précédemment nous nous attacherons à éclaircir plusieurs points. Tout d'abord nous présenterons le contexte locale (chapitre 2) en décrivant succinctement le secteur de la pêche à La Réunion et en définissant les facteurs externes abiotiques (environnementaux) et biotiques (biologiques) qui influencent les peuplements associés aux structures artificielles de la baie de Saint-Paul. Nous présenterons la bathymétrie et le régime hydrodynamique de la baie et l'évolution de la turbidité et de la température de fond et de surface afin de détecter les variations du système général des courants, les périodes d'enrichissement et les remontées d'eau profonde. Après un chapitre présentant les méthodes utilisées (chapitre 3), nous présenterons les résultats obtenus à partir de campagnes de prospection acoustique et les caractéristiques générales de la répartition spatiale de l'indice acoustique représentatif de la biomasse, dans la baie, de jour et de nuit (chapitre 4). Cette étude nous amènera à décrire plus en détails comment les poissons associés aux structures artificielles interagissent avec ces structures (chapitre 5) et avec leurs congénères (chapitre 6). Cette recherche nous conduira à présenter les résultats obtenus à partir de deux méthodes de marquage acoustique sur deux espèces cibles choisies, chacune pour un intérêt particulier : le «Ti jaune» (*Lutjanus kasmira*), comme espèce

démersale et le « Pech'cavale » (*Selar crumenophthalmus*), comme espèce pélagique. En intégrant les acquis de ces études nous chercherons à comprendre comment les poissons des espèces récifales et pélagiques de la baie occupent l'espace dans un réseau de structures artificielles. L'analyse et les résultats de ce travail en Géostatistique ainsi que la comparaison entre les indices acoustiques de biomasse associée aux DCP et hors des DCP sont présentés dans le chapitre 7. Le chapitre 8 sera dédié à une synthèse des résultats en intégrant les facteurs biotiques et abiotiques étudiés. Ce chapitre nous permettra de présenter, dans la dernière partie (chapitre 9), une synthèse de nos travaux et les perspectives qu'ils ouvrent. L'objectif général de ce travail est d'améliorer notre compréhension des processus éco-éthologiques qui gouvernent les ressources marines côtières associées à ces structures. Les connaissances acquises devront contribuer à l'utilisation rationnelle des structures artificielles en aquaculture et pour l'exploitation par pêche et permettront d'envisager l'utilisation de ces dispositifs dans le cadre d'une gestion durable et partagée des ressources.

Chapitre 1

Fonctionnement des structures artificielles et écologie des poissons associés

Sommaire

Introduction	9
1.1 Les structures artificielles	10
1.1.1 Les Récifs Artificiels	10
a) Le débat attraction – production	12
Le recrutement larvaire	14
Les migrations post recrutement	14
1.1.2 Les Dispositifs de Concentration de Poissons	15
a) Nature des agrégations trouvées sous les DCP	15
b) Structuration spatiale des peuplements	16
1.2 L'effet DCP	18
1.3 Les hypothèses explicatives	19

Introduction

Dans cette partie nous décrirons les principaux types de structures artificielles utilisées par les pêcheurs. Nous verrons les similitudes et les différences existant dans le fonctionnement de ces types de structure afin de proposer un cadre de réflexion commun à ces outils. A partir de ce cadre nous explorerons les hypothèses qui ont été développées pour expliquer les rassemblements de poissons autour de ces objets et nous discuterons des fac-

teurs biotiques et abiotiques qui influencent la structure spatio-temporelle des agrégations de poissons autour des structures artificielles.

1.1 Les structures artificielles

Il existe deux grands types de structures artificielles : le récif artificiel et le dispositif de concentration de poissons (DCP). Ces types ont en commun d'être fabriqués par l'homme à partir de matériaux naturels ou non, et d'être utilisés principalement comme un outil de pêche. Les pêcheurs tirent en effet profit de la faculté des poissons à se rassembler autour de ces objets pour améliorer en particulier l'accessibilité à la ressource (BUCKLEY, 1989; MILLER, 2002). La différence entre ces structures est que la première est utilisée à proximité des côtes, généralement disposée sur le fond des mer, alors que la deuxième est utilisée plus au large et se situe généralement dans la masse d'eau.

1.1.1 Les Récifs Artificiels

Les récifs artificiels sont définis comme des objets d'origine naturelle ou issus de l'activité humaine, disposés au fond de l'eau pour influencer les processus physiques, biologiques ou socioéconomiques associés aux ressources marines (SEAMAN, 2000). Les matériaux utilisés vont de simples souches d'arbres posées au fond, jusqu'aux modules en bétons déployés en réseau complexe afin d'offrir le plus de tailles différentes de refuges possibles (Fig. 1.1 a).

L'utilisation de ces structures n'est pas nouvelle. Au Japon, elle remonte au Moyen Âge alors qu'elles n'apparaissent en France qu'à la fin des années 60 (JENSEN, 2002). Depuis, ces structures ont évolué et se sont diversifiées dans le monde entier. SEAMAN (2002) recense des projets de mise à l'eau de récifs artificiels dans au moins 36 pays, répartis dans toutes les mers du monde. Si l'objectif premier de ce type de structure a été d'améliorer la gestion des pêcheries, les récifs artificiels ont été mis, par la suite, à contribution pour bien d'autre but. On peut notamment citer des essais concluant dans l'amélioration de la qualité des eaux et la restauration des écosystèmes (SEAMAN, 2000; MILLER, 2002).

Dans la majorité des études sur les peuplements associés aux récifs artificiels, un constat se dégage : après leur installation, on observe une augmentation des abondances et de la diversité des espèces aux abords des structures, qu'elles soient benthiques ou pélagiques (MATSUMOTO *et al.*, 1981; BUCKLEY, 1989; PICKERING et WHITMARSH, 1997; OSENBERG *et al.*, 2002). De ce constat d'efficacité, la principale question posée a été : d'où provient cette biomasse ?

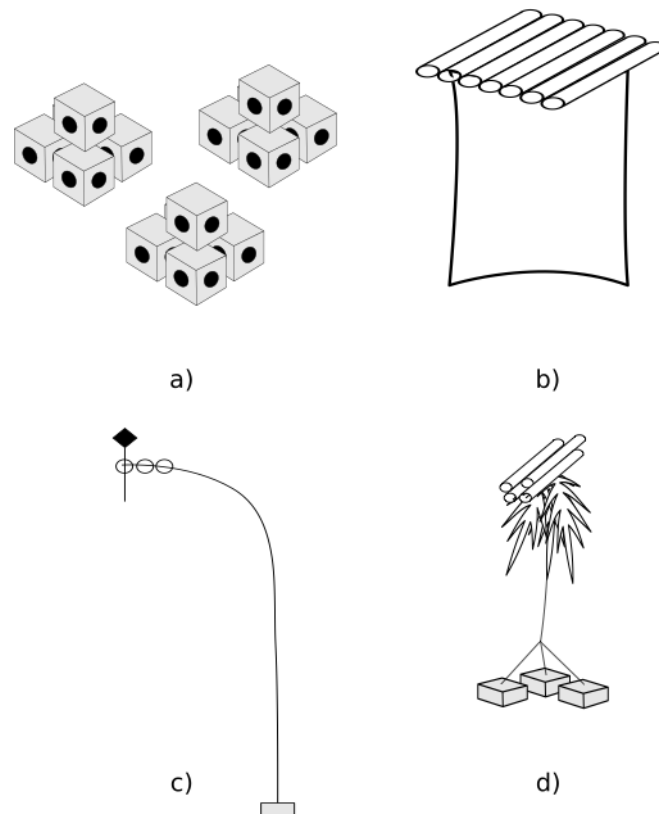


FIG. 1.1 – Exemple des principaux types de structures artificielles immergées. a) récif artificiel ; constitué d'un agencement de modules en béton. b) DCP dérivant ; il est constitué d'un radeau (bambou) et d'une partie immergée (ici nappe de filet). c) DPC fixe de type semi-lourd ; le dispositif attractif est constitué de bouées en surface. d) structure de type mixte ; elle propose un abris au niveau du système d'ancrage et au niveau des feuilles de palmes en sub-surface.

a) Le débat attraction – production

L'un des principaux débats concernant le fonctionnement des récifs artificiels est lié à la dynamique des peuplements qui y sont associés. Selon certains auteurs, l'augmentation de biomasses trouvées sur les récifs artificiels proviendrait d'une production de biomasse, alors que pour d'autres elles seraient la conséquence d'une simple attraction de la biomasse alentour (PICKERING et WHITMARSH, 1997; OSENBERG *et al.*, 2002). Ces deux hypothèses sont résumées sur la figure 1.2.

Selon l'hypothèse de l'attraction (Fig. 1.2 A), les structures artificielles n'influenceraient la distribution spatiale des poissons qu'en les attirant depuis les zones naturelles. Dans ce cas, la production des récifs artificiels ne ferait que compenser la perte de production des récifs naturels. L'hypothèse de production de biomasse (Fig. 1.2 B) se base sur le principe d'une augmentation de l'habitat disponible pour le recrutement larvaire. Les structures artificielles permettraient alors une augmentation de la capacité biotique du milieu. Dans ce cas de figure, plus on installera de récifs artificiels, plus on augmentera la production globale des récifs (naturels + artificiels).

Il est évident que ces deux hypothèses se situent aux extrémités d'un *continuum*, et que toutes les situations peuvent être rencontrées (PICKERING et WHITMARSH, 1997). Il est néanmoins important de pouvoir déterminer les processus entrant en jeu dans la dynamique des peuplements associés aux structures artificielles. En effet, les deux extrémités de ce *continuum* n'impliquent pas les mêmes conséquences en terme de gestion des stocks. Si les structures artificielles ne contribuent qu'à l'attraction des ressources vivantes (hypothèse d'attraction), ils vont faciliter leur exploitation (halieutique) en favorisant l'accès au stock sans, en contrepartie, créer de la nouvelle biomasse. Ce type de configuration pourrait alors aboutir à une surexploitation des stocks de poissons. À l'inverse, si les structures artificielles représentent un nouvel habitat et qu'elles produisent de la biomasse (hypothèse de production), elles permettraient alors de diminuer l'exploitation des récifs naturels en détournant vers elles les efforts de pêche.

Afin de mieux cerner les principes amenant à ces deux hypothèses, il est nécessaire d'intégrer les différents aspects intervenants dans la régulation des populations de poissons trouvées sur ces récifs artificiels. Ainsi SANTOS *et al.* (2002) définissent les peuplements de poissons autour des récifs artificiels selon que les espèces concernées utilisent ces structures pendant une partie de leur cycle de vie ou seulement à certains moments de leur développement. Les peuplements sont alors soit :

- Résidents,
- transitoires,
- ou occasionnels.

Les processus de colonisation des récifs artificiels pouvant se faire par les larves pen-

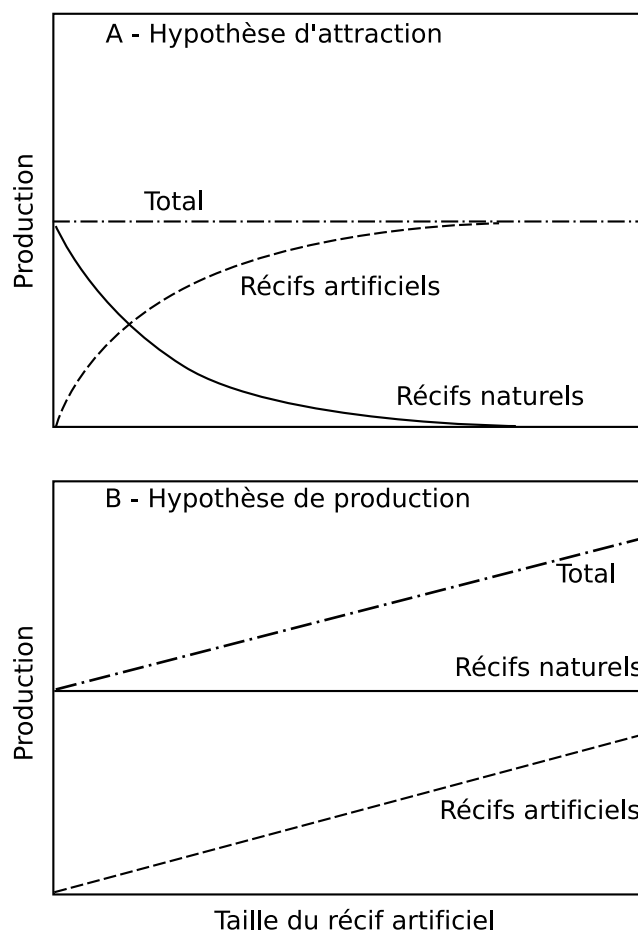


FIG. 1.2 – Représentation schématique de l'évolution de la biomasse entre les récifs artificiels et naturels en fonction de la taille des récifs artificiels, sous deux hypothèses : A – L'hypothèse d'attraction ; B – L'hypothèse de production – d'après (OSENBERG *et al.*, 2002).

dant les épisodes de recrutement (SALE, 1991) ou par les adultes lors de mouvements de migration.

Le recrutement larvaire Il existe deux modèles de régulation des populations en rapport avec le recrutement larvaire (DURVILLE *et al.*, 2002).

- Un modèle de « recrutement limitant » basé sur la limitation de l'apport larvaire sur les récifs alors que les ressources et l'habitat sont toujours en quantité suffisante.
- Un modèle de « compétition » basé sur la compétition inter-spécifique et intra-spécifique pour les ressources et l'habitat, avec une présence de post-larves en excès sur les récifs.

Les populations adultes seraient en fait régulées par le modèle de recrutement limitant jusqu'à un certain seuil. Lorsque ce seuil serait atteint ou dépassé, le modèle de compétition interviendrait. Sur les récifs artificiels jeunes, les premières colonisations sont faites par des juvéniles (FLORENCE *et al.*, 1988). Une fois établis sur les structures, les principales limites à la survie de ces juvéniles (et recrues) sont la prédation, et dans une moindre mesure la compétition (FLORENCE *et al.*, 1988). Ainsi, le principal facteur influençant la réussite du recrutement sur une structure serait sa capacité à fournir des refuges contre cette prédation. Plusieurs études vont dans ce sens, et montrent que la taille des refuges et plus généralement la complexité architecturale des structures permet une meilleure survie des individus juvéniles (BROCK et KAM, 1994; HERRERA *et al.*, 2002). Si ces jeunes recrues arrivent à se maintenir et à effectuer la totalité de leur cycle sur les récifs artificiels, on se trouve alors dans un cadre compatible avec l'hypothèse de production décrite dans la section précédente.

Les migrations post recrutement Aux îles Canaries, HERRERA *et al.* (2002) montrent qu'avant l'installation de récifs artificiels, les zones sableuses n'étaient occupées que par 15 espèces. Après l'installation des récifs, 53 espèces étaient retrouvées dans ces zones. Les auteurs notent également que toutes les espèces présentes sur la zone côtière se sont retrouvées sur les récifs artificiels et que les récifs ont probablement été colonisés par des alevins, des juvéniles et des adultes depuis les zones naturelles, montrant que le recrutement larvaire n'est pas le seul phénomène qui influence la colonisation des structures.

Ce type de migration post-recrutement est décrit dans les travaux de COCHERET DE LA MORINIÈRE *et al.* (2002, 2003). Leurs travaux montrent que dans des zones coralliennes évoluées (mangroves + récifs naturels) proposant une multitude d'habitats différents, il existe des schémas de migration en rapport avec le développement ontogénique des espèces. En effet, leur étude montre que dans ces milieux, les larves et les juvéniles se retrouvent majoritairement dans les zones de mangroves, alors que les individus adultes

se rencontreraient davantage dans les zones coralliennes. Cette étude montre que les individus sont capables de changer d'habitat au cours de leur développement et que ce changement peut se faire par des processus de migration sur de grandes distances et de manière systématique selon les espèces. COCHERET DE LA MORINIÈRE *et al.* (2002, 2003) montrent également que lors de ces mouvements, les individus de grosse taille montrent un comportement migratoire diurne sur des distances bien plus grandes que pour des individus de taille inférieure. Les motivations pouvant entraîner ces migrations diffèrent selon le stade de vie. Les larves, pendant le recrutement, privilégieraient les habitats leur procurant des refuges contre la prédation ; les juvéniles sélectionneraient les sites propices à leur développement, alors que les adultes préféreraient des sites favorables à la reproduction (CHENEY et CÔTÉ, 2003). Selon l'habitat concerné, il est donc tout à fait possible d'assister à une colonisation par les adultes, ou de voir des départs d'individus juvéniles. HERRERA *et al.* (2002) évoquent également la possibilité de phénomènes d'émigration causés par le manque de diversité de la taille des refuges sur ces récifs artificiels. Si ces comportements de migrations post-recrutements sont observés sur les récifs artificiels on comprend alors que les populations qui se trouvent sur ces structures ne dépendent plus uniquement des recrutements, mais que les récifs artificiels sont des systèmes ouverts soumis à des processus d'immigration et d'émigration. En considérant ce deuxième aspect de la dynamique des populations associées aux récifs artificiels l'hypothèse d'attraction devient plausible.

1.1.2 Les Dispositifs de Concentration de Poissons

Tout objet, animé ou inanimé, rompant la monotonie du biotope pélagique peut être qualifié de Dispositif de Concentration de Poissons (DCP). Les poissons y sont plus abondants, s'y trouvent en banc de grande taille et sont facilement capturables (FRÉON et MISUND, 1999). À l'origine, les pêcheries tropicales utilisant ces DCP se trouvaient à proximité des embouchures de rivières où les débris végétaux étaient nombreux. Les premiers DCP étaient donc d'origine naturelle et de taille relativement modeste. Actuellement, les DCP sont pour la plupart fabriqués par l'homme. Ils peuvent être dérivants en plein océan (Fig. 1.1 b) ou ancrés à proximité des côtes (Fig. 1.1 c). Ces DCP ancrés peuvent être des structures semi lourdes comme ceux qui sont présents à la Réunion ou aux Antilles, ou des structures lourdes comme c'est le cas au Japon.

a) Nature des agrégations trouvées sous les DCP

CASTRO *et al.* (2002) référencent 333 espèces de poissons appartenant à 96 familles en association avec les dispositifs de concentration de poissons. De ces 96 familles, celle

des Carangidés est la plus souvent décrite en association (ROUNTREE, 1990; ROOKER *et al.*, 1997; CASTRO *et al.*, 1999; D'ANNA *et al.*, 1999; DEUDERO *et al.*, 1999; CASTRO *et al.*, 2002; DEMPSTER, 2005). Sur ces 333 espèces, beaucoup sont observées sur les DCP ancrés à proximité des côtes. Cette liste se réduit à une vingtaine d'espèces pour les DCP hauturiers, et reste identique pour toute la zone inter tropicale (TAQUET, 2004). Le point le plus important est que les espèces trouvées sous les DCP sont principalement observées à l'état de juvéniles (CASTRO *et al.*, 1999; DEUDERO *et al.*, 1999; CASTRO *et al.*, 2002).

Lors du déploiement d'un DCP dans le milieu pélagique, on observe un peuplement rapide de la structure avec une colonisation par des juvéniles quelques jours seulement après la mise à l'eau (DEUDERO *et al.*, 1999). Suite à cette colonisation rapide les populations se structurent et les abondances trouvées sous les DCP suivent une évolution saisonnière dictée par les périodes de ponte de chaque espèce (DEUDERO *et al.*, 1999; DEMPSTER, 2005).

b) Structuration spatiale des peuplements

FRÉON et DAGORN (2000) proposent une classification des peuplements associés aux récifs artificiels selon leur distance par rapport aux structures :

- Intranatants ; pour les communautés se trouvant entre 0 et 2 m des structures.
- Extranatants ; pour ceux se trouvant dans la zone des 2-50 m.
- Circumnatants ; pour ceux se trouvant au-delà des 50 m.

En général, les poissons observés autour de ces structures sont spatialement distribués en fonction de leur taille, avec les individus de petite taille à proximité de la structure. ROUNTREE (1990) analyse cette répartition des différentes populations trouvées sur des DCP de pleine eau. Selon lui, la position des poissons par rapport à un DCP résulte d'une compétition interspécifique entre, d'un côté l'accès à la ressource (plancton) et de l'autre la protection contre les prédateurs. Les bancs constitués de gros individus seraient donc moins dépendants des DCP pour l'abri et pourraient se positionner en amont du courant pour obtenir de meilleures ressources alimentaires que les bancs constitués d'individus de plus petite taille. Si cette relation de compétition interspécifique existe, les travaux de JOSSE *et al.* (2000) montrent que la compétition s'exprime également au niveau de la même espèce. L'étude de la répartition des thons autour des DCP de Polynésie montre que ceux-ci se répartissent en trois types d'agrégation en fonction de leur distance au DCP et de la profondeur où elle se maintient. Une première couche, profonde et diffuse, est composée des individus les plus gros (principalement des *Thunnus alalunga*) ; une couche intermédiaire, avec des poissons de taille moyenne (*Thunnus albacares*), se maintient aux alentours du DCP ; et une troisième couche, plus dense, composée des individus les plus petits (*Thunnus obesus* et *Thunnus albacares*) évolue à proximité du DCP (Fig 1.3).

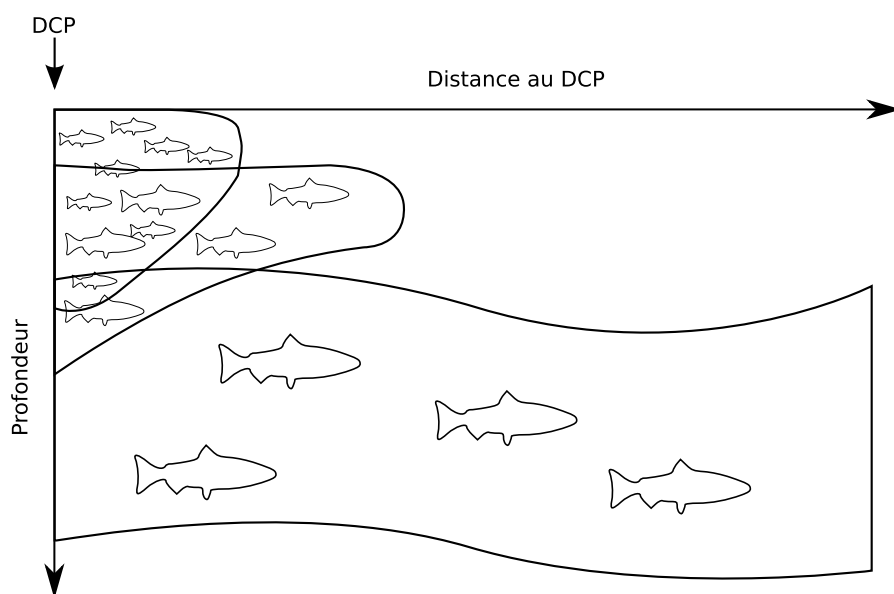


FIG. 1.3 – Schématisation de la répartition des bancs de thons trouvés sous les Dispositifs de Concentration de Poissons. Repris de JOSSE *et al.* (2000).

1.2 L'effet DCP

Les récifs artificiels et les dispositifs de concentration de poissons sont tous deux des outils mis en place par l'homme dans un but de modification de l'environnement marin. Que ce soit dans le but de faciliter la pêche, d'aménager des zones de pêche nouvelles, de diminuer l'impact anthropique sur des zones naturelles ou tout simplement d'offrir des sites récréatifs pour les pêcheurs amateurs ou pour les plongeurs, ces structures ont en commun d'utiliser l'aptitude naturelle des poissons à s'agréger autour des objets. (CASTRO *et al.*, 2002) définissent le comportement associatif comme la relation spatiale entre un animal (ou un groupe d'animaux) d'une espèce et un animal d'une autre espèce ou un objet, basée sur la décision pour au moins une des deux parties de maintenir le contact dans un but autre que la prédation. FRÉON et DAGORN (2000) étendent cette définition à toute anomalie de l'environnement marin. Ce comportement associatif se traduit par une association (ou une agrégation), entre animaux, ou entre animaux et objets.

La différence entre les termes d'association et d'agrégation est subtile et peut se résumer à une différence de motivation dans la relation d'association. Concernant la relation entre poissons et objets, les deux termes ont des connotations différentes en fonction de la distance entre les poissons et l'objet, mais aussi, en fonction du degré de dépendance vis-à-vis de la structure. Les poissons agrégés à un objet sont ceux qui se tiennent très près de la structure et qui montrent un très haut degré de dépendance à sa présence (nourriture, refuge, etc). Les poissons associés aux structures sont ceux qui se maintiennent à une plus grande distance (10–100 m), et ne démontrent pas de dépendance marquée ou vitale à sa présence. En milieu naturel, le résultat de ces comportements d'association et/ou d'agrégation se traduit par une probabilité plus importante de rencontrer des individus au voisinage de la structure.

GIRARD *et al.* (2004) expliquent cette probabilité supérieure de rencontrer un poisson à proximité d'un DCP de deux manières :

- Un flux important de poissons se dirigeant vers la structure, mais ne restant pas nécessairement longtemps près de la structure.
- Un temps de résidence élevé autour de la structure.

Ainsi le nombre d'individus sous la structure (N) serait le résultat du produit du flux net d'individu (F) par le temps individuel moyen passé dans la zone (T). Une zone (ou une structure) est attractive quand elle possède un flux net (F) important. Ainsi les fortes densités autour d'un DCP ou d'un récif artificiel s'expliquent par un fort flux vers lui (zone attractive) et/ou par un temps de résidence élevé (zone agrégative). Si un flux entrant important de poissons augmente la probabilité de présence, l'effet attractif seul ne permet pas de maintenir les poissons autour d'une structure. Il faut que les individus diminuent,

un tant soit peu, leur vitesse de nage aux abords de la structure afin d'augmenter leur temps de résidence.

L'effet conjoint de l'attraction vers les structures et de l'agrégation autour de ces structures peut induire dans certaines situations des bouleversements importants. C'est tout au moins l'interprétation que l'on peut faire de l'hypothèse avancée par certains auteurs (MARSAC *et al.*, 2000; HALLIER et GAERTNER, 2008) pour expliquer la plus faible croissance et un facteur de condition moins élevé des thons associés aux DCP dérivants par rapport aux thons libres. En effet, d'après ces auteurs, une trop forte concentration de DCP dérivants dans une zone pourrait piéger les individus dans le réseau dense de DCP ainsi formé et les contraindre à rester dans un habitat peu propice à leur survie ou à leur reproduction. Cette hypothèse est liée à celle du piège écologique qui suppose qu'il peut exister dans certaines conditions un découplage entre l'individu et son environnement conduisant à des comportements aberrants ou inappropriés chez ces premiers (SCHLAEPFER *et al.*, 2002; BATTIN, 2004; ROBERTSON et HUTTO, 2006).

Les différences entre les deux types de structure décrites au début de ce chapitre n'étant pas d'origine comportementale mais liées à leur localisation en mer et donc à l'habitat (le récif artificiel est déployé dans l'habitat marin côtier alors que les DCP sont davantage utilisés dans l'habitat marin hauturier), les espèces concernées par ces structures seront celles qui occupent ces habitats et dépendront donc de l'environnement abiotique et biotique rencontré. Néanmoins, dans la suite de ce travail (sauf cas particulier) et dans un souci de simplification nous nommerons ces deux structures par le terme générique faisant référence à leur effet sur la faune marine, celui de DCP, pour dispositif de concentration de poisson. Nous avons vu que selon l'habitat (côtier ou hauturier) et selon l'espèce (démersale ou pélagique) considérée, différentes raisons peuvent être avancées pour expliquer l'association aux structures. Nous verrons cependant, dans le chapitre suivant, que ces raisons peuvent se résumer à une seule et même cause : faciliter la survie des espèces dans des habitats où les contraintes de prédation ou de dispersion sont fortes.

1.3 Hypothèses explicatives des regroupements observés autour des DCP

Il existe plusieurs hypothèses pouvant expliquer les regroupements de poissons autour des DCP. Ces hypothèses ont été développées à partir des études des DCP côtiers et hauturiers mais selon les définitions faites par les auteurs, les hypothèses que nous allons présenter sont aisément transposables à l'ensemble des structures artificielles immergées. Les cinq hypothèses majeures sont (FRÉON et DAGORN, 2000) :

Refuge contre les prédateurs L'objet peut être utilisé par les proies pour se protéger des prédateurs (SUYEHIRO, 1952; GOODING et MAGNUSON, 1967).

La concentration de nourriture Un objet flottant ou un mont sous-marin agrège des proies sur lesquelles des grands pélagiques peuvent s'alimenter (GOODING et MAGNUSON, 1967).

Indicateur de richesse du milieu Les objets flottants naturels sont souvent des indicateurs de zones productives (HALL, 1992).

Orientation spatiale Les objets flottants sont des références spatiales autour desquelles les poissons peuvent s'orienter dans un environnement pélagique monotone (KLIMA et WICKHAM, 1971).

Le point de rencontre Énoncé pour les thons, elle dit que les objets flottants sont utilisés pour augmenter le taux de rencontre entre individus isolés ou entre bancs de petite taille (FRÉON et MISUND, 1999).

Ces hypothèses n'étant pas exclusives, FRÉON et DAGORN (2000) puis CASTRO *et al.* (2002) proposent une généralisation des hypothèses précédentes en rapport avec le statut agrégé ou associé des poissons. Selon CASTRO *et al.* (2002) les poissons agrégés aux objets dérivants pourraient bénéficier des mouvements de dérive vers les convergences de courant où s'accumulent les ressources en nourriture (plancton). Ces objets seraient des indicateurs de routes de migration favorable pour la survie et également pour la dispersion des larves. Ces « véhicules » offrirait par la même occasion des refuges, diminuant l'efficacité de la prédation, et produisant dans le même temps une ressource de nourriture autre que le plancton. Ces objets flottants agiraient donc comme des substituts de substrat récifal pour les poissons non adaptés au milieu pélagique. Cet habitat temporaire leur permettrait d'atteindre une taille suffisante pour être intégré à l'habitat des adultes par des processus de migration post-recrutement. Cette hypothèse expliquerait le fait que la grande majorité des poissons retrouvés autour des objets flottants (ancrés et dérivants) sont des juvéniles (CASTRO *et al.*, 1999; DEUDERO *et al.*, 1999; CASTRO *et al.*, 2002).

Pour FRÉON et DAGORN (2000), les espèces pélagiques, généralement des grands migrateurs comme les thons, utiliseraient les objets flottants comme des points de rencontre pour augmenter les taux de rencontre entre individus isolés ou les petits bancs, et former ainsi des bancs de taille optimum avant de reprendre leur route de migration. Ces espèces étant a priori moins dépendantes des structures, leur comportement vis-à-vis de ces dernières pourrait être qualifié d'association.

Le point commun à ces deux hypothèses est que les structures deviennent des substituts choisis par les poissons en l'absence d'une unité fonctionnelle favorable à leur survie. Cette unité fonctionnelle étant tout simplement un habitat pour les espèces récifales ou

non adaptées à la vie pélagique, ou le groupe (banc, agrégation) pour les espèces pélagiques. Cet habitat temporaire serait utilisé tant que des meilleures conditions ne sont pas rencontrées (récif ou habitat naturel, ou groupe). En ce sens, la théorie généralisée du point de rencontre devient une hypothèse transversale intégrant toutes les autres hypothèses décrites à ce jour.

Chapitre 2

Le contexte local

Sommaire

Introduction	23
2.1 Panorama général du secteur de la pêche à la Réunion .	24
2.2 Les DCP dans la baie de Saint-Paul	26
2.2.1 Présentation sommaire de la baie de Saint-Paul	26
2.2.2 Description du réseau de DCP de la baie de Saint-Paul . .	26
2.2.3 Description des peuplements associés aux DCP de la baie de Saint-Paul	28
2.3 Évolution des facteurs climatiques sur le site d'étude . .	30
2.3.1 Les conditions de vents à la Réunion	31
2.3.2 Les conditions de houles à la Réunion	32
2.3.3 La saisonnalité dans la baie de Saint-Paul	34
2.4 Bathymétrie de la baie de Saint-Paul	34
2.5 Fonctionnement hydrodynamique de la baie de Saint-Paul	36
2.5.1 Analyse des enregistrements au Cap LaHoussaye	37
2.5.2 Analyse des enregistrements à la Tonne	38
2.5.3 Analyse des enregistrements au niveau de la concession aqua- cole	38
2.5.4 Synthèse sur la courantologie de la baie de Saint-Paul . . .	40
2.6 Les panaches turbides	41

Introduction

Dans cette partie nous décrirons les principaux types de structures artificielles utilisées par les pêcheurs. Nous verrons les similitudes et les différences existant dans le fonction-

nement de ces types de structure afin de proposer un cadre de réflexion commun à ces outils. A partir de ce cadre nous explorerons les hypothèses qui ont été développées pour expliquer les rassemblements de poissons autour de ces objets et nous discuterons des facteurs biotiques et abiotiques qui influencent la structure spatio-temporelle des agrégations de poissons autour des structures artificielles.

2.1 Panorama général du secteur de la pêche à la Réunion

La pêche réunionnaise est un secteur dynamique qui connaît une forte croissance depuis les années 90. Elle peut-être divisée en trois segments (ROOS *et al.*, 1997) :

- La petite pêche, utilisant des petites embarcations et ciblant les poissons pélagiques (grands et petits), les poissons de fond, les crustacés et céphalopodes.
- La pêche palangrière qui s’opère soit à la côte, soit au large et la grande pêche en dehors des eaux territoriales.
- La pêche australe qui se pratique dans les Zones Economiques Exclusives (ZEE) sur des navires usine.

La petite pêche utilise deux types d’embarcations. Les « canots » qui sont des barques non pontées pouvant accueillir jusqu’à trois marins et au rayon d’action limité par la législation à 6 milles nautiques d’un abri. Le deuxième type d’embarcation correspond à des vedettes pontées, de longueur comprise entre 6 et 11 m. Ce type d’embarcation permet une plus grande autonomie autorisant des sorties de plus de 12 h jusqu’à plus de 20 milles nautiques des côtes. Les différentes pêcheries accessibles à ces deux types d’embarcations sont présentées sur la figure 2.1.

À la Réunion, la pêche artisanale a vu sa production augmenter progressivement entre 1949 et les années 1970, en raison de la motorisation progressive de la flottille. Une diminution des débarquements s’observe dès le milieu des années 1970 puis cette diminution s’accélère entre 1982 et 1987 (BIAIS et TAQUET, 1992), signe probable d’une surexploitation des stocks.

Afin de relancer l’activité de la pêche professionnelle, la première solution envisagée a été la mise en place de récifs artificiels (BOSC, 1987). Cependant, et pour des raisons économiques, la relance de l’activité de pêche est aidée, à la fin des années 80, par le déploiement de DCP au large des côtes de la Réunion. Ce nouvel outil a permis de relancer l’activité tout en redéployant l’effort de pêche en dehors des zones récifales. Ce nouveau secteur d’activité cible principalement les espèces de grands pélagiques (Fig. 2.1) qui deviennent l’essentiel des débarquements de la petite pêche.

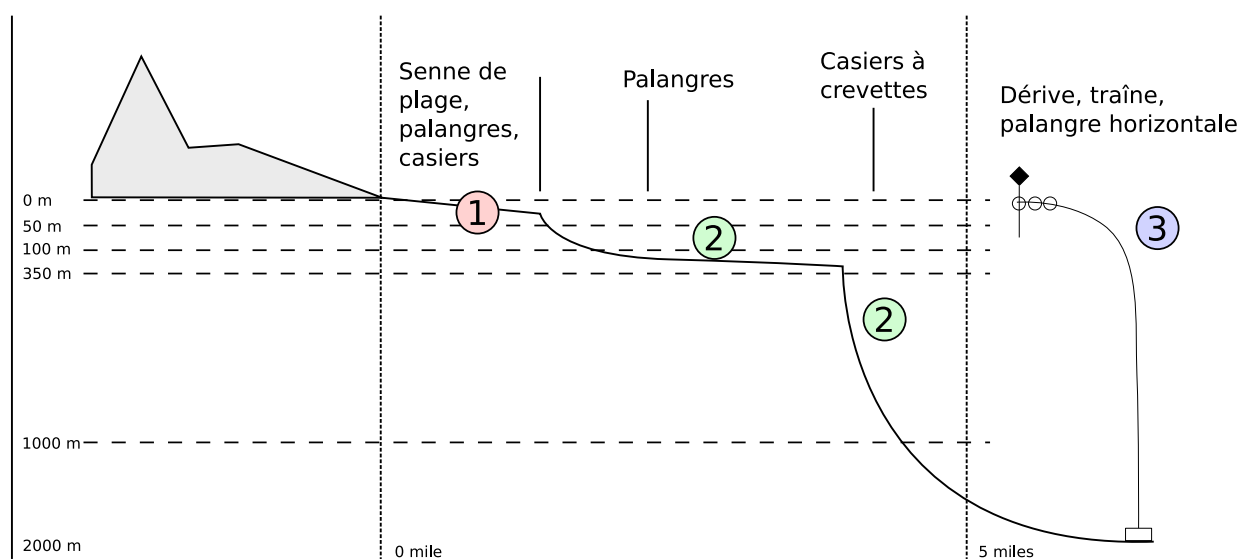


FIG. 2.1 – Coupe schématique des zones de pêche et des espèces ciblées par la petite pêche et la pêche palangrière à la Réunion. Le compartiment ① regroupe les petits pélagiques, les lutjans, les mérus ; le compartiment ② concernent plus les poissons de fond (cabots de fond, mérus) et les crustacés ; le compartiment ③ concerne les grands pélagiques (thons, marlins, ...). D'après ROOS *et al.* (1997).

Dans le même temps la petite pêche côtière se maintient à un niveau stable. Cette activité cible principalement les petits poissons pélagiques tels que le « péch'caval » (*Selar crumenophthalmus*), et plus accessoirement les « bancloche » (*Decapterus sp.*), les sardines (*Sardinella sp.*) et autres carangues. Ces poissons sont pêchés à la ligne à main montée en palangrotte, ou à la senne de plage. Cette dernière technique consiste à déployer un filet (une senne) autour d'un banc de poissons jusqu'à l'encercler complètement. Une fois la senne refermée, elle est halée à bras d'homme sur la plage.

Les poissons de fonds, appartenants principalement aux familles des Lutjanidés, des Serranidés et des Lethrinidés, restent également très recherchés par les pêcheurs mais représentent des débarquements moins importants.

Parallèlement aux mesures prises pour le développement de la pêche sur DCP, les pêcheurs professionnels ont déployé depuis les années 90 des structures artificielles côtières, inspirées des DCP, dans le but de fixer les bancs de petits pélagiques à la côte afin de faciliter leur exploitation. L'implantation de ces structures dans la baie de Saint-Paul a fait l'objet de différents travaux de suivi (TURQUET *et al.*, 1998; POTHIN *et al.*, 2001), dont une thèse de doctorat (TESSIER, 2005) visant à déterminer l'efficacité de ces structures en termes de recrutement, de colonisation et de dynamique de peuplement.

2.2 Les DCP dans la baie de Saint-Paul

2.2.1 Présentation sommaire de la baie de Saint-Paul

La baie de Saint-Paul est située à la pointe nord-ouest de l'île (Fig. 2.2). Elle est un des rares endroits de l'île abrité des vents dominants ce qui lui a valu son ancien nom, la baie du bon ancrage. La baie est délimitée au Nord par l'estuaire de la Rivière des Galets et au sud par le cap Lahoussaye, substrat rocheux colonisés par les coraux. C'est pour ces conditions clémentes, en comparaison du reste du littoral réunionnais, et pour la disponibilité de ces fonds (absence de coraux ou de substrats rocheux) que cette baie a été un des sites choisis par les pêcheurs pour l'implantation de structures artificielles

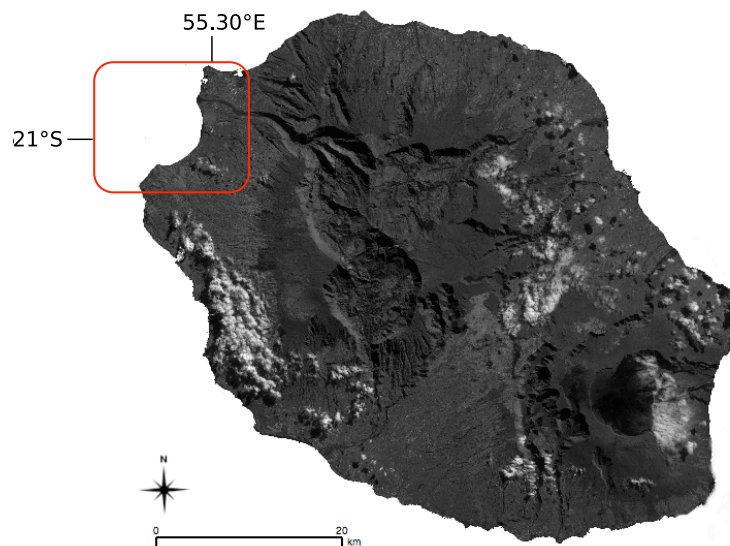


FIG. 2.2 – Situation géographique de la Baie de Saint-Paul (encadré rouge) à l'Île de la Réunion.

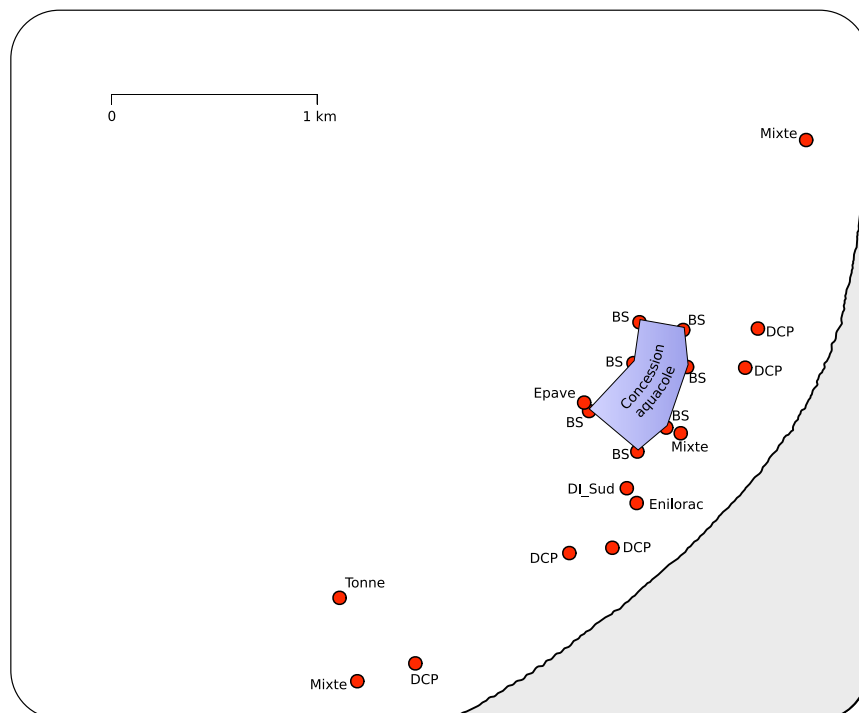
2.2.2 Description du réseau de DCP de la baie de Saint-Paul

Lors de notre étude nous avons recensé une quinzaine de DCP (Fig. 2.3). Ces structures sont de deux natures. 1) Les DCP mis en place par les pêcheurs, 2) et les DCP dont le but premier n'est pas la pêche.

Les structures mises en place par les pêcheurs dans le but d'améliorer les rendements de pêche sont soit de type classique, soit d'un type mixte utilisant les caractéristiques des récifs artificiels et des DCP. Le type DCP compte cinq petites structures constituées d'un système d'ancrage relié à la surface par une petite bouée. Le câble reliant la bouée à son



(a) Localisation du réseau dans la baie



(b) Représentation schématique des détails du réseau de structures (DCP : DCP côtiers; Mixte : structures hybrides entre récif artificiel et DCP; BS : bouées de signalisation; les autres objets sont des structures particulières, coffre d'amarrage, cages d'aquacultures et bouée cardinales)

FIG. 2.3 – Localisation du réseau de structures artificielles immergées dans la baie de Saint-Paul.

système d'ancrage est recouvert de *strap-band* (rubans de plastiques) afin d'augmenter la surface de la structure dans la masse d'eau.

Les structures de type mixte sont au nombre de trois. Le système d'ancrage est constitué de bidons en plastiques découpés et assemblés en une masse inorganisée afin de proposer un nombre important de tailles de refuges aux espèces qui s'y réfugient. Cette partie de la structure s'apparente donc à des récifs artificiels. Elle est reliée à une bouée en surface par un câble abondamment recouvert de *strap-band*. Cette partie pélagique de la structure s'apparente plus au DCP classiquement décrit dans la littérature. Ce type de structure mixte est conceptuellement proche des unjams utilisés en Malaisie à proximité des côtes. Lors du recensement des structures artificielles nous avons également décrit d'autres objets volontairement disposés dans la baie mais dans un but différents de celui des pêcheurs.

Les autres structures sont :

- Une concession aquacole *off-shore*. Cette concession située en milieu de baie est délimitée par des bouées de signalisation (BS) entourant des cages flottantes reliées au fond par un système de câbles et de contre-poids permettant de limiter l'effet de la houle sur celles-ci. À proximité de cette concession aquacole se trouve l'épave du *Sea Venture* (Epave). En surface cette épave est reliée à une bouée de signalisation de danger isolé.
- Un coffre d'amarrage (Tonne) fixé au fond par une chaîne disposée en patte d'oie et attaché à un coffre d'amarrage de bonne dimension (2 m par 8 m).
- Une cage flottante mise en place par les pêcheurs dans le but de stocker les produits de la pêche à la senne pour les vendre les jours de marché (Enilorac).
- Une bouée cardinale marquant la limite Sud de l'ensemble des cages flottantes (DLSud).

2.2.3 Description des peuplements associés aux DCP de la baie de Saint-Paul

Les différents travaux réalisés sur les DCP de la baie de Saint-Paul (TURQUET *et al.*, 1998; POTHIN *et al.*, 2001; TESSIER, 2005), on permis de décrire le peuplement prédominant autour de ces structures comme suit ; quatre familles principales colonisent les DCP : les Lutjanidés , les Mullidés, les Chaetodontidés et les Carangidés. Selon la localisation et la répartition spatiale de ces espèces autour des DCP (distance au DCP) 6 catégories ont été définies :

Catégorie 1, espèces vivant à la surface du sédiment,

Catégorie 2, espèces vivant à proximité immédiate du récif (0 à 2 m ; intranatants),

- Catégorie 3, espèces à faible rayon d'action (2 à 3 m autour des structures; extranatants),
 Catégorie 4, espèces à rayon d'action moyen (dizaine(s) de mètres; extranatants),
 Catégorie 5, espèces vivant à l'intérieur du récif,
 Catégorie 6, espèces pélagiques à long rayon d'action (circumnatants).

Les espèces dominant le peuplement des DCP se répartissent dans ces catégories comme décrit dans le tableau 2.1.

TAB. 2.1 – Espèces dominantes dans les peuplements associés aux DCP de Saint-Paul selon leur catégorie d'occupation spatiale (POTHIN *et al.*, 2001; ROOS *et al.*, 2007)

Catégorie spatiale	d'occupation	Familles et espèces dominantes
	1	<i>Parapeneus sp.</i>
	2	<i>Acanthurus sp.</i> , <i>Chaetodon sp.</i> , <i>Heniochus sp.</i>
	3 et 4	<i>Priacanthus sp.</i> , Lutjanidés, Mullidés
	5	<i>Plotosus lineatus</i> , <i>Mypristis berndti</i>
	6	<i>Selar crumenophthalmus</i> , <i>Decapterus macarellus</i> , <i>Caranx sp.</i>

La diversité spécifique des peuplements associés aux DCP de la baie est supérieure à celle des habitats vaso-sableux de la baie, mais reste bien inférieure à celle trouvée sur les récifs naturels. Les fonds vaso-sableux sensibles aux remaniements des sédiments, notamment dans les faibles profondeurs, sont particulièrement instables, ce qui explique la faible diversité spécifique de ces fonds. Sur les structures, les peuplements se caractérisent par une faible diversité et une faible structuration, ce qui se traduit par la dominance de quelques espèces en abondance et en biomasse. Les espèces trouvées sur les structures sont majoritairement carnivores, se répartissant à part égale entre les benthophages et les planctonophages (TESSIER, 2005).

En comparaison avec les zones naturelles adjacentes, il est intéressant de noter que les peuplements des structures artificielles ne sont pas comparables à ceux des zones rocheuses, pourtant très proches, mais ressemblent plus aux peuplements trouvés sur les récifs coralliens. Les différentes études réalisées sur les DCP de la baie ont montré que les assemblages d'espèces sont principalement structurés par le recrutement des larves et non par la colonisation des adultes.

Il est également intéressant de noter que sur les espèces recrutant sur ces structures, la grande majorité (85 %) sont des espèces d'intérêt commercial (TESSIER, 2005).

2.3 Évolution des facteurs climatiques sur le site d'étude (températures de l'air et de l'eau, vent, houle)

Les données météorologiques traitées dans cette partie sont issues d'une station d'acquisition automatique de Météo France. Ce sont des données mensuelles de température, de vitesse et de direction des vents sur une période allant de 2000 à 2006. La station choisie est la plus proche du site d'étude. Elle se situe à Saint-Paul à une altitude de 186 m (INSEE : 97415511). Les données de température de l'eau sont reprises du travail de CONAND *et al.* (2007), elles couvrent une période allant de 2000 à 2004 et ont été enregistrées au niveau de la pointe du port de la rivière des galets.

La température de l'air à Saint-Paul évoluent selon un cycle annuel marqué caractéristique des zones tropicales. Les températures les plus hautes sont enregistrées en début d'année (de janvier à février) avec des températures moyennes de l'ordre de $25.6 \pm 2.6^\circ\text{C}$, et les plus basses de juin à juillet avec des températures moyennes de l'ordre de $20.6 \pm 2.7^\circ\text{C}$. La tendance du signal de température montre qu'il existe des années plus froides que d'autres et que sur la période d'enregistrement on assiste à une augmentation de température de l'ordre de 0.5°C .

Les données utilisées pour la description de la variation saisonnière de la température de la masse d'eau dans la baie de Saint-Paul sont des moyennes mensuelles issues du travail de CONAND *et al.* (2007). D'après ce travail, le cycle de variation de la température suit un cycle annuel clair. Les deux principales saisons identifiées sont l'été (de janvier à avril) et l'hiver (de juillet à octobre). Les saisons de transition s'étendent de novembre à décembre pour le printemps, et de mai à juin pour l'Automne. Ces résultats montrent également une tendance à la hausse de 0.1°C par an avec une augmentation de la température plus marquée en été (0.088°C) qu'en hiver (0.052°C). En comparaison avec le cycle annuel mis en évidence pour les températures de l'air, le cycle de température de l'eau suit les propriétés océanographiques classiques des masses d'eau. Le cycle de température de l'eau est légèrement décalé dans l'année, les pics de températures des masses d'eau se produisent approximativement un mois après les pics de température de l'air. L'évolution des températures de la masse d'eau est plus régulière et moins variable que celle de l'air. Ces caractéristiques rendent bien compte des propriétés de « volant thermique » décrites en océanographie physique (LACOMBE et GOUGENHEIM, 1965).

Concernant les températures, dans la journée, les températures les plus basses sont enregistrées tôt le matin (entre 6h et 9 h), et les températures les plus hautes sont enregistrées en fin d'après-midi (18h–19h).

2.3.1 Les conditions de vents à la Réunion

Dans le cadre de ce travail, l'apport de la description de la circulation des masses d'airs n'est pas négligeable. En effet si les vents ne concernent pas directement le compartiment biologique de la baie de Saint-Paul, ils constituent cependant un facteur clé, à l'origine des houles. Or si les vents semblent n'avoir que peu d'impact sur la biologie et le comportement des poissons de la baie de Saint-Paul, les houles sont, elles, susceptibles d'être un facteur limitant majeur dans la répartition spatiale des espèces concernées.

Les deux régimes principaux (Figure 2.4) sont :

- Les vents d'Alizés. Ils représentent les conditions dominantes de circulation des vents dans l'année mais présentent des variations au cours de l'année. En hiver austral, ils sont forts, soutenus et soufflent d'un secteur SSE à ESE. En saison d'été austral, ces vents sont d'intensité moindre et les jours sans vent sont plus fréquents. Pendant cette période les vents viennent d'un SSE à E.
- Les vents cycloniques. Les conditions cycloniques ne présentent pas des phénomènes d'intensité et d'occurrence régulières. Cependant la majorité des dépressions arrivent sur l'île depuis un secteur NNE. Ces dépressions génèrent des vents pouvant être très puissants (plus de 300 km/h) et souvent accompagnés de fortes pluies.

Les Alizés sont les vents dominants pendant l'année. Selon la saison et l'orientation du flux général, les effets du relief entraînent des modifications locales de l'orientation de ces vents. Pendant la saison d'hiver austral le flux général venant du secteur SE génère des vents locaux venant du SSE au niveau de la baie de Saint-Paul. Pendant la saison d'été austral le flux général se décale en peu plus vers l'E créant des conditions locales à Saint-Paul avec un vent venant du NE.

En plus de ces vents dominants, le phénomène de brises thermiques génère des brises dites de terre lorsque la mer est plus chaude que les terres (à la tombée et en début de nuit notamment), et des brises de mer quand la situation est inversée (à l'aube et dans le début de matinée). Ce phénomène est local et engendre des vents perpendiculaires à la côte.

La figure 2.5 montre une synthèse des relevés météorologiques de direction et d'intensité des vents à Saint-Paul pour une période allant de 2000 à 2006. Conformément aux descriptions faites précédemment on voit que la majorité des vents enregistrés à Saint-Paul viennent d'un secteur SW. Une autre direction privilégiée mais de moindre importance est identifiée dans le secteur NW. Cette orientation correspond probablement aux brises de mer. L'intensité des vents enregistrés à Saint-Paul varie entre 0 et 10.8 m/s mais la grande majorité des vents soufflent à des vitesses comprises entre 0 et 2 m/s.

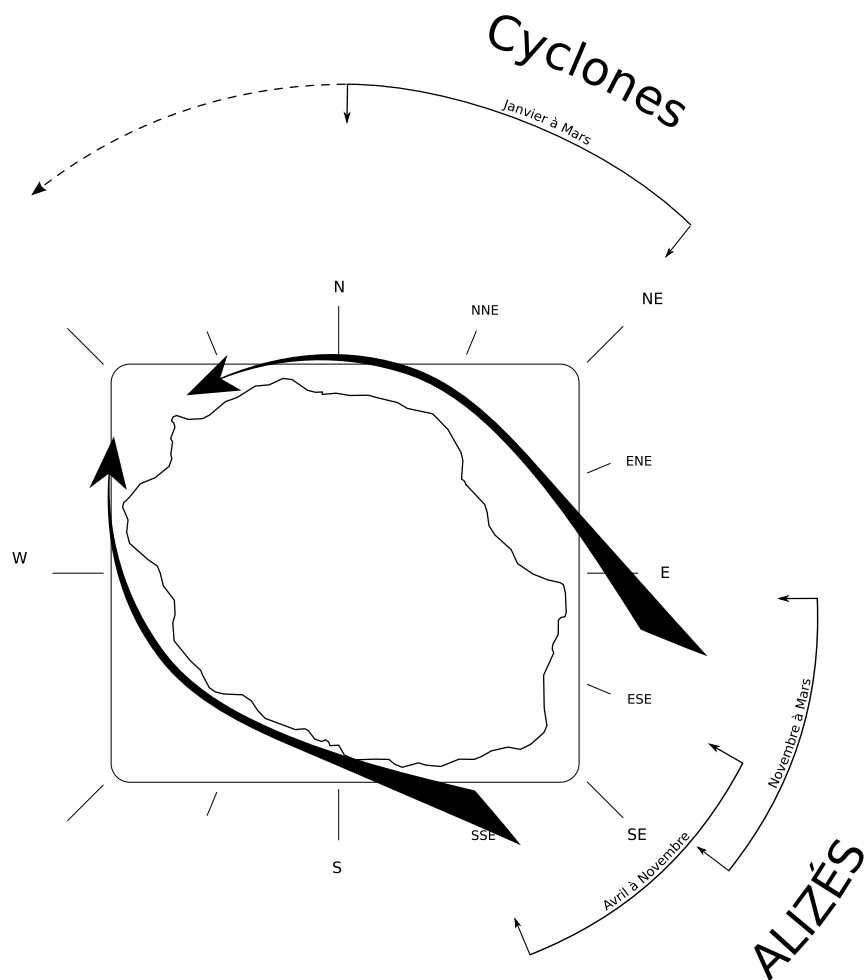


FIG. 2.4 – Les différents régimes de vent à la Réunion. D’après GABRIE et MONTAGGIONI (1985).

2.3.2 Les conditions de houles à la Réunion

Comme nous l’avons vu dans la section précédente les houles ont pour origine l’action du vent sur une étendue d’eau. Les différents régimes de vents décrits dans cette partie montreront donc de grandes similitudes avec la description des régimes de vents soufflants sur la Réunion.

Les trois principaux types de houle sont :

- Les houles d’Alizés. Le régime de vent d’Alizés étant dominant dans l’année, les houles associées sont également les plus fréquentes et persistent toute l’année. En saison chaude, les Alizés étant moins intenses qu’en hiver austral, les houles sont de faible amplitude et parfois peu perceptibles au large. Ce type de houle touche la Réunion par le quart sud-est avec des amplitudes rarement supérieures à 2 m et des périodes allant de 3 à 6 secondes.

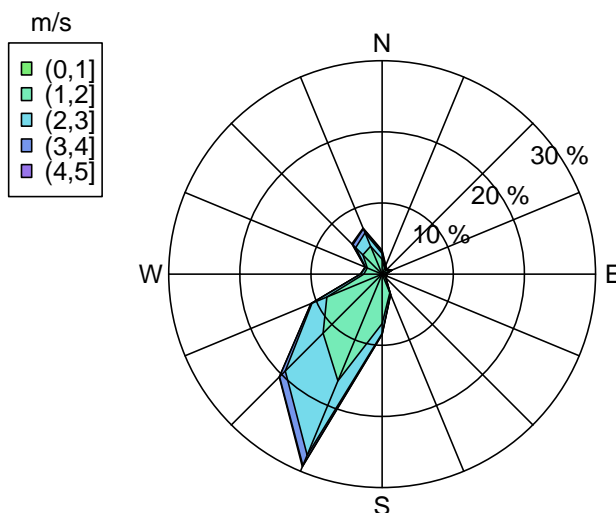


FIG. 2.5 – Distribution des directions et des intensités des vents à Saint-Paul. (Synthèse sur 6 ans).

- Les houles australes. Ce type de houle a pour origine les dépressions polaires se déplaçant dans le sud de Madagascar ou à proximité de la pointe Sud Africaine. Ces dépressions sont plus fréquentes en hiver austral rendant ce type de houle caractéristique de la saison froide. Cette houle est caractérisée par sa longue période (de 12 à 20 s) qui rend l'action de cette houle significative sur les côtes ou les petits fonds. Elles touchent l'île par le quart sud-ouest.
- Les houles cycloniques. Les houles associées aux vents cycloniques sont irrégulières et dépendent de l'intensité de la dépression qui les génère. Si elles sont peu fréquentes elle peuvent être très violentes avec des périodes de l'ordre de 15 s et des hauteurs significative allant de 4 à 11 m. Ce type de houle concerne principalement le quart nord-ouest de l'île.

Tout comme le vent, les houles subissent des modifications d'orientation à la côte du fait de leur interaction avec le relief sous-marin. Les houles dominantes générées par les Alizés du SE se réfractent sur le relief de la côte W pour prendre une orientation de plus en plus N à mesure qu'elle avance sur le littoral réunionnais. En conditions normales de vents, cette houle arrive sur le littoral NW de l'île avec une direction N et se propage difficilement dans la baie orientée vers le NW.

Pendant les épisodes de houles australes, les trains d'onde attaquent la baie de Saint-Paul depuis un secteur NE et avec une période bien supérieure aux houles d'Alizés. Ce type de houle hivernale peut facilement se réfracter à la côte et pénétrer largement dans la baie de Saint-Paul.

Une autre situation peut permettre une action des houles dans la baie de Saint-Paul. Lors de vents d'Alizés venant de l'E, le flux général peut déborder le relief par le N et entrer dans la baie de Saint-Paul depuis un secteur NE ou N. Ce type de vent peut créer une houle qui pénétre directement dans la baie de Saint-Paul. Cependant les houles créées par les vents sont de faibles périodes et leur action se fait surtout ressentir dans les premiers mètres de la colonne d'eau.

2.3.3 La saisonnalité dans la baie de Saint-Paul

Pour synthétiser les différentes informations vues dans ce chapitre, on peut décrire la saisonnalité de la baie de Saint-Paul de la manière suivante. L'année se divise en deux grandes saisons, une saison chaude allant de janvier à avril et une saison froide allant de juillet à octobre.

Les principales conditions de vent et de houles dépendent de l'orientation des Alizés. De la fin de la saison chaude jusqu'à la fin de la saison froide ce flux général d'Alizé est orienté vers le SE générant au passage des houles d'Alizés orientés dans le même secteur. Les déformations que subissent ces vents et ces houles en touchant le relief réunionnais entraînent pendant dans cette période, et en conditions normales, les vents et les houles ne concernent que rarement la baie de Saint-Paul. En revanche, cette période est propice aux dépressions australes qui envoient alors régulièrement des trains de houle de période et de hauteur importante. Ce type de houle arrive à la côte avec une orientation SW et concerne directement la baie de Saint-Paul.

De la fin de la saison froide et jusqu'à la fin de la saison chaude, le flux général d'Alizé est orienté vers l'ESE. Pendant cette période les vents et la houle ne concernent plus du tout le secteur de la baie de Saint-Paul, à l'exception des rares occasions où le régime général des Alizés vient de l'E permettant aux vents de déborder le littoral par le N et générant de la houle dans la baie de Saint-Paul.

2.4 Bathymétrie de la baie de Saint-Paul

L'étude de la bathymétrie de la baie de Saint-Paul s'appuie sur un maillage numérique de terrain, à maille carré de 100 m de côté, réalisé par le SHOM (Service Hydrographique et Océanographique de la Marine). Cette donnée recouvre les fonds supérieurs à 100 m

de profondeur tout autour de l'île. La zone de bathymétrie comprise entre ces 100 m de profondeur et la côte n'étant pas disponible nous avons réalisé une prospection acoustique des fonds marins dans ce périmètre côtier. La donnée a été collectée à l'aide d'un sondeur scientifique SIMRAD EK60 embarqué sur un bateau de pêche et connecté à un transducteur SIMRAD ES 120-7G à faisceau partagé fonctionnant à 120 kHz. Les informations recueillies ont été ajoutées au jeu de données du SHOM et nous avons réalisé une interpolation de la bathymétrie par krigeage afin d'obtenir une grille de données à mailles carrées de 100 m de côté. Le résultat de ce travail est illustré sur la figure 2.6.

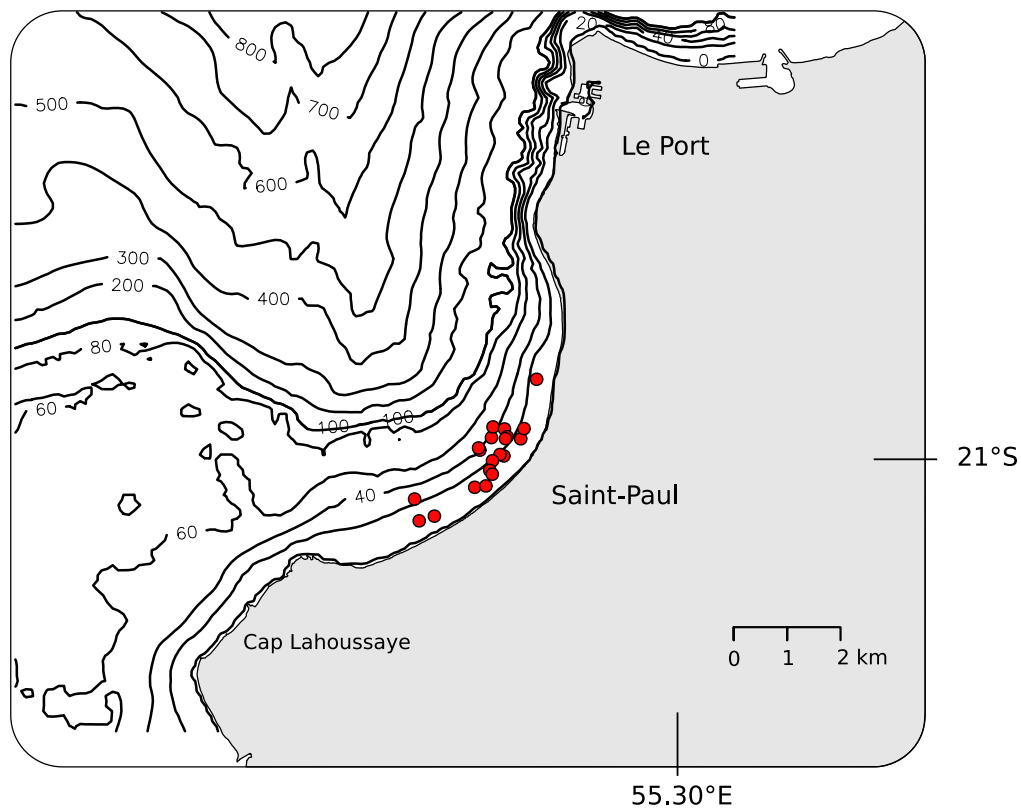


FIG. 2.6 – Bathymétrie de la baie de Saint-Paul. Les isobathes sont distantes de 20 m entre la côte et la profondeur de 100 m et distants de 100 m au delà de 100 m de profondeur. Les points rouges montrent les DCP immergés dans la baie.

Ces résultats montrent un plateau insulaire réduit sur le site d'étude. La limite des 100 m de profondeur est rapidement atteinte en s'éloignant de la côte. Après ce plateau, la profondeur chute très rapidement jusqu'à des profondeurs supérieures à 800 m. La zone de profondeur inférieure à 100 m est un peu plus étendue vers le large au Sud de la baie, et est de plus en plus réduite en allant vers le nord de la baie. L'ensemble des DCP immergés

dans la baie est ancré sur des fonds inférieurs à 60 m.

L'analyse de cette bathymétrie met en évidence une structure en forme de canyon à partir d'une profondeur de 200 m et au centre de la baie. Cette formation pourrait correspondre à l'axe d'une paléo-ravine (Roland TROADEC, *com. pers.*)

2.5 Fonctionnement hydrodynamique de la baie de Saint-Paul

Les principaux moteurs des masses d'eau sont les vents et la marée. Dans la baie de Saint-Paul, nous avons vu que le flux de circulation des masses d'air dominant pendant l'année ne permet pas d'avoir une réelle influence sur les masses d'eau de la baie. En situation normale, leur principal moteur sera donc la marée. À la Réunion, la marée est de type semi-diurne à inégalité diurne. Le marnage moyen enregistré par le SHOM est compris entre 0.1 et 0.4 m. La position de la Réunion dans le bassin Océan Indien fait que l'onde de marée touche les côtes depuis le Sud-Est et progresse vers le nord-Est.

Il n'existe que très peu de travaux concernant le fonctionnement courantologique de la baie de Saint-Paul. La première description complète du fonctionnement du complexe alluvionnaire de la Rivière des Galets (Baies de Possession et de Saint-Paul) a été faite par TROADEC en 1991. Les méthodes utilisées ne permettaient que l'observation des courants de surface. En complément de ces travaux, nous avons effectué une campagne de mesure de l'hydrodynamisme. Elle s'est déroulée du 4 au 22 juillet 2005 soit sur un demi-cycle de marée. Au cours de cette campagne, nous avons déployé deux courantomètres Norteck sur des fonds de 10 m et deux sondes Aanderaa RMC 9 sur des fonds de 30 m. Les deux premières sondes mesurent les valeurs de courant (vitesse et direction), et de température sur toute la colonne d'eau. Les sondes Aanderaa mesurent ces paramètres à un mètre au dessus du fond. Les quatre sondes ont également mesuré le signal de pression lié à la marée. Les instruments de mesure ont été déployés au niveau du cap LaHoussaye et en face de l'étang de Saint-Paul (Etang), pour les sondes Norteck, et au niveau du coffre d'amarrage (La Tonne) et de la concession aquacole (Aquasud) située au niveau du marché de Saint-Paul, pour les sondes Aanderaa (Fig. 2.7).

La sonde de l'étang n'ayant pas fonctionné correctement, les vitesses et directions des courants ont été analysées en vitesse moyenne et en fréquence d'orientation pour seulement trois des sondes déployées. Cette analyse a également été faite en fonction du cycle de marée enregistré par les quatre sondes.

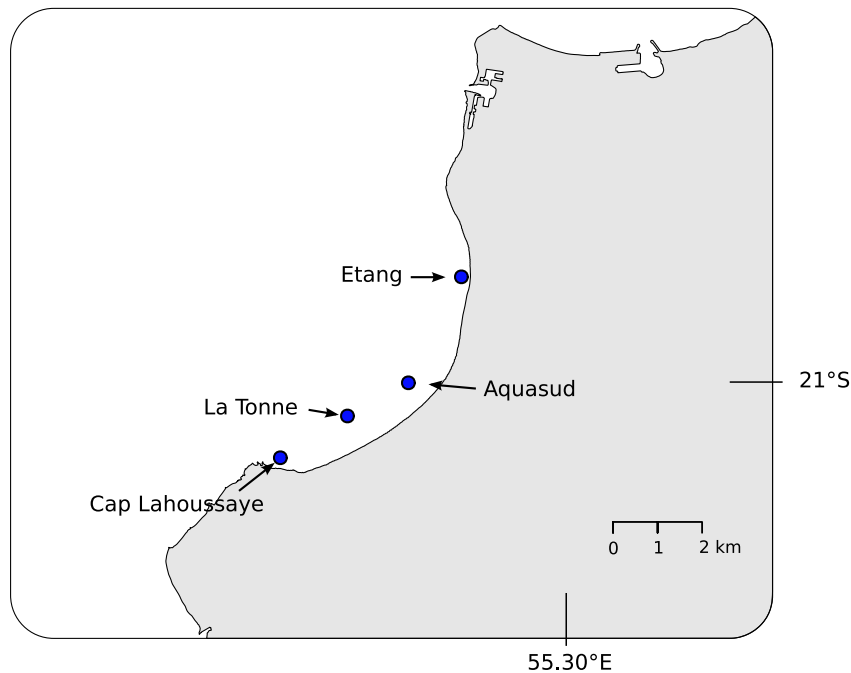


FIG. 2.7 – Position des sondes d’enregistrement dans la baie de Saint-Paul.

2.5.1 Analyse des enregistrements au Cap LaHoussaye

La figure 2.8 montre une synthèse des résultats de vitesse moyenne (Fig. 2.8 a) et des fréquences de direction des courants (Fig. 2.8 b) des mesures effectuées par la sonde posée au cap LaHoussaye.

Les vitesses moyennes les plus élevées sont orientées vers le SSW. Le détail des enregistrements montre que l’augmentation des vitesses moyennes enregistrées dans cette orientation n’est due qu’à quelques enregistrements anormalement élevés. Ces courants anormalement forts sont probablement la résultante d’un épisode de houle. En effet, la sonde étant placée sur des petits fonds (10 m), il est possible qu’un épisode de houle soit suffisamment important en intensité pour interagir avec le fond et donner une dominante des vitesses de courant dans cet axe sur une courte période. En dehors de cette anomalie, les vitesses se distribuent autour d’un axe E–W parallèle à l’axe d’orientation des courants. Ce résultat montre qu’en ce point de la baie les courants sont générés par le flux général de circulation de la masse d’eau lié à la marée. Concernant les fréquences d’orientation du courant, la grande majorité du flux est orienté à l’W.

L’analyse de l’orientation du courant en fonction de la phase de la marée ne montre pas de différences d’orientation pour ce point.

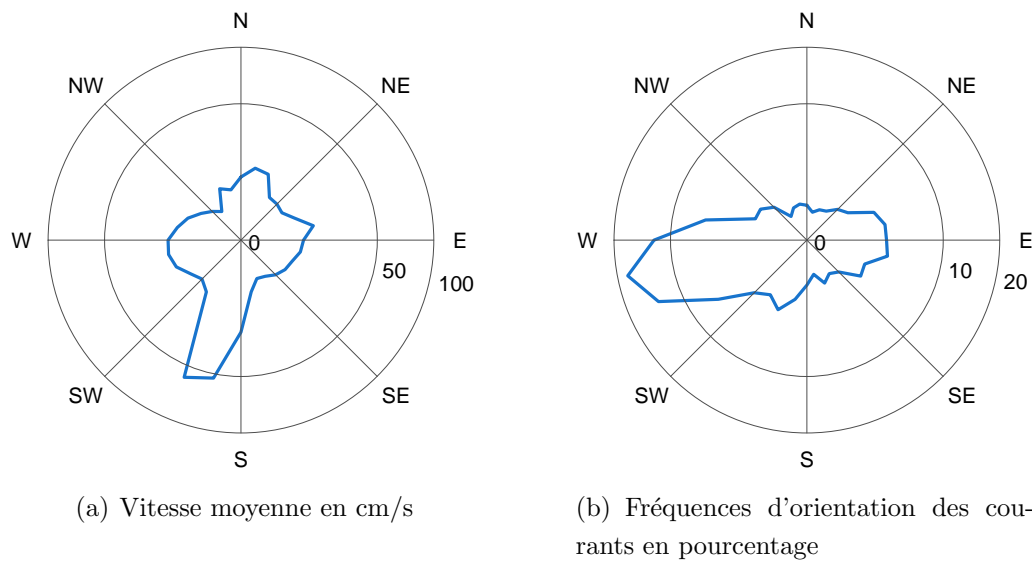


FIG. 2.8 – Rosaces de distribution des courants enregistrés au cap LaHoussaye. (a) vitesses moyennes et (b) fréquences d'orientation en pourcentage, N : indique le nord géographique.

2.5.2 Analyse des enregistrements à la Tonne

La figure 2.9 montre une synthèse des vitesses moyennes (Fig. 2.9 a) et des fréquences d'orientation des courants (Fig. 2.9 b) mesurées sur ce point.

Les vitesses moyennes enregistrées se distribuent le long d'un axe NE SW. Leur évolution est liée au signal de marée avec des maximums juste après et des minimums juste avant les étales de marée. Les fréquences d'orientation montrent que l'essentiel du flux est orientée sur un axe NE SW. L'analyse détaillée des enregistrements en fonction du signal de marée montre que les courants sont orientés vers le NW pendant la phase montante de la marée. Pendant l'étales de marée haute, on assiste à une bascule des courants et le flux s'oriente alors au SW pendant toute la phase descendante de la marée. Il n'y a pas d'influence du cycle vives-eaux et mortes-eaux sur l'orientation des courants en ce point.

2.5.3 Analyse des enregistrements au niveau de la concession aquacole

La figure 2.10 montre une synthèse des vitesses moyennes (Fig. 2.10 a) et des fréquences d'orientation des courants (Fig. 2.10 b) mesurées. Les vitesses moyennes sont distribuées de façon homogène dans toutes les directions. La grande majorité des courants enregistrés (en pourcentage) est orientée dans un quart NW.

L'analyse détaillée des enregistrements en fonction du signal de marée ne montre pas de tendance bien marquée pour ce point de la baie. Les vitesses de courants passent par un

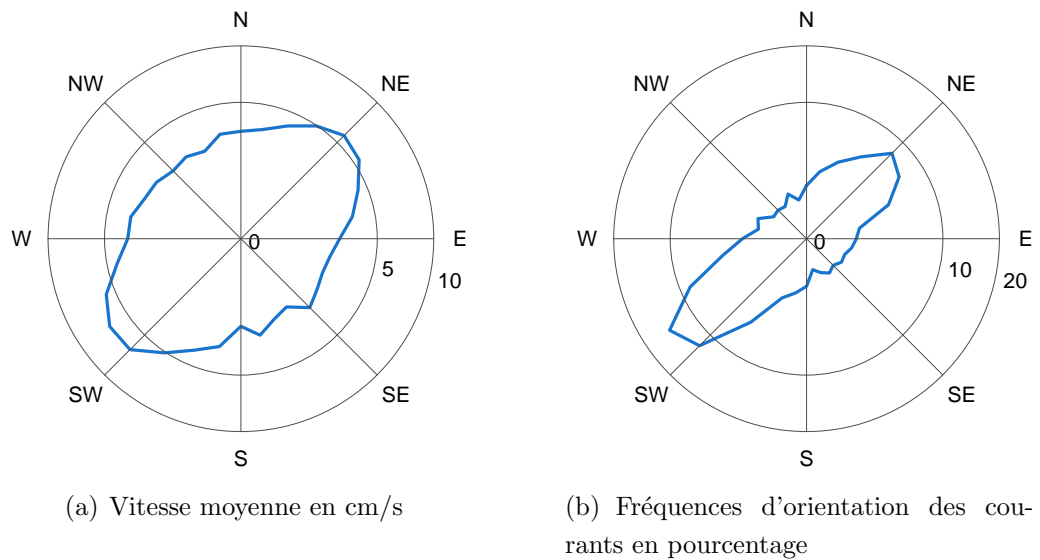


FIG. 2.9 – Rosaces de distribution des courants enregistrés à la Tonne. (a) vitesses moyennes et (b) fréquences d'orientation en pourcentages, N : indique le nord géographique.

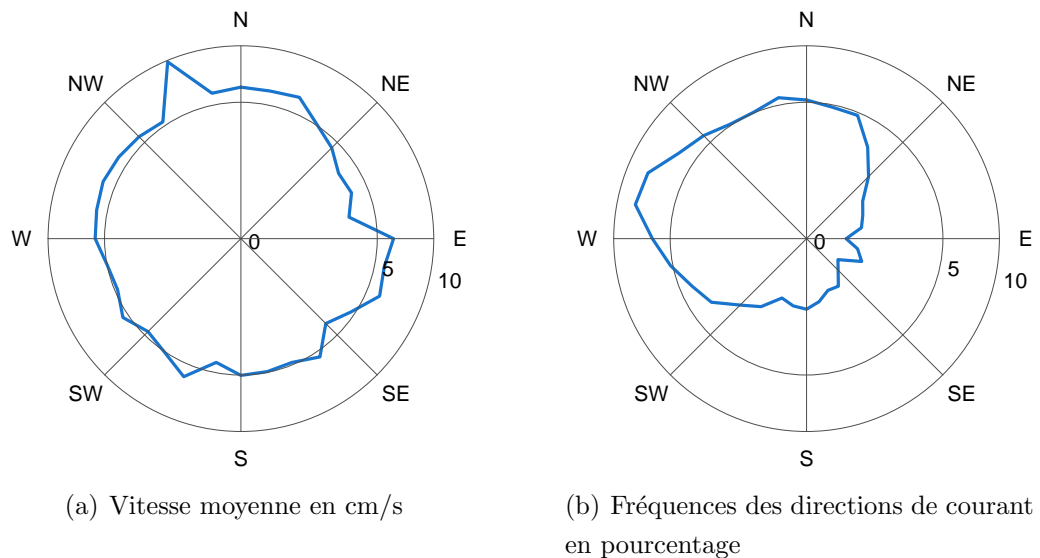


FIG. 2.10 – Rosaces de distribution des courants enregistrés au niveau de la concession aquacole. (a) vitesses moyennes et (b) fréquences de direction en pourcentages, N : indique le nord géographique.

minimum pendant les étales de marée. De manière générale, les courants semblent s'orienter dans le quart NW pendant les phases de marée montante et prendre une orientation plus SE pendant la marée descendante.

2.5.4 Synthèse sur la courantologie de la baie de Saint-Paul

Les enregistrements de courant confirment que le phénomène qui influence le plus la circulation de la masse d'eau dans la baie de Saint-Paul est la marée. Les autres moteurs des mouvements de masse d'eau (houle et vent) semblent avoir une moindre influence. Les enregistrements au niveau du Cap LaHoussaye (Fig. 2.8), sur des petits fonds, montrent néanmoins que de petits épisodes de houle auraient pu avoir lieu et dominer l'action de la marée sur les zones à faible profondeur et pendant de courtes périodes.

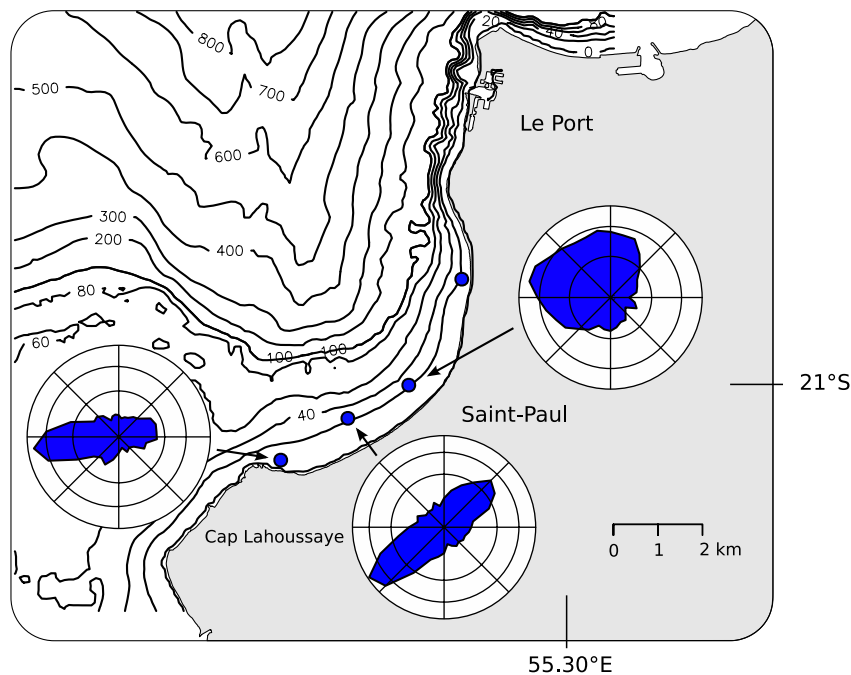


FIG. 2.11 – Superposition de l'orientation des courants en pourcentage sur la carte bathymétrique de la baie de Saint-Paul.

La superposition de l'orientation des courants en pourcentage sur la carte bathymétrique (Fig. 2.11) montre que la morphologie des fonds influence beaucoup l'orientation des courants liés à la marée. Les enregistrements au niveau du cap LaHoussaye et de la Tonne montrent une orientation parallèle à la côte et aux isobathes. Le point de mesure situé au niveau de la concession aquacole, indique une orientation moyenne des courants perpendiculaire à la côte et aux isobathes. Cette direction pourrait s'expliquer par l'existence du canyon au large de ce point. Cette formation géologique pourrait correspondre

à l'axe d'écoulement d'une paléo-ravine qui aurait profondément marqué les fonds marins au large de la baie. Les courants observés en ce point sont des courants de fond. Leur orientation vers le large mais également le fait que les vitesses moyennes soient réparties de manière homogène dans toutes les directions suggèrent, qu'en ce point, l'écoulement des masses d'eau serait de type compensatoire et très variable.

Ces résultats sont à comparer à ceux obtenus par TROADEC (1991) pour les courants de surface liés à la marée. Concernant ces courants, il décrit une tendance pendant la marée montante (période de flux) avec une orientation générale au nord à nord-ouest pour les eaux du large ainsi que pour celles de la baie de Saint-Paul, mais introduit la possible existence d'un contre courant orienté au sud à l'intérieur de la baie. En phase de marée descendante (reflux) la tendance serait au sud-ouest pour les eaux du large et sud à sud-ouest pour les eaux de la baie. Ce fonctionnement des eaux de surface est très proche de celui que nous avons observé au fond. Néanmoins notre étude a permis de mieux appréhender la complexité des phénomènes courantologiques de la baie. A partir des mesures de courant effectuées près de la concession (au centre de la baie et près de la côte) et compte tenu de la morphologie des fonds au large de ce point, il est probable que les courants au fond s'orientent de manière à compenser la circulation générale observée en surface. Une synthèse de ces résultats est illustrée par la figure 2.12.

2.6 Les panaches turbides

Un dernier point qu'il nous a semblé important d'aborder dans cette analyse des conditions environnementales de la baie de Saint-Paul est le fonctionnement des apports d'eaux douces dans la baie. L'Étang de Saint-Paul et la Rivière des Galets y présentent les principales sources d'apport terrestres. Une importante activité de décharge des eaux se fait lors de très fortes pluies. Le reste de l'année la décharge de l'étang et de la rivière est plus graduelle et de moindre importance. De plus, certains usagers de l'étang de Saint-Paul réalisent au cours de l'année des ouvertures dans le cordon littoral séparant l'étang de la baie, provoquant ainsi la décharge de ce dernier de manière ponctuelle.

Bien que n'étant pas cité comme ayant un impact à proprement parler sur l'association des poissons avec les DCP, la présence des panaches turbides issus de la décharge des eaux douces de l'étang peut avoir un impact sur la répartition des poissons dans la baie. En effet, le fonctionnement de ces systèmes turbides a été analysé sur des complexes de grande envergure comme le delta du Mississippi ou l'estuaire de la Gironde. De cette littérature il ressort que les conditions au niveau des fronts turbides favorisent une convergence hydrodynamique (gradient de pression horizontale) permettant des mécanismes de transports locaux mais puissants, capables d'agrèger l'ichtyoplankton dans les eaux de surface. A ce

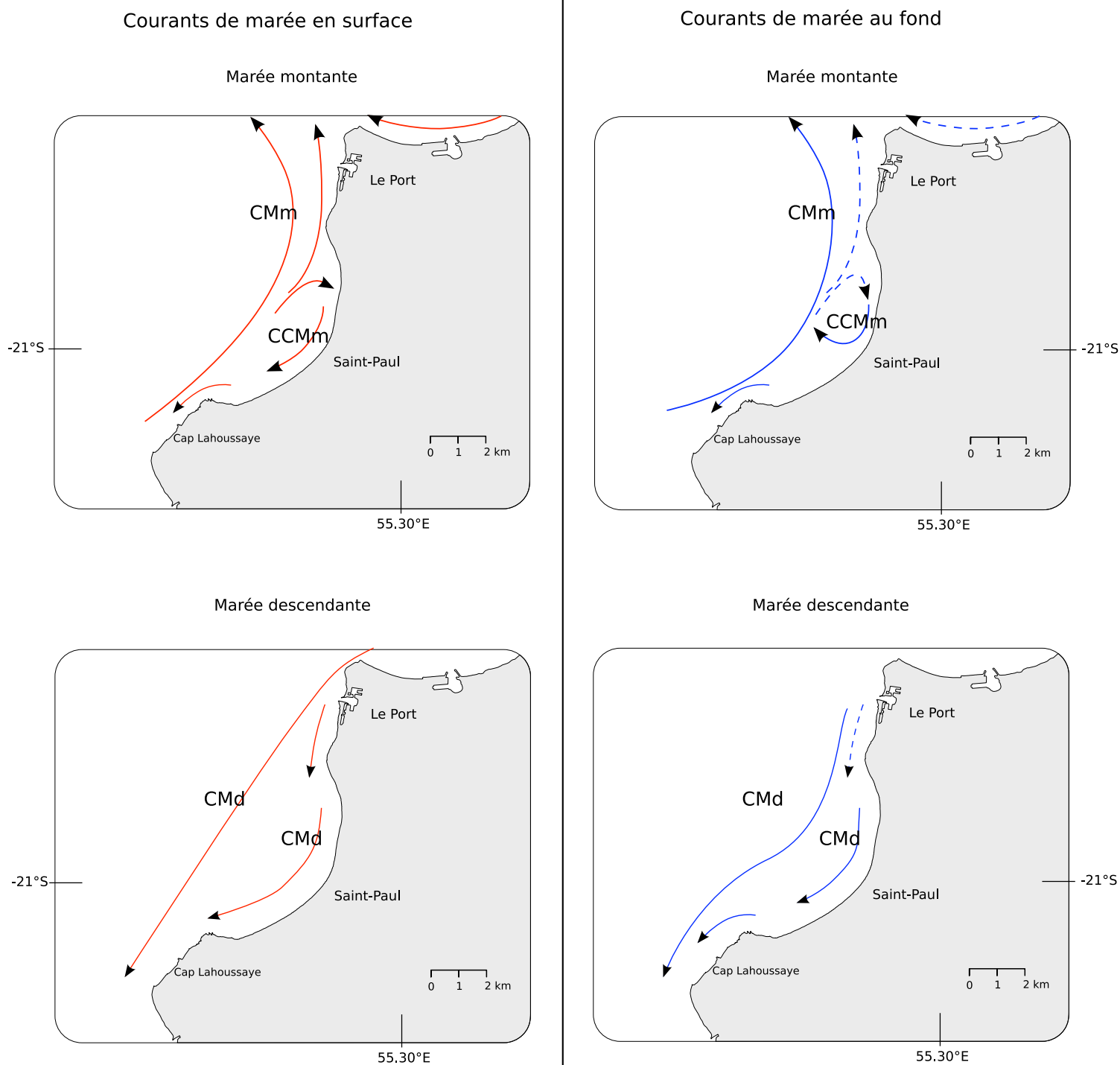


FIG. 2.12 – Synthèse du fonctionnement courantologique de la baie de Saint-Paul. Les flèches rouges sont tirées de TROADEC (1991), les flèches bleues correspondent à cette présente étude. CMd = courants de marée descendante; CMm = courants de marée montante; CCMm = contre courants de marée montante; CCMd = contre courants de marée descendante.

phénomène s'ajoute une haute production primaire au niveau des fronts turbides. Cette haute productivité est due au mélange entre les eaux riches et turbides (photosynthèse limitée) et les eaux claires mais pauvres, créant des bonnes conditions de croissance du phytoplancton. La haute production primaire entraînant une haute production secondaire et s'accompagnant d'une agrégation de l'ichtyoplankton, l'impact des fronts de panaches turbides sur les populations de poissons s'annonce donc probable.

Cette hypothèse est confirmée par GRIMES et FINUCANE (1991) qui décrivent au large du delta du Mississippi l'existence de trois types d'eau. Des eaux turbides, des eaux claires et une forme mixte formée des deux précédentes. Les données recueillies par les auteurs montrent que les poissons se concentrent dans les zones frontales des panaches turbides. PETITGAS (2000) tempère cette description en étudiant la répartition des bancs et des clusters de bancs au large de l'estuaire de la Gironde. Son étude montre que les *clusters* de bancs sont reliés aux structures environnementales majeures (les panaches de rivière de la Gironde). En revanche, selon l'auteur, à l'échelle des bancs, l'organisation spatiale dépendrait plus du comportement de bancs et des interactions entre bancs, niant ainsi la relation avec les panaches turbides. Bien qu'étant de dimensions bien plus modeste sur notre site d'étude, l'étendu et l'importance des panaches turbides dans la baie de Saint-Paul sont également susceptibles d'influencer la distribution spatiale des proies et seront donc intégré dans notre travail.

Afin d'aborder l'importance que pourrait avoir la présence de ces panaches turbides sur l'organisation spatiale des poissons autour des structures artificielles et dans la baie, nous avons analysé une série d'image satellite (SPOT 5¹) dans le visible. Les images exploitables ont été traitées à l'aide d'outils SIG afin de mesurer le niveau d'interaction entre les structures artificielles de la baie et la présence des panaches turbides en sortie de l'étang de Saint-Paul et de la rivière des galets.

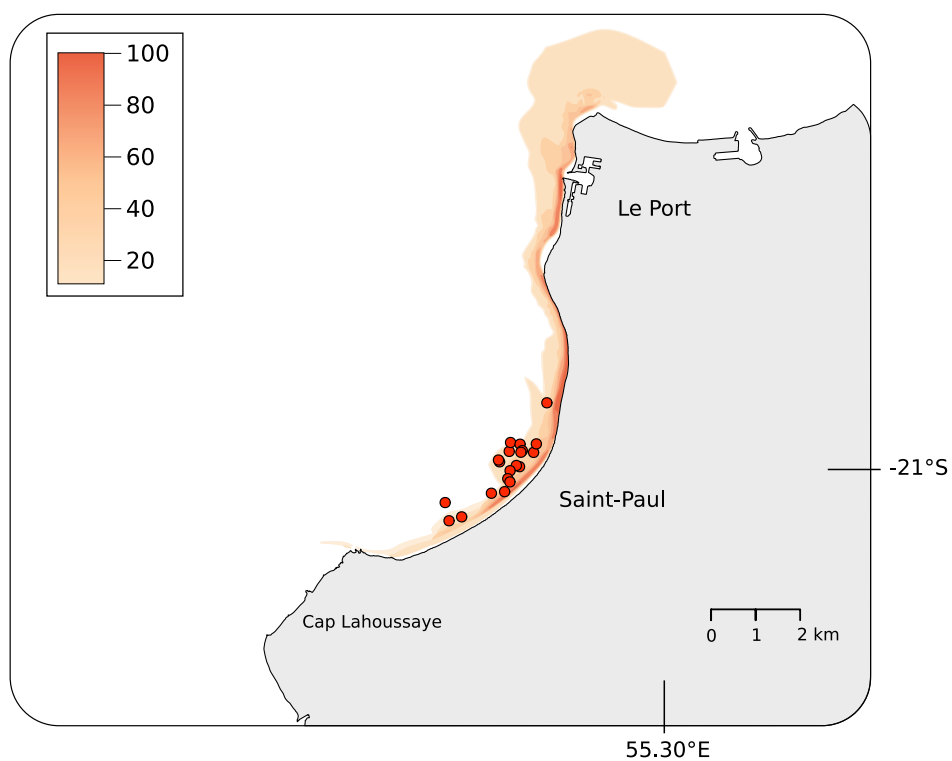
Chaque image exploitable a été vectorisée afin de mettre en évidence la limite des panaches turbides. Ces couches vectorielles ont ensuite été transformées en raster. À partir de ces couches *raster*, nous avons simplement compté le nombre de fois où les mailles d'une grille couvrant tout le site d'étude se trouvent dans un panache turbide et ramené ce chiffre en pourcentage. Les images que nous avons eues à disposition n'étant pas systématiquement exploitables (présence de nuages, zone d'étude non couverte) nous ne disposons pas d'une année entière de données. Cependant nous posons comme hypothèse que ces images sont représentatives du fonctionnement normal de ces panaches turbides. Sous cette hypothèse, le nombre de fois où un DCP se trouve affecté par des panaches turbides sera analysé en pourcentage de temps passé sous influence de ces derniers.

La figure 2.13 illustre l'étendue et le pourcentage de temps passé sous influence des

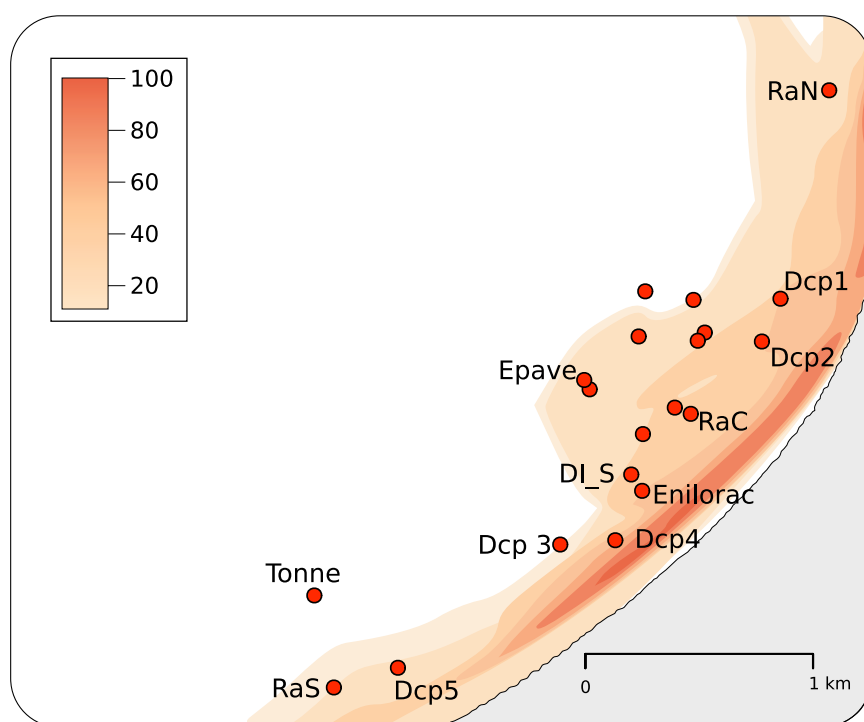
¹Images SPOT 5 fournies par le CNES ; Base de donnée ILSLE (<http://kalideos.fr>)

panaches turbides dans la baie de Saint-Paul. La figure 2.13 (a) montre que ces panaches peuvent s'étendre sur une grande superficie et imposer leurs effets jusqu'à la pointe de la ville du Port. La figure 2.13 (b) présente un zoom de l'étendue des panaches sur le réseau de structures artificielles de la baie. On voit que les panaches peuvent concerner une grande majorité des DCP présents dans la baie mais sur des durées variables.

À partir de ces cartes, nous pouvons faire la distinction entre cinq groupes de structures artificielles par ordre d'importance de temps passé sous influence d'un panache turbide. Le premier groupe concerne les structures n'étant jamais (ou rarement) à l'intérieur d'une zone turbide. Ce groupe concerne les structures Tonne, et Dcp3 ainsi qu'une partie de la concession aquacole (ArdW et ArdN). En moyenne, ces structures se situent à plus de 560m des fronts turbides. Le deuxième groupe comprend la majorité des structures de la baie, ces structures étant moins de 12% du temps dans les zones turbides. Ces structures sont les DCP Dcp5, RaS et RaN, une partie de la concession aquacole (AqE, AqS, ArdE et ArdS), l'épave du *Sea venture* (Epave) et la bouée cardinale Sud (DL_S). Quand elles ne sont pas à l'intérieur des zones turbides ces structures se situent à une distance moyenne de 24m des fronts turbides. Le troisième groupe concerne les structures étant moins de 25% du temps dans les zones turbides. Ce sont les structures Dcp4 et RaC. Quand elles ne sont pas dans les zones turbides ces structures sont à une distance moyenne de 143m des fronts turbides. Le quatrième groupe concerne les structures Dcp2 et Enilorac. Ces structures étant à moins de 34% du temps dans les zones turbides. En dehors des périodes turbides, ce groupe se situe en moyenne à 170m des fronts turbides. Le dernier groupe concerne un seul DCP, le Dcp1, qui est pour moitié de son temps dans une zone turbide et à une distance moyenne de 12m de ces zones le reste du temps.



(a) Etendu des panaches sur tout le complexe alluvionnaire de Saint-Paul.



(b) Zoom sur la zone du réseau de structures artificielles. Les points rouges montrent la position des structures artificielles.

FIG. 2.13 – Cartes de la baie montrant l'étendue des panaches turbides. L'échelle de mesure représente le pourcentage du temps passé sous l'influence des panaches turbides.

Chapitre 3

L'Acoustique marine : quelques éléments de méthode

Sommaire

Introduction	48
3.1 L'onde acoustique	48
3.1.1 Fréquence et longueur de l'onde	49
3.1.2 Célérité de l'onde acoustique	49
3.1.3 Propagation de l'onde ultra-sonore	50
3.2 L'acquisition de données acoustiques en halieutique . . .	50
3.2.1 Principe de fonctionnement de l'acoustique active	51
a) L'échosondeur	51
b) Propriétés de réflexion acoustique des poissons	51
c) <i>Echo-counting</i> et écho-intégration	52
d) TVG (Time Varied Gain)	53
3.2.2 Les principaux biais de la méthode acoustique active . . .	53
a) Tilt-angle	54
b) Détection des poissons en bancs	55
c) Réactions d'évitement latéral	55
3.3 Méthodes d'analyse des données de prospection acoustique 55	
3.3.1 Historique de la Géostatistique	56
3.3.2 Fonction aléatoire et variogramme	57
3.3.3 Modélisation de la structure spatiale	58
a) Les comportements à l'origine	58
b) Modèles avec des structures gigognes	59
c) Quelques modèles usuels	60

3.3.4	Krigeage et simulation	61
3.4	Les méthodes de marquage acoustique	62
a)	La fixation des émetteurs	63
b)	L'anesthésie	64
c)	Biais de la méthode	65

Introduction

La détection, le dénombrement et la quantification des populations sont difficiles à mettre en œuvre en milieu marin. La principale raison est que le milieu marin est hostile à la présence humaine. Aux longueurs d'ondes visibles pour les hommes la lumière pénètre mal dans l'eau, tout au plus quelques dizaines de mètres dans les eaux très claires, et plus du tout dans les eaux très chargées en matière en suspension.

Les ondes acoustiques ne sont pas soumises aux mêmes limitations et se déplacent très facilement dans l'eau. C'est pour cette raison que les outils acoustiques d'exploration se sont développés très tôt en Océanographie. L'une des propriétés physiques des ondes sonores sous-marines est qu'une impulsion émise se propage dans l'eau dans toutes les directions et sera réfléchiée, en partie ou totalement, par un objet lui faisant obstacle (fond, poisson, plancton etc...). Ce signal renvoyé est un « écho » et pourra être enregistré. En utilisant les propriétés physiques des ondes acoustiques réfléchies, il est alors possible d'analyser l'objet ayant fait obstacle au train d'onde.

Cette particularité fut d'abord exploitée à des fins militaires, lors de la première guerre mondiale, afin de détecter la présence de sous-marins. L'étape suivante fut la mise au point de la technique dite de « d'échosondage » (1925-1930), technique permettant de déterminer la profondeur des fonds marins en mesurant le temps mis par l'onde acoustique entre l'émission du signal et sa réception. À la même époque, les avancées en électronique permirent l'utilisation de « sondeurs » pour la détection des poissons. De nos jours, les recherches technologiques ont grandement amélioré l'efficacité de ces outils qui nous permettent non plus seulement de détecter les échos mais aussi et surtout de les analyser.

3.1 L'onde acoustique

Une onde est la propagation d'une perturbation à travers un milieu. Elle consiste en une variation réversible des propriétés physiques locales du médium résultant en un transport d'énergie sans transport de matière.

3.1.1 Fréquence et longueur de l'onde

Les sons peuvent être classés en trois catégories selon leur fréquence (f), ou nombre de variations de pression par seconde ($1 \text{ Hz} = 1 \text{ cycle/s}$) :

- Les infrasons : 0 à 20 Hz,
- les sons audibles par l'homme : 20 Hz à 20 kHz,
- les ultrasons : pour les fréquences supérieure à 20 kHz .

La longueur d'onde λ , est la distance parcourue par l'onde pendant une période d'oscillation. Dans un milieu donné, elle est reliée à la fréquence par la formule :

$$\lambda = \frac{c}{f}$$

avec λ = la longueur d'onde en mètre, c = la célérité en $m \cdot s^{-1}$ et f = la fréquence en Hertz. La longueur d'onde diminue donc quand la fréquence augmente.

3.1.2 Célérité de l'onde acoustique

La célérité de l'onde acoustique correspond à la vitesse de propagation de la variation de pression dans le milieu. Elle ne dépend pas de la fréquence, ni de l'amplitude de l'onde, mais des caractéristiques mécaniques et physiques du milieu de propagation. Le comportement d'un milieu vis-à-vis des ondes sonores est exprimé par une constante appelée impédance acoustique, Z . Elle dépend de sa masse volumique et de la compressibilité du milieu, c'est-à-dire de son aptitude à reprendre sa forme originale après déformation. Z est exprimée par :

$$Z = \sqrt{\frac{\rho}{\chi}}$$

avec Z = impédance acoustique, χ = compressibilité du milieu et ρ = masse volumique.

L'impédance est d'autant plus grande que la densité du milieu est importante et que sa compressibilité est faible. Elle traduit la plus ou moins grande aptitude d'un milieu donné à la pénétration des ultrasons et s'exprime en $kg/m^2/s$.

L'eau étant bien plus dense que l'air, les ondes acoustiques se déplacent bien plus vite dans l'eau ($1500 m \cdot s^{-1}$ dans l'eau douce) que dans l'air ($340 m \cdot s^{-1}$). Mais cette vitesse peut varier en fonction de la température et de la salinité de l'eau. Une bonne approximation de la vitesse du son dans l'eau est donnée par la formule suivante :

$$c = 1449,2 + 4,6 \cdot T - 0,055 \cdot T^2 + 0,00029 \cdot T^3 + (1,34 - 0,010 \cdot T)(S - 35) + 1,58 \cdot 10^{-6}$$

avec c la vitesse de l'onde en $m \cdot s^{-1}$, T la température en °C et S la salinité (SIMMONDS et MACLENNAN, 2005).

3.1.3 Propagation de l'onde ultra-sonore

Une onde ultrasonore se propage dans toutes les directions de l'espace autour de sa source dans les milieux homogènes et forme une onde sphérique. Plus on s'éloigne de la source, plus la pression de l'onde diminue. La pression acoustique originelle (P_0) se répartit sur le pourtour de la sphère formée et du fait de l'augmentation de la surface de cette sphère avec la distance, il en résulte une diminution de la pression acoustique (P_r) qui est fonction du carré de cette distance (R) :

$$P_r = \frac{P_0}{4\pi R^2}$$

Quand une onde traverse une surface séparant deux milieux d'impédance acoustique différente elle subit un phénomène de réflexion/réfraction, accompagné d'une perte d'énergie par absorption pour le signal résultant. Ces propriétés de l'onde acoustique permettent de connaître la nature des cibles ayant réfléchies l'onde acoustique.

3.2 L'acquisition de données acoustiques en halieutique

Toutes les propriétés décrites précédemment sont utilisées en halieutique dans le but de détecter et de quantifier les organismes marins. L'ensemble de ces techniques est décrit sous le nom « d'Acoustique ». L'Acoustique appliquée à l'halieutique présente un certain nombre d'erreurs possibles et de biais. Cependant, son application est probablement l'une des plus précises pour l'évaluation des populations halieutiques. Cette précision passe par une bonne connaissance du fonctionnement et des biais de la méthode.

De manière générale l'acoustique pourra être active ou passive. Les techniques actives se basent sur les propriétés d'un signal retour d'une émission contrôlée et provoquée par l'expérimentateur, alors que les techniques passives se contentent de recevoir les signaux émis par les organismes marins ou des instruments autonomes.

En acoustique active, on distingue par convention deux outils :

- Le SONAR (*SOund NAVigation and Ranging*), émet et reçoit horizontalement ou de façon oblique les signaux sonores. Il est utilisé pour la navigation (obstacles immergés,...) pour la pêche (détection des bancs de poissons) et pour la recherche de sous marins.
- Le sondeur qui travaille verticalement avec un champ de détection plus restreint mais bien plus précis que le sonar. C'est lui qui permet la discrimination, la qualification et la quantification des cibles.

Ces deux types d'appareils peuvent être complémentaires. L'un (le sonar) pour l'observation autour de l'opérateur, l'autre (le sondeur) pour quantifier ces observations.

L'acoustique passive sera elle mise en œuvre dans les techniques de télémétrie, et notamment dans les systèmes de marquage et de *tracking* des organismes vivants.

3.2.1 Principe de fonctionnement de l'acoustique active

a) L'échosondeur

Un échosondeur est un appareil constitué d'un sondeur et d'un transducteur. Le transducteur est une céramique piézo-électrique. Les propriétés de cette céramique sont de se déformer sous l'action d'une impulsion électrique, et inversement, de produire un signal électrique en réponse à une contrainte. Ces deux états de la céramique seront mis en œuvre afin de générer et de recevoir des déformations au milieu environnant. Lors de l'émission, le sondeur appliquera au transducteur une série d'impulsions électriques entraînant une vibration de sa base. La vibration induite sera transmise de proche en proche dans le milieu générant une onde sonore. Dans le cas des instruments acoustiques utilisés en halieutique, les impulsions électriques utilisées génèrent des vibrations de haute fréquence (12 kHz à 500 kHz) produisant donc des ultrasons. L'onde acoustique se compose d'un train d'impulsion de haute fréquence, elle est caractérisée par une durée d'impulsion, une fréquence et une puissance d'émission.

L'onde sonore se propage dans toutes les directions du milieu, et si elle rencontre des surface séparant des milieux d'impédance acoustique différente (cible), elle sera en partie réfléchi. Le retour de cette onde sonore réfléchi fera vibrer la base du transducteur qui restituera ainsi une pulsation électrique au sondeur. Dans la pratique le transducteur passera donc successivement par des phases d'émissions et de réception. Connaissant les caractéristiques de l'onde émise, le traitement de cet écho permettra de déterminer les caractéristiques de la cible rencontrée.

b) Propriétés de réflexion acoustique des poissons

Une cible qui reçoit l'énergie appelée intensité « incidente » d'une onde sonore, renvoie une partie de celle-ci, partie appelée intensité « réfléchi ». La partie « absente » ou « disparue » a été « absorbée » par la cible. Une analogie est faite entre la cible et une surface de réflexion qui renvoie plus ou moins le signal. Cette surface est dénommée « section retro-diffusante (*backscattering cross section* en anglais). Elle est notée σ_{bs} et se définit par la relation :

$$\sigma_{bs} = R^2 \frac{I_r}{I_i}$$

avec R la distance entre la cible et le transducteur, I_i l'énergie de l'onde incidente et I_r l'énergie de l'onde réfléchie (MACLENNAN *et al.*, 2002; SIMMONDS et MACLENNAN, 2005). La TS de la cible (*target strength*) correspond à ce ratio exprimé en décibels et est donnée par la formule :

$$TS = 10 \log_{10}(\sigma_{bs})$$

Chaque cible rencontrée par une onde acoustique génère un écho en fonction de ses caractéristiques. Les poissons étant en grande partie composés d'eau, ils ont donc une impédance proche du milieu où ils évoluent. La plus grande partie de l'écho engendré par un poisson vient en fait de sa vessie natatoire — organe hydrostatique rempli de gaz présent chez la plupart des poissons. La valeur de l'écho du poisson sera donc fonction sa taille et de l'angle d'incidence de l'onde acoustique avec sa vessie natatoire. La relation entre la valeur de TS et la longueur d'un poisson est donnée par la formule :

$$TS = 20 \log_{10}(L) + b_{20}$$

où L est la taille du poisson et b_{20} un coefficient dépendant de l'espèce considérée et de la fréquence d'émission du sondeur (FOOTE, 1987). Ce coefficient résulte de la régression de plusieurs mesures de terrain et peut être trouvé dans la littérature pour les espèces couramment étudiées par les méthodes acoustiques (SIMMONDS et MACLENNAN, 2005).

c) *Echo-counting* et écho-intégration

Nous avons vu que les échos reçus par le transducteur sont transformés en un signal électrique. Historiquement les premières représentations de ces signaux furent des marques obtenues sur des bandes de papiers électrosensibles se déroulant à vitesse constante. Les signaux électriques issus des échos s'imprimaient sur la bande de papier à un niveau représentant la profondeur de détection, et avec une intensité proportionnelle au signal reçu. L'enregistrement obtenu est un échogramme. Aujourd'hui les informations recueillies par les sondeurs sont visualisées sur écran et sont dans le même temps stockées dans des bases de données informatiques ce qui permet de pouvoir analyser les signaux reçus.

À l'origine, du fait de la qualité binaire des données obtenues par les bandes électrosensibles (cible ou pas) la technique de l'*echo-counting* consistait simplement à dénombrer les traces imprimées sur l'échogramme. On pouvait alors travailler sur les densités enregistrées mais l'information sur l'énergie rétrodiffusée était perdue. Aujourd'hui, et avec les progrès réalisés en Acoustique – notamment l'introduction des sondeurs à faisceau partagé - il est possible d'avoir accès à cette information et de suivre les détections issues d'un même poisson sur plusieurs émissions. L'accès à ces fonctionnalités permet dès lors de décrire le déplacement, l'orientation et la vitesse des cibles détectées.

La méthode d'écho-intégration consiste à intégrer le voltage élevé au carré du signal électrique enregistré par le sondeur en fonction du temps ($v(t)$). L'écho-intégration d'une transmission entre le temps t_1 et t_2 est donc l'écho-intégrale E_i :

$$E_i = \int_{t_1}^{t_2} |v(t)|^2 dt$$

En pratique, l'écho-intégration somme les écho-intégrales de plusieurs transmissions. On aura alors l'écho-intégrale moyenne des N transmissions :

$$\bar{E} = \sum_{i=1}^N \frac{E_i}{N}$$

Sous hypothèse de linéarité, la valeur de l'écho-intégration est proportionnelle à la biomasse (FOOTE, 1983; SIMMONDS et MACLENNAN, 2005). La méthode d'écho-intégration permet donc de travailler sur l'abondance des cibles dans le milieu.

d) TVG (Time Varied Gain)

Du fait de la perte d'énergie que subit une onde sonore pendant sa propagation, plus une cible sera proche de la source de l'onde sonore, plus l'intensité acoustique qu'elle recevra sera importante, et plus l'écho réfléchi sera élevé. Connaissant la vitesse de propagation d'une onde dans l'eau (formule empirique basée sur la température et la salinité de l'eau et le temps mis par l'onde sonore pour être reçue, on peut donc savoir à quelle distance du transducteur à été généré l'écho. Une correction sera alors apporté au signal retour afin de rendre la réception indépendante de la distance de détection. Ainsi deux poissons de même taille auront le même écho même s'ils sont à des distances différentes du sondeur. Cette correction en fonction du temps (*Time Varied Gain*) est réalisée par le sondeur avant l'enregistrement des données. Il est à signaler qu'il existe deux fonction TGV principales, $20 \log(R)$ et $40 \log(R)$. La première corrige de manière à rendre les volumes échantillonnés comparables (malgré l'augmentation du volume mesuré avec la profondeur). La seconde fonction TGV corrige de façon à rendre les écho individuels comparables.

3.2.2 Les principaux biais de la méthode acoustique active

Les biais de la méthode acoustique sont liés d'une part à la nature intrinsèque des ondes et d'autre part au comportement des populations étudiées. Nous verrons ici les biais possibles concernant les mesures acoustiques des populations de poissons.

a) Tilt-angle

Le premier biais de la méthode acoustique vient de l'acquisition des échos dans la masse d'eau. Nous avons vu que chez les poissons l'écho est en grande partie généré par la vessie natatoire. La forme allongée de cet organe aura donc une incidence sur la nature de l'écho reçu par le sondeur. Après l'émission par le transducteur, si l'onde acoustique incidente touche la vessie natatoire sur sa plus grande surface, l'écho résultant sera important. Si l'angle du poisson ne permet pas une insonification de la vessie natatoire dans sa plus grande surface, une grande partie du signal va être réfléchié dans une direction différente de celle du transducteur. L'intensité du signal retour sera plus faible (Fig. 3.1). Deux poissons identiques en taille mais détectés à des inclinaisons différentes n'auront pas la même réponse acoustique (FRÉON *et al.*, 1993; MISUND, 1997; SIMMONDS et MACLENNAN, 2005). Ainsi, l'inclinaison du poisson peut induire un biais relativement important. L'inclinaison du poisson dans la masse d'eau est un trait comportemental impossible à contrôler. Cependant, on peut poser l'hypothèse que selon les phases de la journée, les poissons, qu'ils soient isolés ou regroupés en banc, présentent une orientation cohérente entre les individus de la même espèce. Cette orientation étant horizontale pendant les phases de repos ou de déplacement lent, et plus variable pendant les phases actives de nourrissage ou d'exploration.

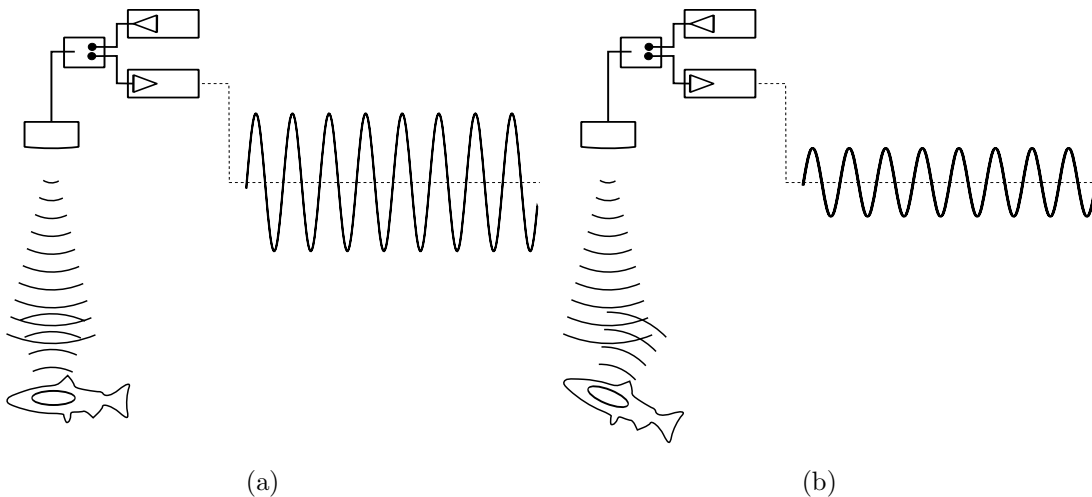


FIG. 3.1 – Effet de l'inclinaison du poisson sur l'amplitude du signal reçu par le sondeur. Le poisson horizontal en (a) renvoi un signal bien plus important que le même poisson insonifié avec un léger angle (b).

b) Détection des poissons en bancs

Un autre biais lié à la Physique des Ondes concerne la résolution de l'outil acoustique. La détection des poissons suffisamment espacés dans la colonne d'eau ne pose pas de problème. Les problèmes apparaissent quand ceux-ci se trouvent trop proches les uns des autres dans le plan vertical. Deux cibles proches d'une distance verticale inférieure à la $\frac{1}{2}$ longueur d'impulsion (de l'émission) sont confondues dans cette même impulsion (train d'onde). Cette distance minimum de discrimination s'appelle la distance limite de confusion et est égale à : $\frac{cT}{2}$ avec c , la célérité du son en m/s , T la durée d'impulsion en secondes. Si les poissons sont trop proches les uns des autres, le compte des échos sera biaisé rendant les méthodes d'*echo-counting* inopérantes. En revanche, et dans la mesure où l'énergie restituée par les deux cibles reste proportionnelle à la biomasse des poissons, l'écho-intégration du signal rétro-diffusé reste valide.

Une limite de l'écho-intégration est atteinte quand les poissons sont regroupés en bancs très denses. Dans cette configuration il peut apparaître un phénomène d'atténuation acoustique rendant l'évaluation de la biomasse du banc incertaine. Ce phénomène est d'autant plus fort que la hauteur du banc est importante.

c) Réactions d'évitement latéral

Un autre biais important, d'origine purement comportementale, réside dans la réaction des poissons vis-à-vis de l'engin réalisant la mesure acoustique. Dans la grande majorité des cas les sondeurs sont embarqués à bord d'embarcations motorisées. Ces unités motorisées peuvent être de taille considérable et induire des réactions d'évitement importantes des poissons à leur approche (SORIA *et al.*, 1996, 2003; MISUND et COETZEE, 2000).

SORIA *et al.* (1996, 2003) proposent un modèle d'évitement des navires de recherche par les espèces pélagiques. Ce modèle prédit dans un premier temps un évitement latéral de bancs de poisson, puis le navire approchant, un évitement vertical, juste au passage du bateau (Fig. 3.2). Cette réaction d'évitement peut être l'origine d'une sous-estimation de la biomasse. Elle est variable en fonction de l'espèce et de l'intensité de la perturbation.

3.3 Méthodes d'analyse des données de prospection acoustique

La dépendance ou la continuité spatiale des données sont des phénomènes communs en écologie marine. Les organismes ont tendance à se distribuer en patches, montrant de fortes densités à certains endroits et étant absents à d'autres. Les espèces marines et notamment les poissons, sont souvent agrégées ou concentrées en réponse à des particularités de leur

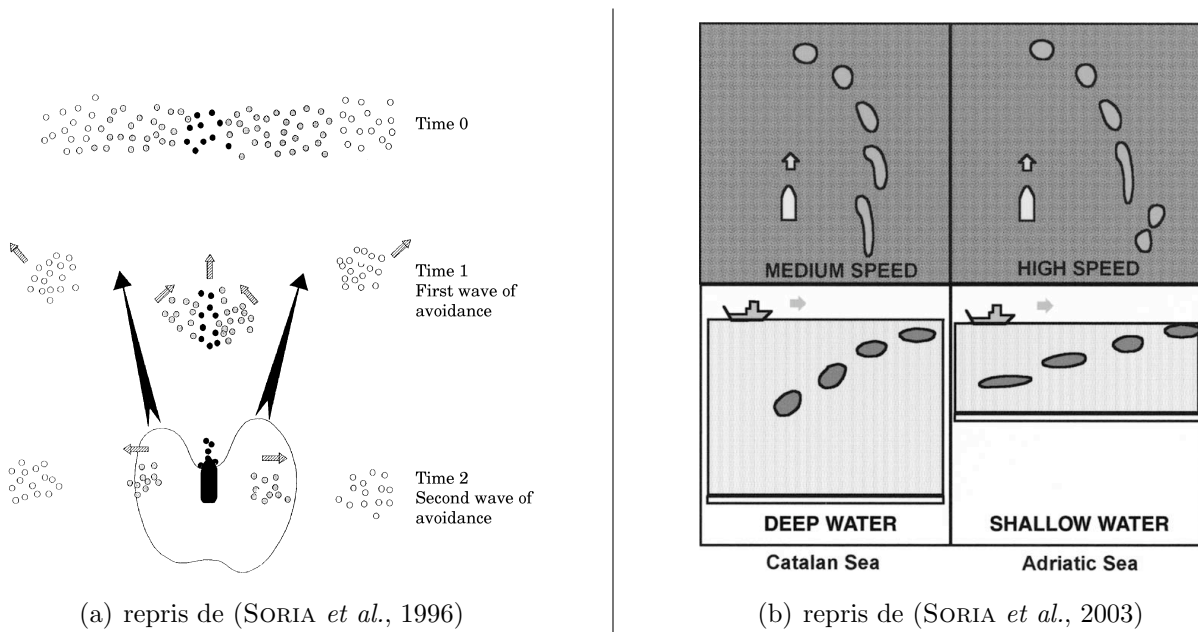


FIG. 3.2 – Modèles d'évitement latéral du bateau proposés par SORIA *et al.* (1996) (a); puis SORIA *et al.* (2003) (b)

environnement. De plus, les populations de poissons sont souvent structurées, rendant leur distribution non aléatoire dans le temps et l'espace à l'intérieur de leur domaine vital. Les mesures faites sur ces populations ont alors plus de chance d'être proches si elles sont prises à des distances proches.

Cette nature non aléatoire de la distribution des poissons rend inopérant les outils classiques de la statistique. Pour analyser ce type de données présentant une dépendance spatiale, les chercheurs se tournent vers les outils de la géostatistique qui se focalisent sur la détection, la modélisation et l'estimation des structures spatiales par l'introduction du concept de variable régionalisées (MATHÉRON, 1971).

3.3.1 Historique de la Géostatistique

L'histoire de la Géostatistique est liée à l'estimation des gisements exploités dans les mines. Dans les années 50, un professeur de l'université du Witwatersrand en Afrique du Sud, Krige, s'est aperçu que la variabilité de la teneur du minerai d'or était liée à la taille, c'est-à-dire au support, sur laquelle celle-ci était calculée. La variabilité des teneurs sur panneau est ainsi beaucoup plus faible que la variabilité des teneurs sur carottage. Cette théorie a ensuite été développée pendant les années 60 par un ingénieur français du Corps des Mines, Georges MATHÉRON qui y consacra sa vie et fonda le centre de géostatistiques de l'École des Mines de Paris à Fontainebleau. Par la suite, les applications géostatistiques

se sont multipliées et diversifiées en étant appliquées à différentes problématiques, comme l'analyse spatiale de données issues de campagnes acoustiques (PETITGAS, 1991; GUIBLIN, 1997). La Géostatistique possède des outils d'exploration de la structure spatiale : le variogramme ; d'estimation et de cartographie : le krigeage.

3.3.2 Fonction aléatoire et variogramme

La structure spatiale d'une variable observée (ex. densité en poissons) peut être expliquée par une fonction aléatoire. Cette fonction aléatoire (*F.A.*) peut être définie comme une variable vectorielle infinie $Z(x) = (Z(x_1), Z(x_2), \dots, Z(x_n), \dots)$ où les composantes, $Z(x_i)_{i=1,2,\dots,\infty}$ sont des variables aléatoires non indépendantes associées à tout point x_i de l'espace. Cette fonction aléatoire étant inaccessible à l'expérimentateur ce dernier se contentera de mesurer sur le terrain l'expression de cette fonction aléatoire. On appelle réalisation de la fonction aléatoire $Z(x)$, une fonction particulière appelée variable régionalisée $z(x) = (z(x_1), z(x_2), \dots, z(x_n))$, où les valeurs $z(x_i)_{i=1,2,\dots,n}$ sont des valeurs numériques particulières, résultat d'un tirage au sort effectué selon la loi de probabilité de Z . Cette fonction aléatoire est stationnaire quand sa distribution spatiale est indépendante de sa position.

$$\begin{aligned} E(Z_x) &= E(Z_y) = m \\ \text{Var}(Z_x) &= \text{Var}(Z_y) = \sigma^2 \\ \text{Cov}(Z_x, Z_y) &= C(x - y) = C(h) \end{aligned}$$

avec x et y deux positions dans l'espace, m et σ^2 la moyenne et la variance de la fonction aléatoire.

Une fonction aléatoire stationnaire est également intrinsèque. Ses accroissements, $Z(x+h) - Z(x)$, sont d'espérance nulle et leur variance ne dépend que du vecteur distance h séparant deux point de l'espace. Ceci définit le variogramme.

$$\gamma(h) = \frac{1}{2} \text{Var}(Z(x+h) - Z(x)) = \frac{1}{2} E [(Z(x+h) - Z(x))^2]$$

En pratique, on cherche à estimer le variogramme régionalisé, demi-moyenne de $[z(x+h) - z(x)]$ sur le champ à l'aide du variogramme expérimental :

$$\gamma^*(h) = \frac{1}{2n_k} \sum_{i=1}^{n_k} [(z(x_i+h) - z(x_i))^2]$$

où les x_i et $x_i + h$ sont les couples de points de données à distance h , en nombre n_k . Le variogramme expérimental est un bon estimateur de la stationnarité de la fonction aléatoire dans la mesure où il est stabilisé, c'est à dire lorsque l'on distingue une portée

et un palier. Le variogramme est en fait un moyen d'analyser la variance d'une variable régionalisée en fonction de la distance séparant les couples de points mesurés dans l'espace.

Si les mesures effectuées sur le terrain répondent à une structure spatiale, il est alors attendu que les points proches dans l'espace ont plus de chance d'être du même ordre. Les points plus éloignés étant plus variables. Cette évolution doit donc se retrouver sur le variogramme expérimental avec, idéalement, une valeur $\sigma(h)$, proche de zéro pour $h = 0$, et augmentant avec h . Le variogramme se stabilise ensuite et atteint un palier. La distance à laquelle le variogramme se stabilise est définie comme la portée. Le niveau où se stabilise le variogramme est appelé le palier.

Une fois le variogramme expérimental stabilisé, le travail suivant consiste à modéliser l'évolution de la variance pour tout point de l'espace et donc pour toutes les distances possibles. Ce modèle théorique sera utilisé pour d'écrire la structure du variogramme, pour estimer des variances, ou pour réaliser des simulations et interpoler la donnée en dehors des points d'échantillonnage en prenant en compte les points d'échantillonnage et la structure intrinsèque de la variable régionalisée.

3.3.3 Modélisation de la structure spatiale

Le modèle doit respecter les propriétés du variogramme.

- La portée et le palier,
- le comportement à l'origine,
- le comportement aux grandes distances,
- l'anisotropie (qui correspond au comportement du variogramme en fonction de la direction dans l'espace),
- l'effet de pépite, qui correspond à la variabilité intrinsèque à la donnée, à savoir la structure à très petite échelle non visible par l'échantillonnage.

a) Les comportements à l'origine

Selon la nature du variogramme expérimental, plusieurs solutions s'offrent pour la modélisation de l'évolution de la variance à petite échelle. On parlera de variable continue quand le variogramme aura une valeur nulle à l'origine. S'il existe une variabilité à l'origine du variogramme, la variable sera discontinue et le modèle intégrera une composante pépitique (Fig. 3.3 (c)). On a ensuite le choix dans la manière dont le variogramme évolue à petite échelle. Cette évolution pourra être très lente, le modèle aura une tangente nulle à l'origine (Fig. 3.3 (a)), ou pas (Fig. 3.3 (b)).

Cette partie de la modélisation doit être très soignée car c'est sur les petites échelles que l'évolution de la variable aléatoire est la plus sensible.

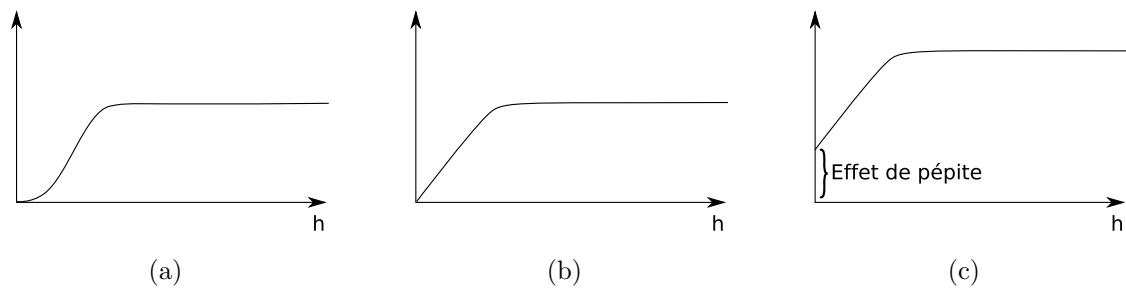


FIG. 3.3 – Exemples de comportements à l’origine des modèles de variogrammes. Variable continue à tangente nulle à l’origine (a), variable continue à tangente non nulle à l’origine (b), et variable discontinue avec un effet pépité (c).

b) Modèles avec des structures gigognes

Parfois, la structure du variogramme laisse apparaître deux portées différentes. Dans ce cas il sera nécessaire de construire un modèle possédant plusieurs composantes pour pouvoir rendre compte de cette évolution. Ce type de modèle est dit avec structure gigogne et illustre classiquement un effet de courte portée et un effet de longue portée (Fig. 3.4). Le nombre de composante participant à un modèle gigogne n’est pas limité.

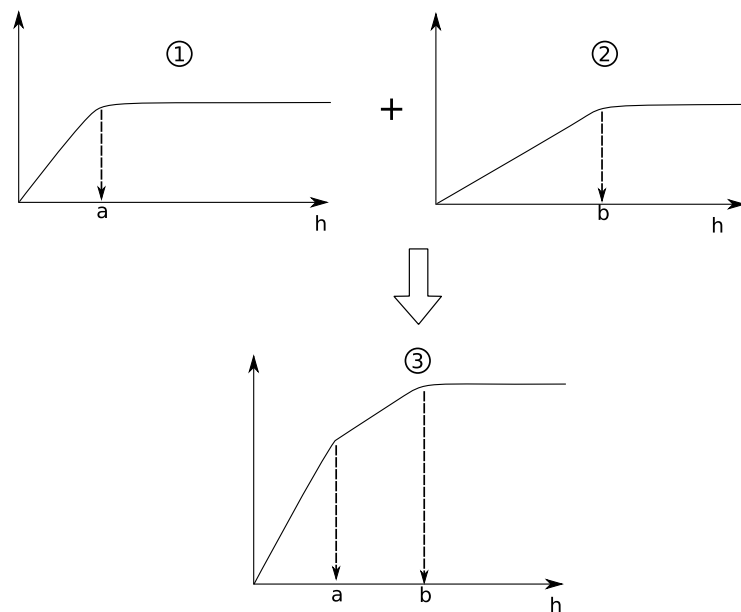


FIG. 3.4 – Modèles avec structure gigogne. Le modèle 3 est la somme d’une structure à courte portée 1 et d’une structure à longue portée 2. Les deux portées a et b se retrouvent dans le modèle final.

c) Quelques modèles usuels

Le nombre de modèle théorique à ajuster au variogramme expérimental n'est pas infini. Il ne s'agit pas de réaliser une régression mais d'utiliser des modèles classiques aux propriétés mathématiques connues. Les principaux modèles utilisés sont présentés sur la figure 3.5.

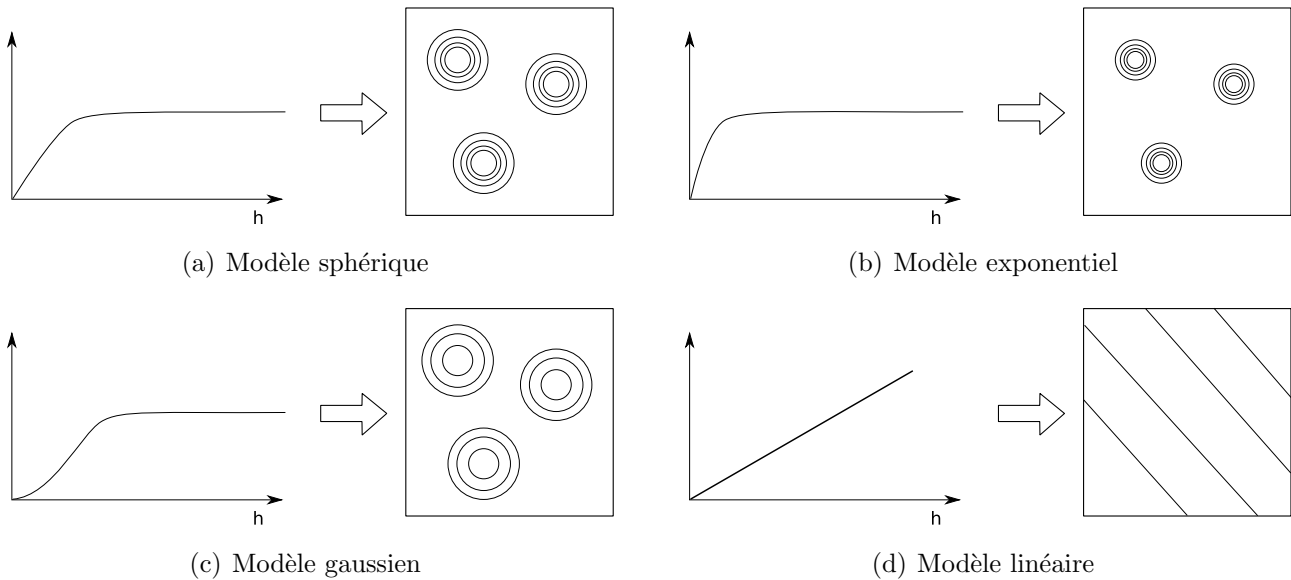


FIG. 3.5 – Modèles usuels utilisés en Géostatistique. La partie gauche des graphiques montre l'allure des variogrammes théoriques et la partie droite donne un exemple de la réalisation utilisant le modèle.

Le modèle de type sphérique (Fig. 3.5 (a)) est le modèle le plus couramment utilisé. Ils induit une pente assez forte à l'origine et le résultat de simulations utilisant ce type de modèle produit une distribution en patch.

Le modèle de type exponentiel (Fig. 3.5 (b)) présente une pente à l'origine plus importante que le modèle sphérique. Il atteint une portée asymptotique et dans la pratique on fixera une portée pratique. Ce type de modèle produit des distributions plus agrégées que le modèle sphérique.

Le modèle de type gaussien (Fig. 3.5 (c)), correspond à un variogramme gaussien et n'a aucun lien avec le théorème de Gauss. Il a la particularité d'avoir une pente nulle à l'origine ce qui produit des agrégations évoluant de manière beaucoup plus graduelle que les deux précédant modèles. On utilisera également une portée pratique avec ce modèle.

Le modèle de type linéaire (Fig. 3.5 (d)) est un cas particulier. En effet, il n'a pas de limite et s'applique donc sur des variogrammes non bornés. Ce type de composante peut cependant être intégré dans un modèle à structure gignone pour traduire un effet graduel

à très grande échelle. Il faut être prudent avec l'utilisation de ce type de composante dans un modèle car il implique que la structure de la donnée n'est pas identique sur le champ d'observation, ceci étant contradictoire avec les hypothèses fondamentales de la géostatistique intrinsèque. Les variogrammes incluant ce type de composante peuvent cependant être qualifiés de pseudo-stationnaires. Dans ce cas de figure l'utilisation de la géostatistique intrinsèque reste possible si par exemple l'effet de ce gradient n'est pas détectable au sein d'échantillons proches.

Tous les modèles présentés ici peuvent être du type isotrope ou anisotrope. Un modèle anisotrope n'aura pas la même portée dans toutes les directions de l'espace. L'anisotropie permet de rendre compte d'un axe de plus grande variance au sein d'une même structure spatiale.

3.3.4 Krigeage et simulation

Le krigeage est un outil qui permet l'interpolation de la donnée. Il existe d'autres estimateurs linéaires utilisés de manière classique, on peut notamment citer les moyennes mobiles, le polygone d'influence, l'ajustement polynomial par les moindres carrés ou l'estimation par l'inverse de la distance. Contrairement à l'estimation globale, l'estimation locale se concentre sur une partie du champ d'étude. Le krigeage est une méthode d'estimation locale à partir des données observées à proximité et prend en compte la configuration géométrique et la structure spatiale de la régionalisation. Le krigeage s'appuie donc sur le travail de régionalisation fait avec les variogrammes en interprétant la variable régionalisée comme une réalisation de la fonction aléatoire modélisée à l'aide du variogramme. A l'inverse d'une méthode d'estimation locale comme l'estimation par l'inverse de la distance, le krigeage utilisera, non seulement la distance séparant les données et le point à estimer, mais également la structure spatiale de la fonction aléatoire commandant le processus étudié. La méthode de krigeage est une méthode dite non biaisée, et la qualité de l'estimation réalisée par cette méthode peut être appréciée à l'aide d'une variance d'estimation. Pour arriver à ce résultat, le krigeage s'articule autour de quatre étapes. On estime une valeur ξ_0 qui est une réalisation de la variable régionalisée en un point du champ

1. $\xi_0 - z(x_0)$ valeur ponctuelle de Z la fonction aléatoire régionalisée en $x = x_0$
2. $\xi_0 - \frac{1}{|V_0|} \int z(x).d(x)$ la valeur moyenne sur le bloc V_0 centré en $x = x_0$
3. $\xi_0 - \int z(x_0 + h)(\rho(h).d(h))$ moyenne mobile pondérée de z .
4. ξ_0 grad $z(x)$ composantes du gradient en $x = x_0$ qui donnent l'inclinaison et la direction d'une stratégie générale.

La quantité sur laquelle repose la méthode de krigeage n'est pas l'estimation ξ_0^* que l'on va réaliser en un point mais l'erreur que l'on va réaliser sur cet estimateur $\xi_0^* - \xi_0$. Les

hypothèses posées dans le cadre de l'utilisation de la géostatistique intrinsèque imposent que les erreurs d'estimation par krigeage en un point donné doivent être une combinaison linéaire pondérée de la fonction aléatoire Z étudiée. La quantité à estimer étant déjà une fonction linéaire de $Z(x)$, la contrainte de linéarité est satisfaite en décrivant l'estimateur comme une combinaison linéaire pondérée des valeurs mesurées : $\Xi_0^* - \sum_{\alpha=1}^n \lambda_{\alpha} \cdot z(x_{\alpha})$ ou Ξ_0^* la variance d'estimation, x_{α} ($\alpha = 1, \dots, n$) sont les sites échantillonnés utilisés pour l'estimation et les poids λ sont les inconnues que le système de krigeage doit trouver. Ces poids dépendront de la structure spatiale de la régionalisation et de la configuration de krigeage. (la disposition géométrique des points mesurés et à estimer). La contrainte de non-biais sur le système de krigeage consiste à considérer que l'erreur d'estimation est d'espérance nulle. Avec le cas notable où le système de krigeage doit vérifier les données observées. La dernière contrainte sur le krigeage sera de trouver les poids qui minimisent la variance de l'erreur d'estimation. Le fait que le système de krigeage doive vérifier les données observées peut être utilisée pour valider le modèle de structure spatiale imposé au système de krigeage. La procédure appelée validation croisée consistera à kriger le jeu de données observées à partir du modèle de structure spatiale déterminé, pour cela on va successivement enlever des observations, les estimer par krigeage et analyser le résultat de l'erreur d'estimation. Plus le modèle structurale sera adapté au jeux de données observées, plus cette erreur d'estimation sera faible.

3.4 Les méthodes de marquage acoustique

À l'opposé de l'acoustique active où les signaux émis sont contrôlés par l'expérimentateur, le marquage acoustique se base sur l'acoustique passive et consiste à placer un émetteur sur l'organisme d'étude, et à récupérer le signal à distance à partir de récepteurs déployés dans le milieu. Son principal attrait est qu'il permet l'individualisation des informations recueillies. Cependant, les récepteurs étant disposés à des endroits pré-définis et ayant des portées limitées, le succès de la localisation dépendra de la densité de récepteurs dans l'aire étudiée et de la durée de présence des poissons marqués dans le rayon de détection du récepteur. En déployant plusieurs récepteurs ou en utilisant un récepteur mobile, on peut ainsi suivre les déplacements d'un individu marqué. En utilisant des marques de signature acoustique différentes, on peut suivre le déplacement de plusieurs individus. Sur les systèmes les plus évolués, les émetteurs possèdent également des capteurs (température, pH, pression, ...) ce qui permet de recueillir des informations sur les conditions du milieu dans lequel évolue les individus marqués.

Le principal inconvénient de ce type d'outil est qu'il nécessite la capture des individus et la fixation des émetteurs, ce qui peut-être l'origine d'une forte mortalité ou de biais

dans le comportement de l'animal.

a) La fixation des émetteurs

Concernant la fixation des émetteurs plusieurs modes opératoires sont envisageables :

- l'implantation externe sur le corps de l'animal,
- l'implantation interne,
- l'ingestion forcée ou volontaire des marques.

Chez les poissons, les marquages les plus efficaces sont ceux par implantation interne ou par ingestion des marques (MARTINELLI *et al.*, 1998; THORSTEINSSON, 2002; JADOT, 2003). Ces modes de marquage entraînent une mortalité réduite, et un taux de rejet de la marque acceptable à nul (JEPSEN *et al.*, 2002; THORSTEINSSON, 2002). Il est à noter que ces résultats dépendent de manière importante de l'espèce étudiée.

L'implantation de la marque dans la cavité péritonéale des poissons nécessite une opération chirurgicale. Afin de respecter le bien être des poissons et de limiter le stress induit par la manipulation, il est nécessaire de recourir à une anesthésie générale des animaux. Le poisson est placé sur un support en forme de « V » le ventre vers le haut. La forme du support doit permettre de maintenir le poisson au niveau du dos mais doit laisser suffisamment de place au manipulateur pour pouvoir opérer confortablement. Le support est placé dans une cuve qui contient de l'eau de mer et un bulleur de façon à maintenir les branchies du poisson dans une eau suffisamment oxygénée. À l'aide d'un bistouri équipé d'une lame stérile le manipulateur pratique une incision médio ventrale la plus petite possible en avant de l'anus et en arrière des nageoires pectorales. L'incision est ensuite élargie grâce à une pince (ou un écarteur) de manière à déchirer les tissus dans un sens parallèle aux fibres musculaires. Les micros déchirures se font ainsi dans le plan de plus faible résistance sans endommager les fibres musculaires ce qui permet une cicatrisation plus rapide que si la totalité de l'incision avait été faite au bistouri. La taille finale de l'incision doit être très légèrement supérieure au diamètre des marques à implanter. Les marques, une fois activées et stérilisées, sont introduites dans la cavité intra péritonéale des poissons. L'expérimentateur doit prendre soin de placer la marque de manière parallèle à la paroi péritonéale et le plus loin possible des viscères pour éviter toute perforation des parois intestinales. Une fois la marque en place il est préférable de placer un point de suture au niveau de l'incision afin de rapprocher les bords de l'incision et de faciliter la cicatrisation de la plaie. Dans le cas du marquage de poissons, l'usage a montré que l'utilisation de fil stériles non résorbables en mono filament synthétique (type polyamide) est préférable. Les fils résorbables se désagrègent trop rapidement au contact de l'eau et ne permettent pas une bonne tenue de la suture pendant le temps nécessaire à la cicatrisation. De même, les sutures mono filament sont préférées aux sutures tressées

car ces dernières permettent un passage de l'eau plus important dans la cavité intra-péritonéale et augmentent les risques d'infections.

b) L'anesthésie

L'anesthésie se décompose en 5 phases distinctes (Tab. 3.1). On parle d'induction quand les poissons progressent dans les stades d'anesthésie, et de réveil quand ils sortent de l'anesthésie et reviennent à un état normal. Pour les besoins d'une implantation interne par chirurgie, il est nécessaire d'atteindre le stade 4 de l'anesthésie.

TAB. 3.1 – Les différentes phases de l'anesthésie chez les poissons.

Phase	Description	Réponse comportementale
1	Sédation légère	Perte partielle des réactions aux stimuli extérieurs
2	Sédation profonde	Perte partielle de l'équilibre; pas de réactions aux stimuli extérieurs
3a	Perte d'équilibre	Les poissons perdent l'équilibre latéral mais maintiennent une activité natatoire
3b	Perte d'équilibre	Arrêt de l'activité natatoire
4	Anesthésie	Perte de l'activité réflexe; pas de réactions aux stimuli externes forts
5	Collapse médullaire	Arrêt mouvements respiratoires suivi d'une mort rapide

Certains facteurs peuvent influencer l'efficacité de l'anesthésie. La température ambiante agissant sur le métabolisme des poissons, elle influence les temps d'induction et de réveil. D'une manière générale, il est préférable de manipuler les poissons dans des conditions proches de celle qu'il trouvera dans le milieu naturel (JEPSEN *et al.*, 2002). De même, la condition corporelle et l'état physiologique des poissons peuvent jouer un rôle important sur l'efficacité de l'anesthésie. Certains anesthésiants se fixent préférentiellement sur les tissus adipeux (tissus de réserve et gonades). De même la taille et le poids des poissons peuvent faire varier le temps de réaction à l'anesthésiant (JEPSEN *et al.*, 2002; THORSTEINSSON, 2002).

Il existe plusieurs composés chimiques possédant des propriétés anesthésiantes et antalgiques. De tous ces composés, le risque commun est de mener les poissons en condition d'hypoxie dû à la faible fréquence ou à l'arrêt des mouvements respiratoires des poissons sous anesthésie. L'hypoxie peut rapidement mener les poissons à la mort si rien n'est fait pour les réveiller. Les différences entre ces composés se font sur la rapidité et la durée de l'anesthésie ainsi que sur la rémanence des effets antalgiques (MUNDAY et WILSON, 1997; DURVILLE et COLLET, 2001; GOMES *et al.*, 2001; ROSS *et al.*, 2007). Le choix de l'anes-

thésiant doit donc correspondre au degré d'anesthésie souhaité et à la durée d'anesthésie la plus courte possible. Parmi les anesthésiant les plus couramment utilisés on peut citer :

- MS 222- Tricaine methane sulphonate. Il est le plus couramment utilisé.
- Benzocaïne - Ethyl-p-aminobenzoate.
- Chlorbutanol- Chlorbutol- Chorethone- Acetochloroforme.
- Methomidate chloride. Ce n'est pas un barbiturique.
- Quinaldine. Il est très peu soluble dans l'eau.
- L'huile de clou de girofle. Ne possède pas de réels effets anesthésiant.

Avant utilisation de ces produits en conditions réel il est indispensable de réaliser des tests préalables.

c) Biais de la méthode

Le principal biais de la méthode du marquage acoustique vient de la modification possible du comportement engendrée par le marquage. En effet, d'une part, le stress engendré par la capture et les manipulations, et d'autre part le poids supplémentaire et le positionnement de la marque sur les individus marqués peuvent être à l'origine d'une modification de leur comportement à plus ou moins long terme.

De manière générale, toutes les manipulations directes des individus ainsi que les périodes de captivité doivent être limités au maximum. En ce qui concerne la gêne occasionnée par la marque, il est généralement admis que la limite à ne pas dépasser est de 5 % du poids des individus. Au delà de cette limite, il existe un risque accru de modifier l'activité de nage et donc le comportement des espèces marquées (THORSTEINSSON, 2002).

Selon les besoins de l'expérimentation, il faudra donc composer avec les différentes sources de perturbation afin de minimiser les gênes. Dans le cas d'un marquage de courte durée (1 à 2 jours) il sera possible de marquer les espèces par ingestion volontaire de marque dissimulée dans un appât. Cette procédure minimise les biais liés aux manipulations. En revanche, l'ingestion des marques peut entraîner une diminution importante du volume stomacal et pénaliser les poissons qui auront plus de difficulté à se nourrir correctement (THORSTEINSSON, 2002). Dans le cas d'un marquage nécessitant une longue période de suivi, il sera donc préférable de procéder à une implantation interne des émetteurs. Les biais seront alors majoritairement liés aux manipulations. Dans ce cas de figure il faudra donc s'efforcer d'acclimater les individus sur une période de temps suffisante pour leur permettre de se remettre de la capture et de l'opération de marquage. Dans tous les cas de figure, des tests préalables sont la manière la plus sûre d'adapter les protocoles de marquage aux espèces cibles.

La deuxième source de biais possible dans les expériences de marquage acoustique vient des limitations physiques de détection du signal acoustique. De manière simplifiée, un

signal acoustique peut être identifié si l'intensité du signal reçu est supérieure à l'intensité du bruit ambiant. L'intensité du signal reçu dépend de la puissance d'émission (ici elle est constante), de la distance entre l'émetteur et le récepteur, et des conditions de bruit ambiant autour du récepteur. Ces derniers dépendent du bruit produit par les organismes vivants autour de l'hydrophone et des conditions physiques du milieu ambiant, comme la présence d'une zone de déferlement, le bruit de la pluie sur la surface de l'eau ou la présence d'une plage de galets à proximité. Ajoutons à ces facteurs que, selon les systèmes utilisés, la présence simultanée de plusieurs marques autour d'un même récepteur peut amener à une collision de plusieurs signaux acoustiques. Ces signaux peuvent alors se combiner et ne peuvent plus être décodés par le récepteur.

Afin de limiter les biais liés à ces problèmes, certains systèmes permettent de travailler sur plusieurs fréquences, d'autres modulent les durées d'impulsion des émetteurs. Malgré cela, il est nécessaire de définir une période maximale au cours de laquelle le poisson peut être présent dans l'aire de détection mais non détectés du fait des conditions environnantes ou de son comportement. Cette période (*blanking period* en anglais) permet d'estimer des périodes de présence continues d'une marque autour d'un récepteur.

Deuxième partie

Analyse de la répartition spatiale dans le réseau de DCP

Chapitre 4

Présentation des données

Sommaire

4.1	Les prospections	69
4.2	Acquisition des données acoustiques	70
4.3	Analyse descriptive des données — Statistiques élémen- taires	72
4.3.1	Fonction de distribution	72
4.3.2	Paramètres de position	72
4.4	Analyse des statistiques descriptives	79
4.4.1	Densité de probabilité et paramètres de position	79
4.4.2	Évolution temporelle de l'indice de biomasse	80
	Évolution sur le nyctémère.	80
	Évolution saisonnière	81
	Conclusion	82

Ce court chapitre a pour objectif de présenter les données acoustiques recueillies au cours de ce travail.

4.1 Les prospections

L'objectif principal de ce travail étant d'analyser la répartition spatiale des poissons au sein du réseau de DCP, nous avons réalisé un échantillonnage acoustique classique (SIMMONDS et MACLENNAN, 2005) à l'intérieur de la baie. Afin d'appréhender d'éventuels changements de comportement liés aux variations nyctémérales, chaque campagne de prospection se compose d'un parcours de nuit et d'un parcours de jour. Chronologiquement, le premier parcours est réalisé pendant la nuit, le second est refait dans le sens contraire une fois le jour levé. Les profils de prospection sont constitués de radiales

perpendiculaires à la côte reliées entre elles par des inter-radiales parallèles à la côte. Ce type de parcours permet d'avoir un effort d'échantillonnage constant entre les isobathes (SIMMONDS et MACLENNAN, 2005). Nous avons adapté les parcours de façon à ce que les radiales et inter-radiales échantillonnent la majorité des DCP. La distance entre les radiales était comprise entre 0.3 et 0.35 miles nautique. Les profils de prospection ont également été adaptés tout au long des campagnes pour tenir compte du déplacement des DCP et de la mise à l'eau (ou du retrait) de certaines d'entre eux. Un exemple type de parcours de prospection est schématisé sur la figure 4.1. Les dates de campagnes ont été déterminées de manière à réaliser les parcours de nuit en condition de nouvelle lune. Ceci permet de limiter les biais liés à un éclairage nocturne variable. Les parcours de jour ont été réalisés à partir de l'aube civile pour chaque campagne. Dans ces conditions, il existe une période de transition non échantillonnée d'environ une heure entre les parcours de nuit et ceux de jour. Le jeu de données final est constitué de 28 campagnes acoustiques (février 2003 à septembre 2006) dont 27 réalisées de jour et 26 de nuit.

L'ensemble des prospections a été effectué à une vitesse de 5 à 6 nœuds à bord de L'Alysse, une embarcation légère de 6 mètres de long. L'embarcation possédait un moteur hors-bord quatre temps relativement plus silencieux qu'un moteur deux temps ou embarqué, ce qui nous permet de supposer que les perturbations qu'il a engendré ont eu peu d'effet sur le comportement des poissons (notamment en ce qui concerne les évitements horizontaux et latéraux).

4.2 Acquisition des données acoustiques

La donnée a été collectée à l'aide d'un sondeur SIMRAD EK60 connecté à un transducteur SIMRAD ES 120-7G à faisceau partagé fonctionnant à une fréquence de 120 kHz et d'une ouverture de 7° à -3dB. Le sondeur a été immergé à un mètre sous la ligne de flottaison du bateau. À cette profondeur, et compte tenu du champ proche du transducteur, il existe une zone aveugle non échantillonnée de 1.80 m en dessous de la surface de l'eau.

Lors des campagnes réalisées en 2003 et 2004 la durée d'impulsion du sondeur était de 0.512 ms. Avec ces paramètres la discrimination des structures sur le fond était difficile (précision verticale de ≈ 40 cm). Ceci nous a conduit à utiliser une durée d'impulsion de 0.128 ms lors des campagnes suivantes, ce qui ramène la précision verticale à 10 cm. Tout au long de l'échantillonnage, la puissance d'émission a été fixée à 500 watts. Les données acoustiques brutes et de navigation (position, cap et vitesse) ont été stockées sur un ordinateur portable grâce au logiciel d'acquisition de Simrad ER60.

À partir de cette donnée brute nous avons réalisé un premier traitement à l'aide du

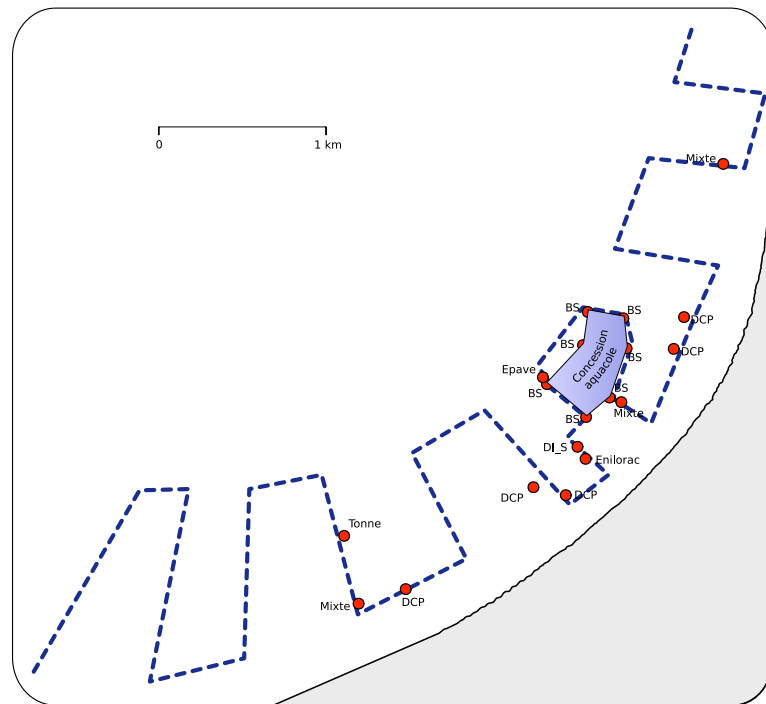


FIG. 4.1 – Profil type d'un parcours de prospection. La route du bateau (pointillé bleu) passe à proximité de la plupart des structures agrégatives (points rouges).

logiciel MOVIES+. Ce prétraitement a permis d'éliminer les échos correspondant au fond ou aux DCP, et de supprimer les échos résultants d'organismes ne nous intéressant pas dans cette étude. En effet il peut arriver que lors d'un changement rapide de la topologie du fond, ou lorsque le faisceau du sondeur rencontre une structure artificielle, le système automatique de détection du fond décroche, incluant ainsi dans la donnée une partie du fond ou des structures. Quand cela arrive, il est alors nécessaire de corriger à la main le profil du fond. Pour limiter le risque d'intégrer des échos ne correspondant pas à des poissons et résultant des larges fluctuations des TS mesurées (MISUND, 1997; BERTRAND et JOSSE, 2000; SIMMONDS et MACLENNAN, 2005) le seuil de filtrage des échos a été fixé à -61 dB.

Une fois ces corrections appliquées, les échos valides ont été séparés en un compartiment démersal ou pélagique, selon que les détections sont enregistrées respectivement en dessous et au dessus de 2m du fond. Enfin, les données de ces deux compartiments ont été intégrées sur des ESDU (*Elementary Sampling Distance Unit*) de 50 m.

Les fichiers en sortie de MOVIES+ (®) sont au format HAC. Ce standard international pour les données acoustiques a été développé afin de faciliter les échanges de données entre halieutes (SIMARD *et al.*, 1997). Il n'est cependant pas très approprié aux analyses statistiques poussées. Afin de faciliter le traitement de cette donnée, nous avons mis en

place un système de base de donnée acoustique sur une architecture POSTGRES. Cette base permet de stocker, d'interroger et de réaliser facilement des calculs sur la donnée brute. La base de donnée est interrogeable en ligne grâce à un serveur Apache ce qui permet d'effectuer des traitements en routine grâce à des scripts écrits en langage PHP ou MySQL.

Bien que nous n'ayons pas appliqué à ces valeurs les facteurs nécessaires pour transformer les indices de densités acoustiques en biomasses de poisson (notamment par l'application d'une valeur de TS adéquat), nous utiliserons néanmoins le terme de biomasse pour alléger le style d'écriture.

4.3 Analyse descriptive des données — Statistiques élémentaires

Dans cette section nous ferons une analyse succincte des caractéristiques statistiques générales du jeu de données.

4.3.1 Fonction de distribution

Les données acoustiques enregistrées présentent des distributions de valeurs d'indice de biomasse (S_a) très dispersées et dissymétriques, avec peu de très fortes valeurs et beaucoup de valeurs très faibles (Fig. 4.2). Ce type de distribution est classiquement rencontré lorsque que l'on mesure des populations de poissons pélagiques (GERLOTTO, 1993; MISUND, 1997). De façon générale, ce type de distribution dans une série statistique est souvent le témoin d'une répartition agrégée dans l'espace ou le temps et est couramment rencontré dans les comptages en écologie. Ceci s'explique par le fait que les animaux se trouvant dans des écosystèmes hétérogènes ne trouvent des conditions favorables à leur survie que dans des endroits très localisés. L'échantillonnage de ce type de population, s'il est suffisamment large, mène inévitablement à ce type de distribution. L'analyse rapide de la figure 4.2 montre que les données de jour (courbe noire) sont plus étendues et légèrement plus dissymétriques que les données de nuit.

4.3.2 Paramètres de position

Le tableau 4.1 résume les principaux paramètres de position et de dispersion de l'indice de biomasse pour les compartiments pélagique et démersal de jour et de nuit. Les tableaux suivants (Tab. 4.2, 4.3 et 4.4) détaillent ces paramètres de jour et de nuit par campagne de prospection.

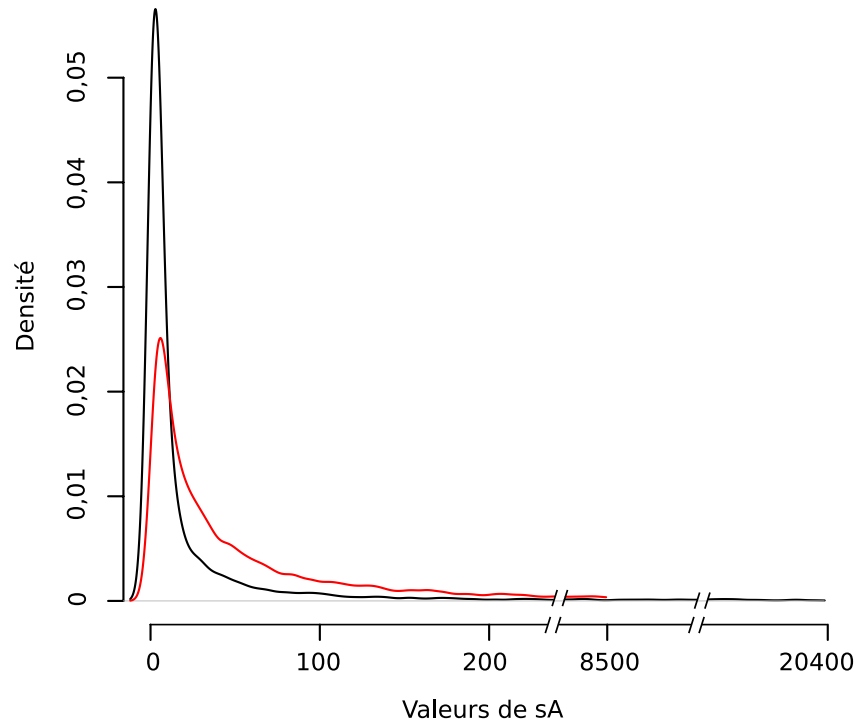


FIG. 4.2 – Densité de probabilité des valeurs d'indice de biomasse (S_a) pour les données mesurées dans la baie de Saint-Paul. La courbe noire correspond aux données de jour, la courbe rouge aux données enregistrées la nuit.

TAB. 4.1 – Statistiques élémentaires des indices de biomasse en m^2/nm^2 des compartiments pélagique, démersal et total pour les données de jour et de nuit.

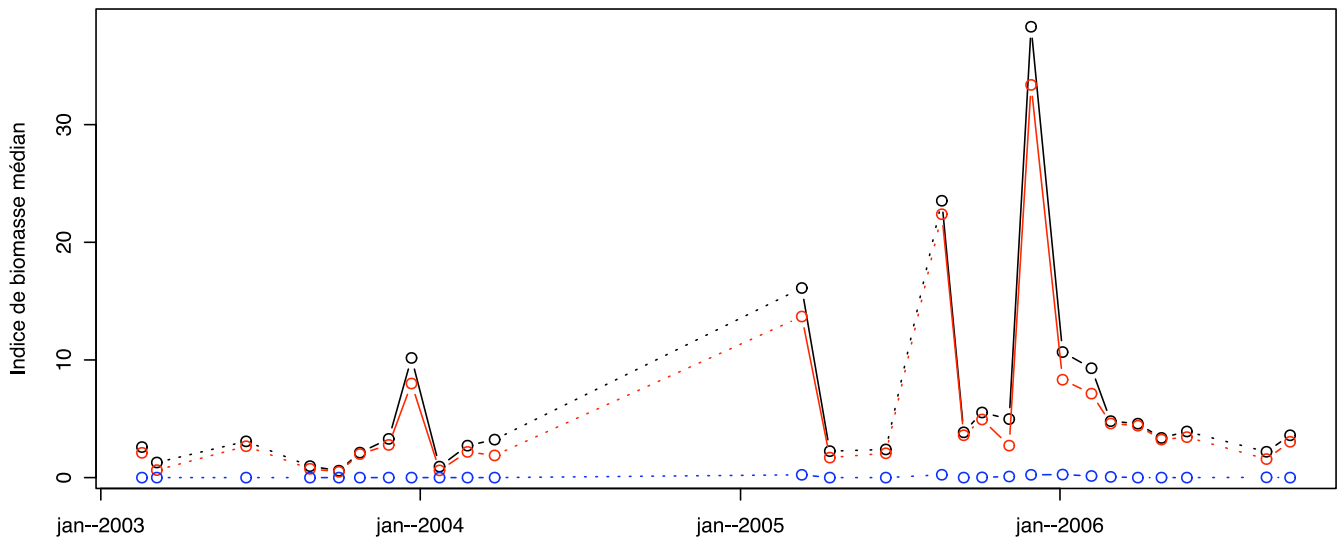
	Jour			Nuit		
	Pélagique	Démersal	Total	Pélagique	Démersal	Total
Moyenne	47.75	28.67	76.42	61.71	14.53	76.24
Médiane	3.72	0.00	4.62	20.78	1.23	27.14
Écart type	267.23	313.05	468.99	182.87	81.36	213.19
Minimum	0	0	0	0	0	0
Maximum	7007.26	18348.93	20392.98	8587.78	5512.56	8588.24
C.V.	5.60	10.92	6.14	2.96	5.60	2.80
n.	9554			9252		

L'analyse du tableau 4.1 nous montre que l'essentiel de la biomasse se situe dans le compartiment pélagique, que ce soit pour les campagnes effectuées la nuit ou le jour. Conformément à la figure 4.2, on remarque que ces données sont très dispersées. Les données de jour sont plus dissymétriques que les données de nuit, ce qui se traduit par un coefficient de variation (écart type/moyenne) variant du simple au double entre la nuit et le jour, et ce, quel que soit le compartiment considéré. Ceci est particulièrement vrai pour le compartiment démersal pendant les prospection effectuées de jour, qui possèdent une médiane à 0 et un maximum à $18348 m^2.nm^{-2}$.

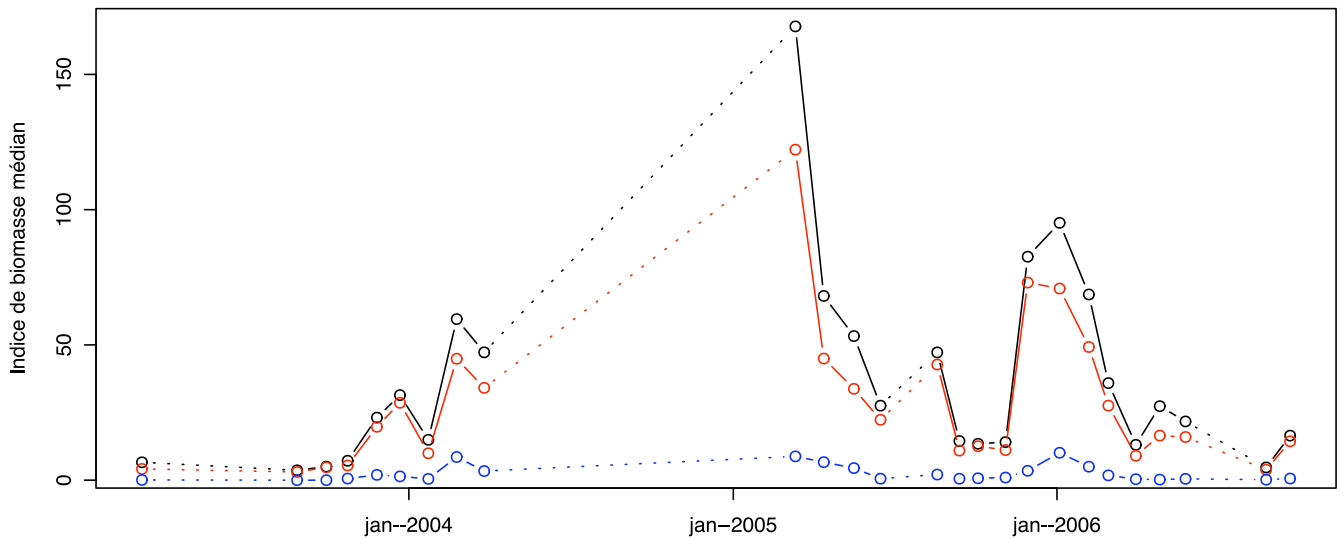
L'analyse du détail des paramètres de distribution par campagne montre la même tendance (Tab. 4.2, 4.3 et 4.4). Les données enregistrées la nuit sont plus homogènes que les données de jour. Il existe cependant une forte variation entre les campagnes.

La figure 4.3 représente l'évolution des indices de biomasse médians² au cours des campagnes. Son analyse montre que les variations de l'indice de biomasse total sont en très grande partie dues à l'évolution de la biomasse du compartiment pélagique. On note également que les indices de biomasse médians sont plus élevés la nuit que le jour, et que les pics de biomasse se situent pendant l'été austral.

² Compte tenu de la distribution des données, ce paramètre semble plus indiqué que la moyenne car moins sensible aux valeurs extrêmes.



(a) Données de jour



(b) Données de nuit

FIG. 4.3 — Évolution de l'indice de biomasse médian au cours des campagnes de prospection acoustique pour les compartiments pélagique (en rouge), démersal (en bleu) et total (en noire) ; pour les données de jour (a) et de nuit (b). Les lignes en pointillés relient les campagnes réalisées à plus d'un cycle lunaire d'intervalle.

TAB. 4.2 – Statistiques descriptives de l'indice de biomasse du compartiment pélagique pour les campagnes acoustiques de jour et de nuit (moyenne, médiane, écart type, minimum, maximum, coefficient de variation, taille de l'échantillon)

Campagne	Jour							Nuit						
	Moy.	Med.	Sd.	Min.	Max.	C.V.	n.	Moy.	Med.	Sd.	Min.	Max.	C.V.	n.
2003-02-17	82.50	2.11	342.79	0.00	3076.70	4.16	262	-	-	-	-	-	-	-
2003-03-06	31.73	0.64	154.89	0.00	1596.19	4.88	222	26.36	4.15	65.14	0.00	689.29	2.47	262
2003-06-16	60.18	2.67	340.90	0.09	5375.17	5.66	442	-	-	-	-	-	-	-
2003-08-28	44.32	0.75	284.87	0.00	3344.16	6.43	331	18.02	3.01	61.91	0.08	739.42	3.44	474
2003-09-30	18.98	0.49	119.16	0.00	1651.10	6.28	381	18.61	4.75	104.41	0.23	1731.90	5.61	423
2003-10-24	14.55	2.00	77.54	0.00	1473.18	5.33	412	13.53	5.41	23.94	0.00	201.36	1.77	397
2003-11-26	19.11	2.78	99.50	0.00	1208.66	5.21	413	32.83	19.74	54.17	1.60	892.28	1.65	418
2003-12-22	86.52	8.00	500.00	0.00	6124.87	5.78	404	60.60	28.61	72.81	4.39	634.34	1.20	427
2004-01-23	22.20	0.61	97.05	0.00	1013.81	4.37	362	33.52	9.95	72.69	0.08	885.74	2.17	415
2004-02-24	115.65	2.18	413.73	0.00	3644.76	3.58	423	79.94	44.88	143.69	0.75	2195.00	1.80	366
2004-03-26	91.78	1.89	428.35	0.00	5275.72	4.67	403	108.39	34.13	232.64	0.79	3235.44	2.15	457
2005-03-12	70.77	13.69	219.40	0.00	3512.01	3.10	411	207.06	122.18	357.33	23.71	5925.95	1.73	420
2005-04-13	36.40	1.70	179.51	0.02	3159.96	4.93	444	94.46	44.96	163.05	0.65	1501.68	1.73	431
2005-05-17	-	-	-	-	-	-	-	78.12	33.77	152.65	1.21	2074.70	1.95	366
2005-06-16	75.28	2.07	341.53	0.15	4179.59	4.54	300	93.38	22.33	291.20	2.05	4175.42	3.12	338
2005-08-19	47.59	22.39	176.31	4.51	2390.51	3.71	314	58.31	42.74	87.84	1.97	926.85	1.51	300
2005-09-13	30.33	3.60	221.94	1.01	3527.35	7.32	293	36.54	10.94	147.53	2.01	2339.56	4.04	289
2005-10-04	20.23	4.94	95.85	0.09	1281.20	4.74	298	45.96	12.56	284.21	3.79	4665.23	6.18	291
2005-11-04	20.22	2.72	82.01	0.59	755.04	4.06	280	54.92	11.13	541.23	2.07	8587.78	9.85	252
2005-11-29	71.32	33.38	383.83	5.46	6566.58	5.38	309	92.61	73.05	74.11	11.09	845.15	0.80	329
2006-01-04	33.05	8.32	109.43	1.22	1002.18	3.31	331	115.86	70.85	178.16	7.65	2351.86	1.54	322
2006-02-06	75.60	7.14	322.88	5.06	3572.96	4.27	335	88.30	49.23	157.14	4.88	2290.68	1.78	338
2006-02-28	55.98	4.60	295.17	2.97	3941.89	5.27	347	52.90	27.56	82.44	3.43	974.18	1.56	320
2006-03-31	11.60	4.41	48.84	3.25	837.77	4.21	428	23.23	9.03	41.21	3.52	356.85	1.77	221
2006-04-27	30.75	3.23	125.48	2.38	1150.65	4.08	347	38.79	16.48	52.24	2.64	292.77	1.35	354
2006-05-26	43.99	3.44	188.31	2.08	1925.67	4.28	352	38.73	15.94	67.94	2.33	820.43	1.75	360
2006-08-25	12.67	1.57	55.11	0.26	655.42	4.35	359	20.30	3.89	101.65	0.66	1388.53	5.01	335
2006-09-21	55.59	3.04	435.55	0.10	7007.26	7.84	351	36.69	14.35	165.48	3.85	2729.64	4.51	347

TAB. 4.3 – Statistiques descriptives de l'indice de biomasse du compartiment démersal pour les campagnes acoustiques de jour et de nuit (moyenne, médiane, écart type, minimum, maximum, coefficient de variation, taille de l'échantillon)

Campagne	Jour						Nuit							
	Moy.	Med	Sd.	Min.	Max.	C.V.	n.	Moy.	Med	Sd.	Min.	Max.	C.V.	n.
2003-02-17	35.76	0.00	230.99	0.00	2794.95	6.46	262	—	—	—	—	—	—	—
2003-03-06	14.18	0.00	54.28	0.00	489.20	3.83	222	7.64	0.08	29.57	0.00	308.07	3.87	262
2003-06-16	29.80	0.00	162.99	0.00	2118.98	5.47	442	—	—	—	—	—	—	—
2003-08-28	15.25	0.00	154.17	0.00	2661.21	10.11	331	11.05	0.00	111.90	0.00	1646.13	10.13	474
2003-09-30	23.34	0.00	190.16	0.00	3201.96	8.15	381	3.31	0.00	42.12	0.00	852.00	12.71	423
2003-10-24	8.96	0.00	64.54	0.00	870.71	7.20	412	2.92	0.59	14.88	0.00	217.56	5.09	397
2003-11-26	21.95	0.00	176.07	0.00	3050.43	8.02	413	5.97	1.96	22.21	0.00	343.05	3.72	418
2003-12-22	24.16	0.00	82.33	0.00	758.45	3.41	404	5.06	1.39	11.51	0.00	173.60	2.28	427
2004-01-23	30.83	0.00	179.37	0.00	3032.85	5.82	362	9.00	0.48	46.86	0.00	737.05	5.21	415
2004-02-24	68.84	0.00	350.60	0.00	6039.65	5.09	423	23.79	8.55	58.31	0.00	664.72	2.45	366
2004-03-26	56.07	0.00	249.49	0.00	2756.31	4.45	403	32.26	3.36	87.22	0.00	1096.97	2.70	457
2005-03-12	62.89	0.24	361.10	0.00	4787.86	5.74	411	49.82	8.79	112.30	0.00	1283.02	2.25	420
2005-04-13	9.71	0.00	37.04	0.00	477.91	3.81	444	38.79	6.66	109.57	0.00	1306.87	2.82	431
2005-05-17	—	—	—	—	—	—	—	28.38	4.46	65.41	0.00	759.26	2.30	366
2005-06-16	11.32	0.00	78.27	0.00	954.29	6.91	300	25.16	0.55	300.97	0.00	5512.56	11.96	338
2005-08-19	15.29	0.24	112.46	0.00	1803.09	7.36	314	5.92	2.07	18.39	0.09	209.42	3.11	300
2005-09-13	6.37	0.00	27.86	0.00	247.81	4.37	293	16.91	0.54	89.22	0.00	1005.38	5.28	289
2005-10-04	8.24	0.02	32.70	0.00	280.97	3.97	298	4.26	0.71	18.26	0.00	218.90	4.28	291
2005-11-04	29.20	0.09	79.93	0.00	668.63	2.74	280	6.63	0.97	21.74	0.00	167.01	3.28	252
2005-11-29	17.67	0.24	67.43	0.00	966.63	3.82	309	6.75	3.46	12.04	0.00	123.54	1.78	329
2006-01-04	11.39	0.26	35.57	0.00	422.86	3.12	331	17.84	10.13	21.23	0.00	133.16	1.19	322
2006-02-06	121.60	0.14	1032.83	0.00	13147.22	8.49	335	18.29	4.98	39.79	0.00	383.47	2.18	338
2006-02-28	73.68	0.06	992.84	0.00	18348.93	13.48	347	8.29	1.78	22.79	0.00	182.28	2.75	320
2006-03-31	8.94	0.00	59.85	0.00	1093.20	6.69	428	6.61	0.36	20.18	0.00	156.63	3.05	221
2006-04-27	9.46	0.00	60.88	0.00	980.57	6.43	347	7.22	0.21	20.97	0.00	173.03	2.90	354
2006-05-26	19.77	0.00	168.12	0.00	3018.02	8.51	352	7.60	0.48	23.32	0.00	199.91	3.07	360
2006-08-25	12.32	0.02	34.80	0.00	336.12	2.82	359	4.36	0.17	21.57	0.00	254.60	4.95	335
2006-09-21	11.42	0.00	64.22	0.00	905.89	5.62	351	4.73	0.60	26.05	0.00	379.86	5.51	347

TAB. 4.4 – Statistiques descriptives de l'indice de biomasse totale pour les campagnes acoustiques de jour et de nuit (moyenne, médiane, écart type, minimum, maximum, coefficient de variation, taille de l'échantillon)

Campagne	Jour							Nuit						
	Moy.	Med.	Sd.	Min.	Max.	C.V.	n.	Moy.	Med.	Sd.	Min.	Max.	C.V.	n.
2003-02-17	118.26	2.59	552.04	0.00	5871.64	4.67	262	–	–	–	–	–	–	–
2003-03-06	45.91	1.28	166.61	0.00	1597.58	3.63	222	34.00	6.61	75.70	0.00	690.70	2.23	262
2003-06-16	89.98	3.08	396.08	0.24	5380.40	4.40	442	–	–	–	–	–	–	–
2003-08-28	59.57	0.97	326.93	0.00	3346.42	5.49	331	29.07	3.64	138.99	0.08	2049.43	4.78	474
2003-09-30	42.32	0.59	245.97	0.00	3203.07	5.81	381	21.92	5.01	130.18	0.23	1928.62	5.94	423
2003-10-24	23.52	2.12	102.98	0.00	1501.08	4.38	412	16.45	7.18	28.32	0.00	221.68	1.72	397
2003-11-26	41.06	3.29	225.06	0.00	3645.40	5.48	413	38.81	23.13	61.13	1.79	905.84	1.58	418
2003-12-22	110.69	10.17	531.31	0.00	6261.13	4.80	404	65.65	31.43	76.21	5.74	635.29	1.16	427
2004-01-23	53.02	0.93	212.15	0.00	3045.50	4.00	362	42.51	14.92	88.63	0.08	885.74	2.08	415
2004-02-24	184.49	2.72	672.06	0.00	9028.85	3.64	423	103.74	59.55	161.97	0.78	2196.90	1.56	366
2004-03-26	147.85	3.23	591.24	0.00	6174.76	4.00	403	140.65	47.25	259.98	0.79	3241.38	1.85	457
2005-03-12	133.65	16.11	417.73	1.01	4797.69	3.13	411	256.88	167.75	394.04	25.73	6075.78	1.53	420
2005-04-13	46.11	2.25	187.54	0.12	3169.68	4.07	444	133.25	68.10	223.46	2.20	1716.73	1.68	431
2005-05-17	–	–	–	–	–	–	–	106.50	53.27	177.44	1.71	2188.28	1.67	366
2005-06-16	86.60	2.39	371.62	0.15	4179.59	4.29	300	118.54	27.55	476.28	2.35	7164.76	4.02	338
2005-08-19	62.88	23.53	252.00	4.60	3316.03	4.01	314	64.23	47.23	96.17	2.15	1116.42	1.50	300
2005-09-13	36.70	3.85	227.46	1.01	3547.82	6.20	293	53.45	14.46	171.07	2.70	2340.41	3.20	289
2005-10-04	28.47	5.53	109.08	0.09	1306.87	3.83	298	50.22	13.45	285.11	3.79	4665.49	5.68	291
2005-11-04	49.42	4.97	129.40	0.59	933.66	2.62	280	61.55	14.07	541.28	2.16	8588.24	8.79	252
2005-11-29	88.99	38.32	398.02	6.69	6691.46	4.47	309	99.36	82.61	75.90	13.70	845.36	0.76	329
2006-01-04	44.44	10.67	122.38	1.22	1002.38	2.75	331	133.70	95.13	182.77	9.80	2372.94	1.37	322
2006-02-06	197.20	9.30	1320.32	5.06	15700.19	6.70	335	106.59	68.65	170.78	5.11	2290.68	1.60	338
2006-02-28	129.66	4.80	1146.08	2.97	20392.98	8.84	347	61.18	35.89	86.15	3.95	1000.55	1.41	320
2006-03-31	20.54	4.58	81.08	3.25	1098.09	3.95	428	29.84	13.06	44.77	3.52	357.53	1.50	221
2006-04-27	40.22	3.37	146.37	2.38	1153.52	3.64	347	46.01	27.35	55.49	2.73	313.33	1.21	354
2006-05-26	63.76	3.92	300.58	2.08	4042.21	4.71	352	46.33	21.71	76.67	3.06	821.00	1.65	360
2006-08-25	24.99	2.20	75.00	0.26	738.45	3.00	359	24.66	4.71	104.75	0.70	1388.53	4.25	335
2006-09-21	67.01	3.60	456.18	0.10	7231.89	6.81	351	41.42	16.47	184.53	3.89	3109.50	4.45	347

4.4 Analyse des statistiques descriptives

4.4.1 Densité de probabilité et paramètres de position

L'analyse de la figure 4.2 et des tableaux 4.1, 4.2, 4.3 et 4.4, a montré que quel que soit le compartiment ou la période de l'année, les données sont très dispersées et dissymétriques. La figure 4.3 illustre l'évolution de l'indice de biomasse des compartiments pélagique et démersal au cours de notre échantillonnage. Le fait que le compartiment pélagique soit le moteur de l'évolution de la biomasse totale nous indique que, soit les espèces pélagiques sont dominantes dans le système de la baie de Saint-Paul, soit que le compartiment démersal souffre d'un biais dans l'échantillonnage. Ces deux solutions ne sont pas exclusives.

À la Réunion, le « Pech'cavale » (*Selar crumenophthalmus*) est la principale espèce de poissons pélagiques côtiers d'intérêt halieutique. Dans la baie de Saint-Paul, c'est une ressource abondante qui est accessible aux pêcheries (senne de plage, palangrotte) de février à octobre (TESSIER, 2005). Lorsque cette espèce n'est plus accessible, les pêcheurs ciblent le « bankloche » (*Decapterus macarellus*), espèce d'intérêt halieutique équivalent mais dont les captures sont globalement plus faibles (ROOS *et al.*, 1997). Ces deux espèces sont abondantes dans la baie et décrites en association non obligatoire avec les structures artificielles (TURQUET *et al.*, 1998; POTHIN *et al.*, 2001). En ce qui concerne les espèces démersales, leur place dans les pêcheries est moins importante. Ce sont des espèces très recherchées mais elles sont moins abondantes en terme de débarquement. À l'inverse des espèces pélagiques, ces espèces sont pour la plupart très inféodées au substrat et ne possèdent pas de grande capacité de dispersion (cf. chapitre 2). Cette caractéristique de leur biologie fait que dans la baie de Saint-Paul (qui possède des fonds vaso-sableux homogènes) les seuls abris ou substrat durs disponibles sont les structures artificielles. À l'échelle de la baie, leur présence est donc très localisée. Un autre point important concernant ces espèces, est que la méthode d'investigation que nous avons mise en place ne permet pas d'échantillonner les espèces vivant trop près du fond ou à l'abri des structures artificielles. Selon les études précédentes (TURQUET *et al.*, 1998; POTHIN *et al.*, 2001) les espèces démersales détectables en acoustique sous marine sont des Mullidés et des Lutjanidés. Dans cette dernière famille, le « Ti jaune » (*Lutjanus kasmira*) est l'espèce la plus souvent rencontrée sur les habitats artificiels de la baie de Saint-Paul et de la Possession (TESSIER, 2005). Ces arguments expliquent en grande partie le fait que la distribution de l'indice de biomasse du compartiment démersal présente une dissymétrie aussi marquée (médiane à zéro) et une dispersion aussi importante.

4.4.2 Évolution temporelle de l'indice de biomasse

L'évolution temporelle de l'indice de biomasse peut-être analysée sur deux niveaux. Dans un premier temps on s'attachera à analyser l'évolution nycthémerale des biomasses dans la baie, puis nous analyserons l'évolution de l'indice sur les différentes campagnes d'échantillonnage.

Évolution sur le nycthémère. Notre donnée montre que les biomasses médianes calculées sur les données de jour sont toujours plus faibles que celles calculées de nuit (Tab. 4.1 et Fig. 4.3). Pour pouvoir expliquer cette particularité il faut considérer plusieurs scénarios possibles. Les plus fortes valeurs de sA médian de nuit en comparaison aux valeurs de jours peuvent être expliquées de trois manières.

1. Il y a une apparition de biomasse au sein du réseau de DCP pendant la nuit (processus d'immigration),
2. il y a une disparition de biomasse pendant le jour (émigration des poissons hors de la baie),
3. les échos enregistrés de nuit ne répondent pas de la même manière pour un stock de poissons identiques du fait du comportement différent des poissons le jour et la nuit.

Les deux premières hypothèses ne sont pas vérifiables à l'aide de notre jeu de données. En effet, les profils de prospection que nous avons utilisés n'échantillonnent que les isobathes jusqu'à une profondeur de 60 m. Dans ces conditions il est difficile d'appréhender des migrations nycthémerales à large échelle. Pour pouvoir vérifier ces hypothèses il aurait fallu étendre les prospections plus au large et à l'extérieur de la baie ce qui aurait amené d'autres contraintes étant donné la taille du domaine à échantillonner et notamment :

- davantage d'évitement des poissons du fait de la nécessité d'utiliser un bateau plus gros,
- une incompatibilité entre le profil d'échantillonnage et les déplacements relativement rapides des poissons (à l'échelle de la baie) ce qui nous aurait obligé à espacer les radiales et donc à réduire notre échantillonnage au niveau des DCP, tous situés dans la zone côtière.

En revanche, la troisième hypothèse trouve de nombreux exemples dans la littérature. Il est reconnu que les poissons pélagiques se regroupent en banc pendant le jour et se dispersent en une couche diffuse pendant la nuit (GERLOTTO, 1993; FRÉON *et al.*, 1996; FRÉON et MISUND, 1999; BREHMER *et al.*, 2007). Cette différence tient au fait que ces espèces tirent un avantage à se déplacer en banc pendant le jour, mais que la nuit le maintien de la cohésion du banc est plus difficile du fait d'un manque de lumière limitant le contact visuel entre congénères. Ainsi, le jour, les poissons sont moins facilement

déTECTABLES car agrégés en *patch*, alors que la nuit, ils sont répartis de manière plus homogène dans le milieu rendant les probabilités de rencontre plus élevées. De plus, les travaux antérieurs montrent que l'espèce dominante dans la baie de Saint-Paul est le *Selar crumenophthalmus*. Cette espèce au comportement alimentaire nocturne (ROUX et CONAND, 2000; ROOS *et al.*, 2007) présente bien les caractéristiques comportementales de poissons grégaires obligatoires (SORIA *et al.*, 2007). Un autre argument confirmant cet effet comportemental et l'évolution des coefficients de variation entre la nuit et le jour, allant du simple au double et montrant ainsi que les échantillons sont plus homogènes la nuit. Le plus fort évitement diurne des poissons pourrait également induire une sous-estimation de la biomasse le jour mais l'utilisation d'un petit bateau relativement silencieux a certainement limité cet effet. Nous avons vu en revanche dans le chapitre concernant les biais liés à l'utilisation de l'acoustique marine (cf. chapitre 3 et travaux de FRÉON *et al.* (1993)) que les variations de *tilt angle* plus fortes liées notamment à une activité trophique nocturne devrait induire une sous-estimation de la biomasse. Dans notre cas, il est possible que la forte dispersion nocturne de la biomasse qui a entraîné une augmentation de sa détectabilité ait compensé largement la perte possible du signal acoustique lié à ce phénomène. Sous cette hypothèse, les différences observées entre le jour et la nuit pour les valeurs de sA et pour les coefficients de variation sont probablement d'origine comportementale et le scénario 3 est le plus probable.

Ainsi, à défaut d'informations complémentaires sur les processus de migration nycthémerale, nous considérerons que les différences observées entre le jour et la nuit pour les valeurs de sA et pour les coefficients de variation sont d'origine comportementale.

Évolution saisonnière La figure 4.3 montre également la variation saisonnière de l'indice de biomasse. Les pics de biomasse sont observés pendant l'été austral. Ces événements correspondent aux périodes de recrutement du *Selar crumenophthalmus* (au sens halieutique du terme) et donc à une arrivée des juvéniles dans la baie vers le mois de novembre (TESSIER, 2005; ROOS *et al.*, 2007). Il est à noter que les pics de biomasse identifiés dans le compartiment pélagique se retrouvent dans les données de jour et de nuit. Concernant le compartiment démersal, on observe une légère augmentation de l'indice de biomasse mais uniquement pendant la nuit et lors des pics importants dans la biomasse pélagique. Il faut considérer cette information avec prudence car il est possible que pendant les phases nocturnes de recrutement du *Selar crumenophthalmus*, on assiste à une « pollution » du compartiment démersal.

Conclusion

En conclusion de ce chapitre de présentation de la donnée on doit retenir les points suivants :

- Les données de biomasse présentent une forte dispersion et une importante dissymétrie vers les faibles valeurs,
- le compartiment pélagique domine la biomasse totale dans la baie,
- les variations nyctémérales et saisonnières de l'indice de biomasses correspondent à la biologie et au comportement du *Selar crumenophthalmus*, principale espèce trouvée dans la baie,
- les paramètres de position des données récoltées suggèrent une répartition agrégée pour les deux compartiments considérés.

Aux vues de ces résultats il est maintenant nécessaire d'explorer la composante spatiale de l'indice de biomasse et de centrer cette analyse sur les structures artificielles. Le caractère agrégé de la donnée correspond t-il à une réponse à la présence des structures artificielles au sein de la baie, ou peut-il s'expliquer de manière indépendante de ces structures ?

Chapitre 5

Détermination de la zone d'agrégation autour des DCP

Sommaire

5.1	Problématique	83
5.2	Matériel et méthodes	85
5.2.1	Données acoustiques	85
5.2.2	Construction de la base de donnée	85
5.2.3	Modélisation de la zone d'agrégation des DCP	85
5.3	Résultats	86
5.3.1	Distribution des valeurs de <i>TS</i> des <i>Tracks</i>	86
5.3.2	Modélisation de la zone d'agrégation des DCP	87
	a) Compartiment pélagique	87
	b) Compartiment démersal	88
5.4	Variabilité de la zone d'agrégation des DCP.	94
	Conclusion	97

Le but de cette étude est de déterminer à partir de quelle distance on peut considérer qu'un poisson est associé aux DCP dans la baie de Saint-Paul.

5.1 Problématique

Comme nous l'avons vu en introduction de ce manuscrit, il est reconnu que tout objet flottant ou immergé dans le milieu marin est susceptible de provoquer une concentration de poissons autour de lui. Les pêcheurs tirent parti de ce phénomène pour augmenter leurs captures et diminuer leur effort de pêche (MILLER, 2002). Parmi les différentes familles

décrites en association, celle des Carangidés est la plus souvent observée. Sur notre site d'étude, l'espèce dominante est un carangidé (*Selar crumenophthalmus*) (TESSIER, 2005; ROOS *et al.*, 2007) et on s'attend donc à ce que la biomasse échantillonnée dans la baie se retrouve agrégée à proximité des DCP immergés dans la baie. Les premières études réalisées sur les structures artificielles de la baie de Saint-Paul ont montré que les *Selar crumenophthalmus* sont des extranatants ou des circumnatants c'est-à-dire des poissons se trouvant soit entre 2 et 50 m des DCP soit au delà de 50m et qu'ils possèdent également un grand rayon d'action (TURQUET *et al.*, 1998; POTHIN *et al.*, 2001). La distance à laquelle les poissons peuvent détecter une structure artificielle a été partiellement explorée, notamment chez les thons *Thunnus albacares*, pour lesquels cette distance peut être de plusieurs kilomètres (DAGORN *et al.*, 2000; GIRARD *et al.*, 2004)). Néanmoins, la dynamique spatiale d'agrégation autour de ces structures où la biomasse est significativement supérieure aux zones alentours reste peu documentée. STANLEY et WILSON (1996) définissent la zone d'agrégation d'une plate-forme pétrolière à 16 m autour des piliers de cette plateforme. Ils décrivent également un gradient de densité autour de la structure avec des valeurs de densité plus élevées de 4 à 12 m de la structure que de 16 à 20 m. Dans une autre étude FABI et SALA (2002) montrent que la zone d'agrégation d'un récif artificiel varie entre 5 et 50 m selon l'environnement local et la taille du récif, et que cet effet sur la biomasse est très réduit à 80m de distance. En Malaisie, IBRAHIM *et al.* (1990) déterminent, par des relâches de poissons de différentes espèces, que la zone d'agrégation effective des *unjams* est de 180 m. Les méthodes utilisées dans ces études ne permettent pas l'évaluation de l'effet des structures à grande distance, et se focalisaient sur l'étude d'un type de structure unique. Dès lors et parce que notre jeu de données le permet, il est tentant de s'interroger sur l'influence des DCP à plus grande distance, et d'intégrer la variabilité pouvant exister entre différents types de structures afin de rendre cette connaissance moins spécifique à la structure étudiée.

Dans ce chapitre nous chercherons à qualifier et quantifier la zone d'agrégation des DCP de la baie de Sain-Paul. Afin de prendre en compte les différences des caractéristiques de l'indice de biomasse selon le compartiment pélagique ou démersal et selon la période du nyctémère (cf chapitre précédent), nous avons distingué les deux compartiments et les deux périodes du nyctémère dans cette analyse.

5.2 Matériel et méthodes

5.2.1 Données acoustiques

Durant l'acquisition des données acoustiques, le sondeur enregistre toutes les cibles détectées dans la masse d'eau. Ces enregistrements de cibles isolées ont entre autre, une intensité acoustique (*Target strength*) et une profondeur de détection. L'utilisation d'un sondeur à faisceau partagé permet d'obtenir de manière précise la position de la cible à l'intérieur du faisceau du sondeur. Afin de ne sélectionner que les échos correspondant à des poissons, il existe des procédures de filtrage de ces échos. Ce filtrage se base sur les variations de l'intensité, de la profondeur et de la vitesse de déplacement de la cible. Les données ainsi filtrées sont appelées des *Tracks*. Leur nombre et leur TS moyenne sont calculés par le logiciel MOVIES+. C'est sur ce jeu de données que nous avons travaillé en commençant par effectuer une analyse des distributions des valeur de TS pour les *Tracks* pélagiques et démersaux.

5.2.2 Construction de la base de donnée

Nous avons ensuite posé comme hypothèse que le comportement d'association est indépendant du type de DCP et ne dépend que de l'espèce associée. Les *Tracks* ont donc été analysés en fonction de leur distance par rapport au DCP le plus proche. Du fait de la précision de la donnée de navigation (GPS) les données ont été regroupées en classe de 50 m de distance. Nous avons calculé la densité de *Tracks* en sommant les détections par classe de 50 m de distance aux DCP et en divisant ce nombre par une estimation du volume d'eau échantillonné. L'estimation du volume se fait en assimilant la forme du faisceau du sondeur à un cône de révolution dont le volume (V) vaut $V = \frac{1}{3}\pi r^2$. Afin de limiter l'influence du nombre de détections en fonction des campagnes, nous avons ramené le nombre de détections par classe de 50 m au nombre moyen de détections par campagne et nous avons donc travaillé sur des densités de *Tracks* moyennes relatives.

5.2.3 Modélisation de la zone d'agrégation des DCP

Afin de modéliser l'évolution de la densité moyenne relative en fonction de la distance aux DCP, nous avons procédé à une régression non linéaire des densités observées sur un modèle de perte exponentielle.

La forme générale des régressions non linéaires est $y = \eta(x, \beta) + \epsilon$ où x est un vecteur de covariables, β un vecteur de p -composant de paramètres inconnus et ϵ les résidus $\sim \mathcal{N}(0, \sigma^2)$ (VENABLES et RIPLEY, 2002). Dans notre cas la diminution de densité en s'éloignant des DCP est supposée de forme exponentielle de la forme $y = \beta_0 + \beta_1 * \exp(\frac{-x}{\theta})$

où y est la densité moyenne relative, x est la distance à la structure. Dans ce modèle β_0 est la densité asymptotique à une distance infinie, β_1 est la perte totale de densité et θ un coefficient d'extinction. Pour les besoins de notre étude nous avons fixé la forme exponentielle en base 2

$$y = \beta_0 + \beta_1 * 2^{(\frac{-x}{\theta})}$$

afin de faire correspondre le paramètre θ à la distance nécessaire pour perdre la moitié de la quantité β_1 . On montre aisément qu'à une distance $x = \theta$, le terme $\frac{-x}{\theta}$ vaut -1 , ce qui mène à $y = \beta_0 + \beta_1 * 2^{-1} = \beta_0 + \beta_1 * 0.5$.

La procédure de régression consiste à déterminer le vecteur $\beta = (\beta_0, \beta_1, \theta)^T$ qui minimise les écarts aux moindres carrés $\|y - \eta(\beta)\|^2$ (VENABLES et RIPLEY, 2002).

5.3 Résultats

5.3.1 Distribution des valeurs de *TS* des *Tracks*

La figure 5.1 montre les signatures des cibles enregistrées de nuit dans les compartiments pélagique (a) et démersal (b). Pour ces deux compartiments, il existe une distribution bimodale des valeurs de TS. Dans les deux cas, il existe une ségrégation à un seuil de -51 dB. FOOTE (1987) donne des équations générales fiables de correspondance TS/taille pour les poissons physostomes³, les clupéidés et poissons apparentés ($TS = 20 \log(L) - 71.9$). En ce qui concerne les physoclistes⁴, les approximations sont plus délicates, l'auteur recommande cependant l'utilisation de la formule $TS = 20 \log(L) - 64.4$ valable pour les gadidés. Selon ces deux formules, le seuil que nous observons correspondrait à des longueurs de 11.09 cm pour les pélagiques et 6.6 cm pour les démersaux. Compte tenu des assemblages décrits sur les structures artificielles de la baie de Saint-Paul (cf. chapitre 2) et des paramètres de croissance des espèces principales de ces assemblages (HALES, 1987; DURVILLE *et al.*, 2000; ROOS *et al.*, 2007), ces tailles correspondent très probablement à la séparation entre les individus juvéniles et adultes pour les deux compartiments. Nous avons ainsi dans la suite de notre travail distingué ces deux stades en fonction du seuil de -51dB des valeurs de *TS* des *Tracks*.

³ Poissons dont la vessie gazeuse est reliée à l'œsophage par un conduit pneumatique

⁴ A l'inverse des physostomes, les physoclistes sont les poisson dont la vessie gazeuse et le tube digestif ne sont pas reliés

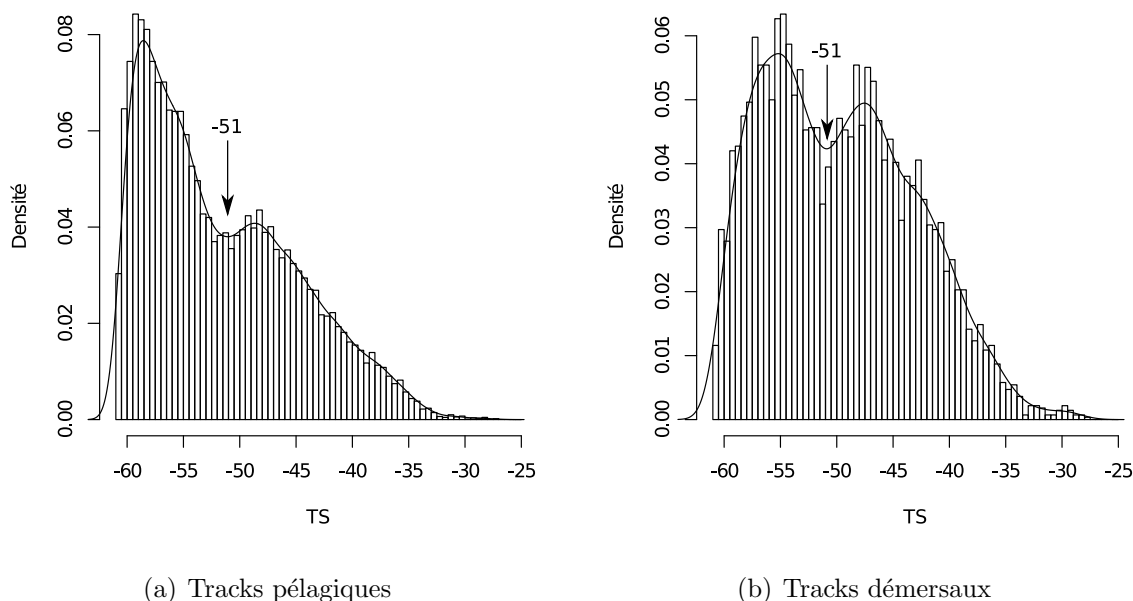


FIG. 5.1 – Distribution des valeurs de TS pour les *Tracks* pélagiques (a) et démersaux (b).

5.3.2 Modélisation de la zone d'agrégation des DCP

a) Compartiment pélagique

La figure 5.2 montre les évolutions des densités moyennes relatives des juvéniles (a) et des adultes (b) en fonction de la distance aux DCP pour les enregistrements réalisés de jour dans le compartiment pélagique. Dans les deux cas, on observe une diminution des densités moyennes relatives avec la distance aux DCP. La procédure de régression non linéaire de ces distributions de densités moyennes avec un modèle exponentiel de base 2 a été rapide (faible nombre d'itérations nécessaire pour faire converger les paramètres). Ces modèles ont été comparés avec des modèles linéaires. Cette comparaison a montré que les modèles non linéaires présentaient des résidus significativement plus faibles (Anova, $p < 0.05$) montrant ainsi une meilleure explication des variances observées. Les paramètres de ces modèles sont résumés dans le tableau 5.1.

Les densités moyennes relatives associées aux DCP (β_1) étaient plus importantes pour les adultes (3.77) que pour les juvéniles (1.17). À l'inverse, la zone d'agrégation (θ) était plus importante pour les juvéniles (105.15 m) que pour les adultes (46.18 m). Ce paramètre n'était cependant significatif que pour les adultes (dans le cas des juvéniles, le seuil de signification de la zone d'agrégation était compris entre 0.05 et 0.1). Il faut cependant rappeler que le modèle exponentiel est plus représentatif de la dynamique observée car il présente des résidus plus faibles que dans le cas d'une modélisation linéaire. Ces résultats

indiquent donc que pendant le jour, les pélagiques adultes sont plus intensément et plus étroitement associés aux DCP que les juvéniles.

La figure 5.3 illustre les résultats du même travail que celui présenté précédemment pour les données enregistrées de nuit. A l'inverse des résultats de jour, l'évolution des densités moyennes relative en fonction de la distance aux DCP n'est pas identique entre les juvéniles et les adultes.

En ce qui concerne les juvéniles, les densités ne semblent pas évoluer en s'éloignant des DCP. La modélisation non linéaire correspondant à cette partie de la donnée n'a pu être réalisée entièrement du fait du nombre élevé du nombre d'itérations nécessaires à la convergence des paramètres, et du profil des solutions incompatible avec la détermination des intervalles de confiance des paramètres. Le résultat de cette régression a été comparé à une modélisation linéaire des densités et l'analyse de variance des modèles a montré que le modèle linéaire avait des résidus inférieurs au modèle exponentiel et qu'il n'y avait pas de différences significatives entre les deux modèles (Anova ; $p = 0.33$). Du fait de ces résultats, le modèle linéaire a été retenu pour expliquer l'évolution des densités moyennes relatives pour les poissons pélagiques juvéniles pendant la nuit. Pour ce modèle, la valeur à l'origine était significative (1.05 ; $p < 0.001$) et l'effet de la distance était proche de zéro et non significative ($p = 0.492$) montrant que la distance aux DCP n'avait pas d'effet sur les densités moyennes relatives pour les juvéniles.

Concernant les adultes, les densités moyennes relatives montraient la même évolution que pour les données de jour en diminuant avec la distance aux DCP et la procédure de régression non linéaire a été réalisée sans difficulté. Les résidus à ce modèle étaient significativement inférieurs à ceux de la modélisation linéaire réalisée sur les mêmes observations ($p = 0.04$). Pour le modèle non linéaire retenu, β_0 (0.99) était significatif au seuil 0.001 , β_1 (1.03) était significatif au seuil de 0.01 et θ (44.12 m) n'était pas significatif ($p > 0.05$). Les paramètres de ces modèles sont résumés dans le tableau 5.1

En comparant les données de jour et de nuit on remarque que β_0 est du même ordre de grandeur que ce soit pour les juvéniles et les adultes, et que β_1 est plus élevé le jour que la nuit.

b) Compartiment démersal

La figure 5.4 montre les évolutions des densités moyennes relatives des juvéniles (a) et des adultes (b) en fonction de la distance aux DCP pour les enregistrements réalisés de jour dans le compartiment démersal. Dans les deux cas, on observe une diminution de la densité moyenne avec la distance aux DCP. Les régressions non linéaires de ces distributions de densités moyennes avec un modèle exponentiel de base 2 ont été rapides (faible nombre d'itérations nécessaire pour faire converger les paramètres). Ces modèles

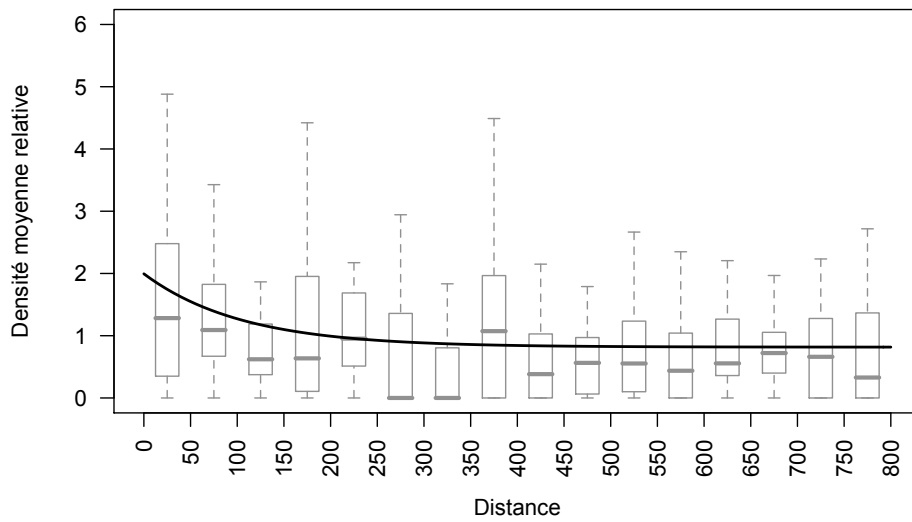
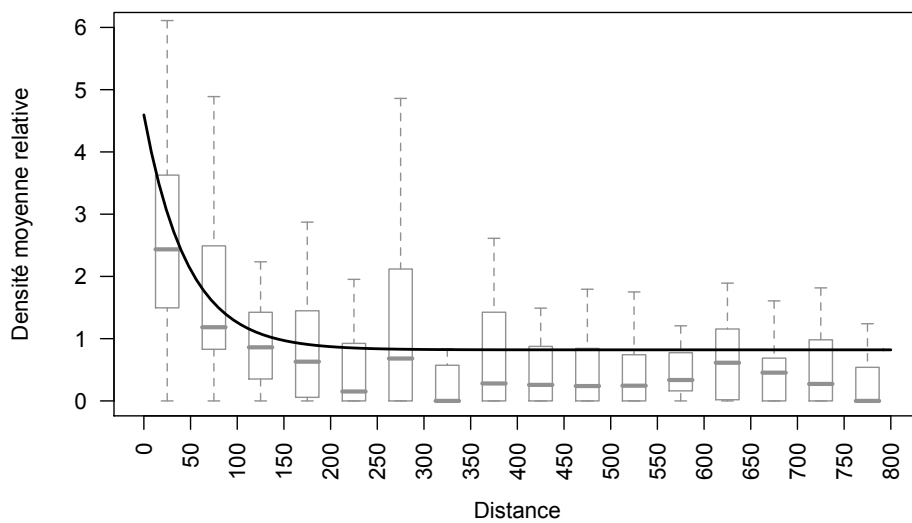
(a) $\leq -51\text{dB}$ (b) $> -51\text{dB}$

FIG. 5.2 – Evolution des densités pélagiques moyennes relatives en fonction de la distance aux DCP pour les poissons de $TS \leq -51\text{dB}$ (a) et $> -51\text{dB}$ (b) pour les données de jour. Les modèles retenus sont représentés par les lignes noires.

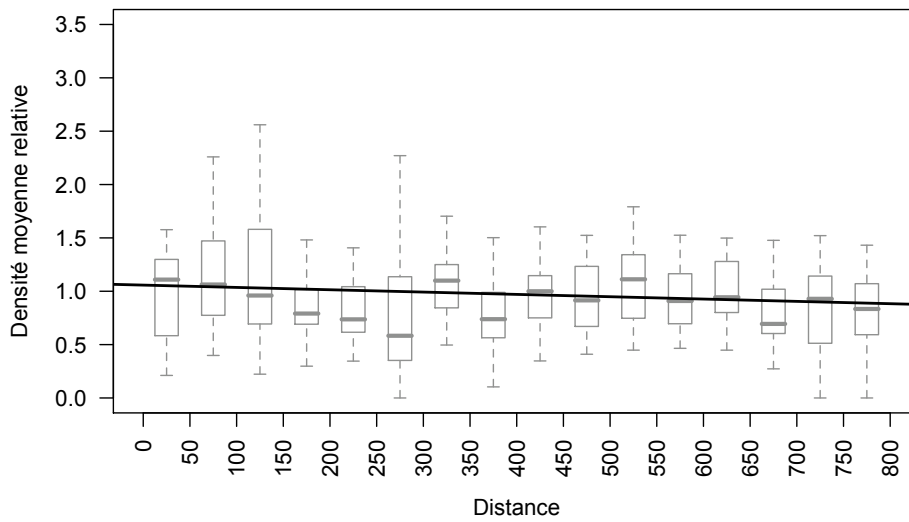
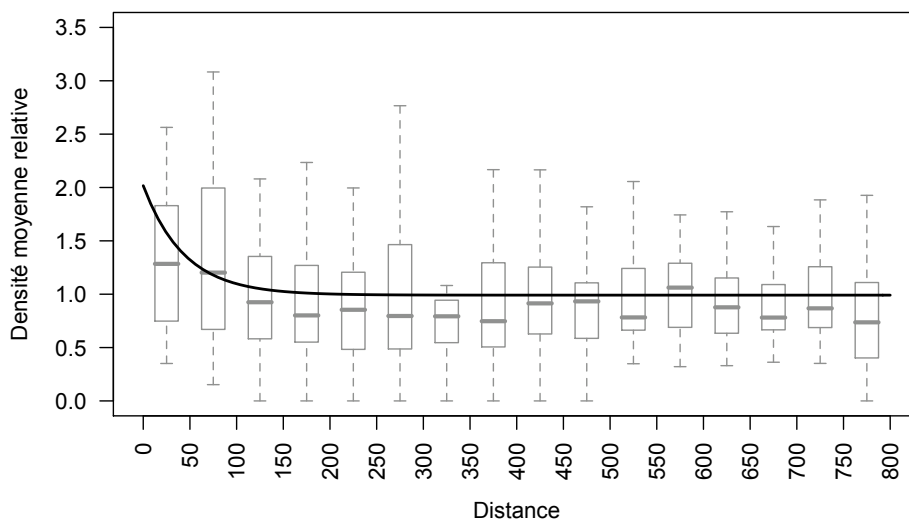
(a) ≤ -51 dB(b) > -51 dB

FIG. 5.3 – Evolution des densités pélagiques moyennes relatives en fonction de la distance aux DCP pour les poissons de TS ≤ -51 dB (a) et > -51 dB (b) pour les données de nuit. Les modèles retenus sont représentés par les lignes noires.

TAB. 5.1 – Synthèses des paramètres* de modélisation† des évolutions des densités moyennes relatives des *Tracks* pélagiques en fonction de la distance aux DCP.

		Jour	Nuit
Juvéniles (<i>Tracks</i> < -51dB)	β_0	0.81 (0.76 – 0.99)	Origine [‡] = 1.05 ; Pente [‡] = -0.0002
	β_1	1.17 (0.60 – 7.05)	
	θ	105.15 (17.05 – 252.45)	
Adultes (<i>Tracks</i> ≥ -51dB)	β_0	0.82 (0.65 – 0.97)	0.99 (0.91 - 1.05)
	β_1	3.77 (2.07 – 9.33)	1.03 (0.39 - 5.15)
	θ	46.48 (21.62 – 94.24)	44.13 (14.33 - 109.49)

* Valeur du paramètres (intervalle de confiance).

† Les paramètres correspondent au modèle exponentiel en base 2 $Densité = \beta_0 + \beta_1 \times 2^{-\frac{distance}{\theta}}$.

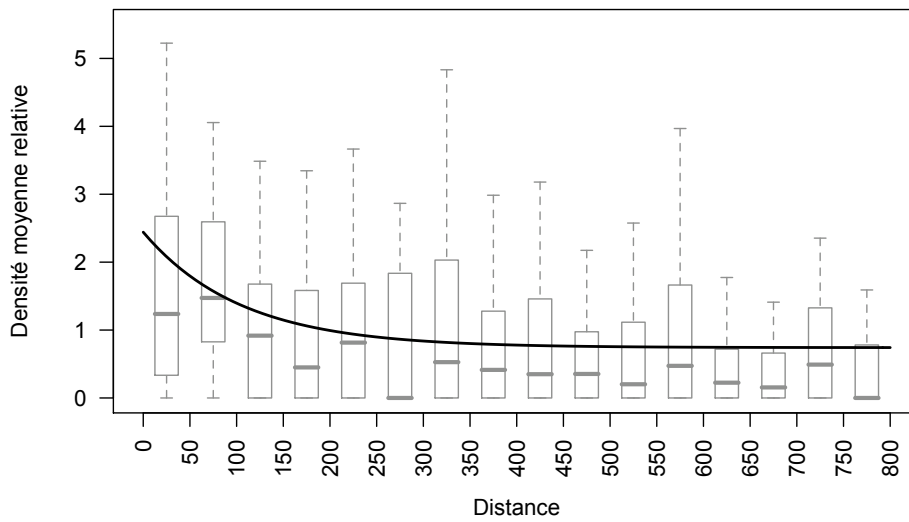
‡ Les paramètres correspondent au modèle linéaire de la forme $Densité = Pente \times distance + Origine$.

ont été comparés avec des modèles linéaires et présentaient des résidus significativement plus faibles (Anova ; $p < 0.05$) montrant une meilleure explication des variances observées. Les paramètres de ces modèles sont résumés dans le tableau 5.2.

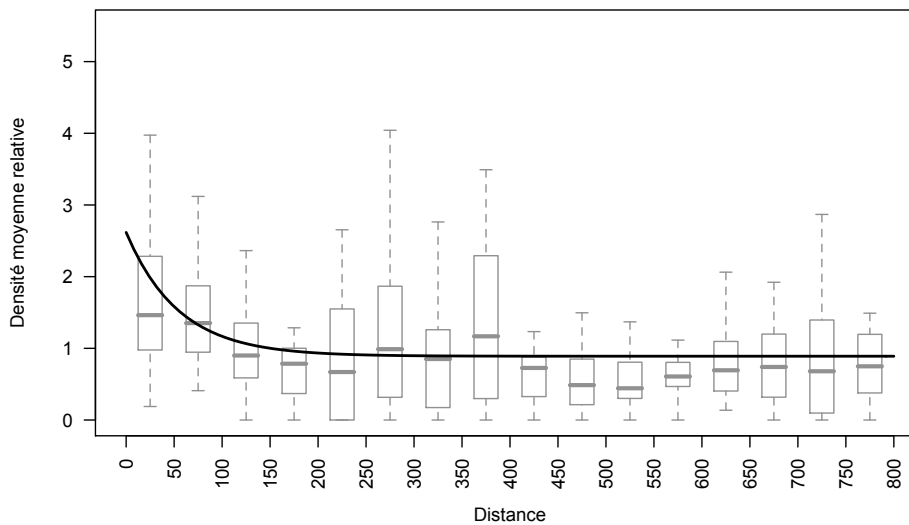
Les densités moyennes relatives associées aux DCP (β_1) étaient proches entre les adultes (1.72) et les juvéniles (1.69). Cependant, la zone d'agrégation (θ) était plus importante pour les juvéniles (104.75 m) que pour les adultes (54.66 m). Ces paramètres étaient significatifs pour les juvéniles et les adultes ($p < 0.01$). Ces résultats indiquent donc que pendant le jour, les densités de poissons démersaux juvéniles et adultes agrégés par les DCP sont proportionnellement équivalentes mais que, comme dans le cas des *Tracks* pélagiques, les adultes sont plus étroitement associés aux DCP que les poissons juvéniles.

Les données de nuit présentent peu de différences avec les évolutions de densités décrites de jour. La figure 5.5 illustre les résultats pour cette partie de la donnée. Les densités de juvéniles et d'adultes diminuent avec la distance aux DCP. Dans les deux cas, les régressions non linéaires ont été réalisées facilement et la comparaison avec des modèles linéaires à montré des différences hautement significatives ($p < 0.001$) avec une meilleure explication des variances par les modèles exponentiels.

Les densités moyennes relatives associées aux DCP (β_1) étaient proches entre les adultes (1.76) et les juvéniles (1.56) et du même ordre de grandeur que celles de jour. En ce qui concerne la zone d'agrégation (θ) on observe le même phénomène que précédemment avec une influence plus large pour les juvéniles (195.15 m) que pour les adultes (136.70 m), et une distance d'influence plus importante la nuit en comparaison du jour pour les juvéniles et les adultes. Tous ces paramètres contribuent significativement à la variance dans les modèles ($p < 0.01$). Les paramètres sont résumés dans le tableau 5.2.

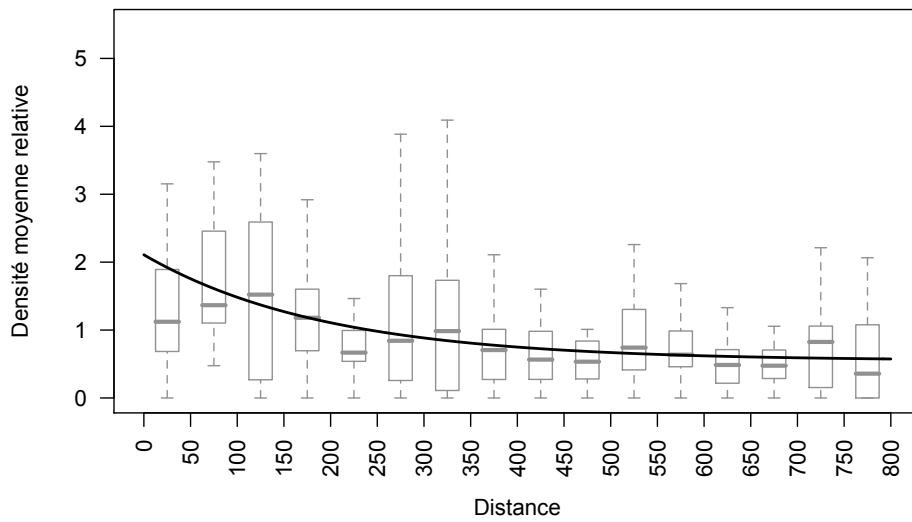


(a)

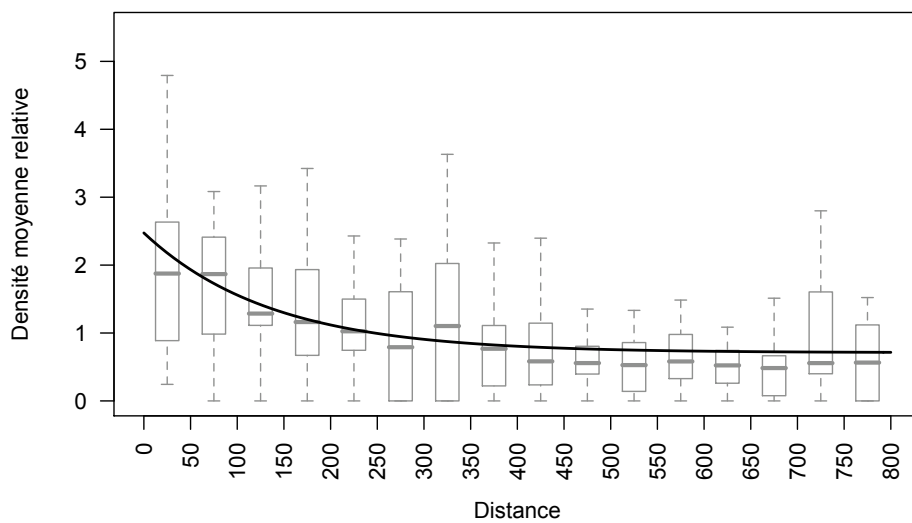


(b)

FIG. 5.4 – Evolution des densités démersales moyennes relatives en fonction de la distance aux DCP pour les poissons de $TS \leq -51\text{dB}$ (a) et $> -51\text{dB}$ (b) pour les données de jour. Les modèles retenus sont représentés par les lignes noires.



(a)



(b)

FIG. 5.5 – Evolution des densités démersales moyennes relatives en fonction de la distance aux structures artificielles pour les poissons de $TS \leq -51\text{dB}$ (a) et $> -51\text{dB}$ (b) pour les données de nuit. Les modèles retenus sont représentés par les lignes noires.

TAB. 5.2 – Synthèses des paramètres* de modélisation† des évolutions des densités moyennes relatives des *Tracks* démersaux en fonction de la distance aux DCP.

		Jour	Nuit
Juvéniles (<i>Tracks</i> < -51dB)	β_0	0.74 (0.18 – 0.93)	0.55 (0.21 – 0.77)
	β_1	1.69 (1.06 – 3.04)	1.56 (1.20 – 1.93)
	θ	104.75 (44.33 – 384.13)	195.15 (111.14 – 540.92)
Adultes (<i>Tracks</i> \geq -51dB)	β_0	0.89 (0.76–0.99)	0.71 (0.44 – 0.87)
	β_1	1.72 (0.89 – 4.31)	1.76 (1.35 – 2.26)
	θ	54.66 (23.34 – 133.84)	136.70 (85.77 – 248.58)

* Valeur du paramètres (intervalle de confiance).

† Les paramètres correspondent au modèle exponentiel en base 2 $Densité = \beta_0 + \beta_1 \times 2^{\frac{-distance}{\theta}}$.

5.4 Variabilité de la zone d'agrégation des DCP.

Les agrégations sous les DCP sont notamment l'expression du comportement d'association. Les hypothèses expliquant ce comportement associatif sont supposées différentes selon les communautés de poissons associées aux DCP (cf. chapitre 1) et on doit donc s'attendre à une signature différente de la zone d'agrégation des DCP en fonction des communautés de poissons concernées. La première étape de ce travail a donc été de discriminer les communautés de poissons présentes dans notre réseau de DCP. Nous avons tout d'abord décidé de travailler sur les échos filtrés (*Tracks*) qui permettent une sélection efficace des échos correspondant à des poissons, mais qui en contrepartie mènent à une sous-estimation des densités enregistrées. La procédure de filtrage étant informatisée, et basée sur des paramètres fixés à l'avance, on s'est assuré cependant que cette sous-estimation soit constante au cours des campagnes. Ces *Tracks* ont donc ensuite été séparés selon qu'ils appartenaient au compartiment pélagique ou démersal. Selon les listes d'espèces décrites dans la littérature, et compte tenu de notre outil d'échantillonnage, les espèces concernées dans ces compartiments sont principalement le *Selar crumenophthalmus* et le *Decapterus macarellus* pour le compartiment pélagique (Ces espèces sont les représentants majoritaires des espèces pélagiques décrites dans la baie), le *Lutjanus kasmira* et le *Priacanthus hamrur* pour le compartiment démersal. Les autres espèces de la communauté démersale semblent difficiles à échantillonner à l'aide de la méthodes acoustique, soit parce qu'elles sont trop proches du fond (limitation technique liée à la méthode acoustique), soit qu'elles sont trop proches des DCP (on ne passe pas suffisamment près des structures).

Afin de discriminer les deux compartiments, la règle de décision utilisée dans notre travail s'appuie sur la profondeur de détection des échos. Une limite située à 2 m au dessus

du fond à été fixée suite aux nombreuses observations réalisées en plongée, et à l'étude des échogrammes enregistrés dans la baie. Les biais possibles de cette discrimination sont principalement liés au passage des poissons pélagiques dans le compartiment démersal. Le phénomène inverse est possible mais moins observé.

Notre travail s'est fait sous l'hypothèse que le comportement d'association n'est pas dépendant du DCP, mais qu'il ne dépend que de la communauté de poissons associée. Cette construction du jeu de données est appuyée par le fait que les structures artificielles de taille moyenne (entre 1 et 6 m) peuvent être considérées comme des attracteurs, sans pouvoir faire de différence quant à la quantité de biomasse ou à la qualité des assemblages concernés (HALL, 1992). Selon le même auteur la seule influence de l'architecture concerne les très grandes et très petites structures, qui concentrent moins de biomasses que les structures de taille moyenne.

Le but de ce chapitre étant de déterminer la zone d'agrégation des DCP, nous nous sommes donc intéressés à la distribution des densités relatives en fonction de la distance au DCP le plus proche. Toutes ces manipulations entraînent une perte d'information importante quant à la variabilité imputable aux DCP, ou au tropisme de la zone d'agrégation dans l'espace, mais ont été indispensables à la résolution de la problématique.

Le point marquant de nos résultats est la variation qui existe entre les agrégations enregistrées de jour et celles décrites de nuit. Concernant les poissons adultes, qu'ils appartiennent au compartiment pélagique ou démersal, il existe un effet de dilution autour des DCP entre le jour et la nuit. Pour les espèces pélagiques, cette dilution se traduit par une perte de densités associées entre le jour et la nuit (β_1 passe de 3.77 le jour à 1.03 la nuit) alors que la distance d'agrégation des structures est stable (θ passe de 56.48 m à 44.13 m). Pour les espèces démersales, la dilution se fait sur l'augmentation de la zone d'agrégation (54.66 m de jour à 136.70 m de nuit) alors que les densités associées restent stables (1.72 et 1.76).

Les espèces concernées par notre étude ont toutes une activité alimentaire nocturne. Les poissons pélagiques bénéficient d'une liberté d'action plus grande que les poissons démersaux, qui par définition sont plus dépendants d'un substrat, et donc des DCP, dans une baie aux fonds meubles et monotones. En ce qui concerne les poissons pélagiques, il est donc logique d'observer en parallèle à l'augmentation de l'activité nocturne due à la recherche alimentaire, une disparition des densités associées. Pour ces derniers, la zone d'agrégation des DCP est donc stable et se situe aux alentours des 50 m et la différence entre le jour et la nuit se fait sur la proportion de la densité associée aux DCP. Pour ce qui est des poissons démersaux, leur dépendance aux DCP dans l'environnement de la baie de Saint-Paul se traduit par une stabilité des densités associées. L'augmentation de l'activité nocturne entraîne une dilatation de cette densité associée autour des DCP et on

observe une augmentation de la zone d'agrégation des DCP. Ces résultats nous obligent à considérer deux zones d'agrégation différentes pour cette communauté de poissons.

La différence entre les juvéniles et les adultes est plus délicate à expliquer dès lors que l'on travaille sur des densités relatives. La caractéristique des espèces récifales et pélagiques est de s'installer de manière massive sur les DCP lors des épisodes de recrutement (DURVILLE, 2002; TESSIER, 2005). Par ailleurs, si les recrutements se font préférentiellement pendant les nuits de nouvelle lune et pendant les périodes d'été, les recrutements multiples et étalés dans l'année ne sont pas à exclure, notamment en ce qui concerne des poissons pélagiques (DALZELL et PEÑAFLORES, 1989; ROOS *et al.*, 2007). Ceci se traduit par la présence d'individus juvéniles sur une bonne partie de l'année (observations plongeurs) en parallèle à des épisodes plus courts de recrutements massifs. Etant donné ces modalités de recrutements sur les DCP, il est probable que le signal juvénile dominant dans notre travail soit lié aux événements de recrutement massif.

En ce qui concerne la modélisation de la zone d'agrégation pour les poissons démersaux juvéniles, on assiste à la même dynamique que chez les adultes, à savoir des densités associées équivalentes entre le jour et la nuit (1.69 de jour et 1.56 de nuit) et une augmentation de la zone d'agrégation (104.75 m de jour et 195.15 m de nuit). Il faut noter que si les proportions de *Tracks* associés sont équivalentes entre les adultes et les juvéniles, la zone d'agrégation pour ces derniers est presque le double de celle des adultes. D'après de nombreux auteurs les juvéniles sont plus proches des structures afin de pouvoir profiter de l'effet d'abris contre les prédateurs (JOSSE *et al.*, 2000; CASTRO *et al.*, 2002), qui représentent la principale cause de mortalité des poissons après leur installation (SALE, 1991). Les résultats de notre travail de modélisation montrent un résultat différent. Ces résultats peuvent s'expliquer soit par une exclusion compétitive entre les juvéniles et les adultes, soit par une saturation des DCP lors des recrutements ce qui amène à une la zone d'agrégation plus importante.

En ce qui concerne les poissons pélagiques juvéniles, il n'a été mis en évidence aucune influence de la distance aux DCP sur les densités pendant la nuit (modélisation linéaire avec un effet de la distance nul) alors qu'elle existe pendant le jour ($\beta_1=1.17$, $\theta=105.15$ m). Ici encore, quand elle est modélisée, la zone d'agrégation des poissons juvéniles est le double de celle observée chez les adultes. L'absence d'influence de la distance sur les densités de nuit suggère une disparition complète de l'influence des DCP sur les juvéniles. Encore une fois, ce résultat pourrait s'expliquer par un recrutement massif des juvéniles qui, en nombre important, pourraient former des petits bancs libres d'explorer la masse d'eau à la nuit tombée pour se nourrir. Le jour, le besoin de se regrouper en banc prenant le dessus sur l'activité alimentaire, les juvéniles reformeraient les agrégations autour des DCP, et leur grand nombre saturerait les structures amenant à la zone

d'agrégation modélisée. Ici la différence avec les adultes se ferait sur ce nombre critique d'individus nécessaires pour devenir indépendants des DCP. Les individus adultes étant moins nombreux, le besoin de former des regroupements resterait dominant sur l'activité alimentaire ce qui expliquerait le maintien des poissons autour des DCP pendant la nuit.

Conclusion

L'analyse des *Tracks* a permis de mettre en évidence des différences dans les modalités et dans les intensités d'agrégation en fonction de la nature et du stade de développement des communautés de poissons concernées. Cette partie de l'étude a été possible en « écrasant » l'information récoltée et en limitant le processus d'agrégation à un DCP théorique. Dans la suite de nos analyses, il nous faudra maintenant déterminer le comportement de ces espèces, pélagiques et démersales, en présence de plusieurs DCP organisés en réseau, et préciser la dynamique temporelle et spatiale de ce comportement. Ces résultats sont indispensables à la compréhension et à la modélisation de la répartition des poissons dans la baie et au sein du réseau de DCP.

Chapitre 6

Les dynamiques d'agrégation autour des DCP

Sommaire

Introduction	99
6.1 Etude de la dynamique d'agrégation du <i>Lutjanus kasmira</i>	100
6.1.1 Méthodologie de l'expérience de marquage HTI	100
6.1.2 Méthodes statistique	101
a) Estimation par noyau	102
b) Inertie et centre de gravité	102
6.1.3 Résultats principaux	103
6.1.4 Caractéristiques du comportement d'agrégation des Lutjans	105
6.2 Etude de la dynamique d'agrégation du <i>Selar crumenophthalmus</i>	107
6.2.1 Méthodologie de l'expérience de marquage VEMCO	107
6.2.2 Résultats principaux	109
6.2.3 Caractéristiques du comportement d'agrégation des poissons pélagiques	110
6.3 Comparaison des dynamiques d'agrégation	111

Introduction

Ce chapitre expose les résultats de l'analyse à petite échelle de la dynamique temporelle et spatiale des agrégations autour des DCP. Pour conduire cette analyse, nous avons utilisé la méthode d'acoustique passive avec deux types de marquage. La première expérience

a été réalisée en mai 2003 avec le système d'écoute passive HTI (Hydro Tecnology Inc, Seattle, USA) sur le *Selar crumenophthalmus* et le *Lutjanus kasmira*. Le système d'écoute passive développé par HTI permet d'estimer la position tridimensionnelle des poissons à l'intérieur d'un réseau restreint d'hydrophones. Les résultats de cette expérience ont été satisfaisants pour les lutjans mais se sont montrés insuffisants pour les selars du fait de leur temps de présence trop court (quelques heures) autour de la structure. Les résultats concernant les Lutjans seront présentés dans ce chapitre. En ce qui concerne le Selar, le relatif échec de cette première expérience nous a contraint à changer de système de marquage et à nous tourner vers le système d'écoute développé par VEMCO, système ayant une moins bonne résolution spatiale mais permettant le suivi d'une zone plus vaste sur une durée plus longue.

6.1 Etude de la dynamique d'agrégation du *Lutjanus kasmira*

6.1.1 Méthodologie de l'expérience de marquage HTI

Le système d'écoute que nous avons utilisé (Système 290 HTI), permet de restituer la position tridimensionnelle des individus marqués à l'intérieur d'un réseau fixe d'hydrophones quadrillant la zone d'étude. Le système déployé dans la baie de Saint-Paul comportait cinq stations d'écoute fixées de manière alternée entre le fond, la pleine eau et la surface (Fig. 6.1). Le réseau d'hydrophones est relié par câble à une unité centrale embarquée dont le rôle est de synchroniser la réception des signaux émis par les marques. Le décalage temporel de la réception d'un même signal par les cinq hydrophones permet par triangulation de déterminer la position de l'émetteur dans le réseau d'hydrophone.

Dans le cadre de notre étude, le réseau d'hydrophones a été installé autour du DCP situé au centre de la baie proche de la concession aquacole (Fig. 6.1). Il couvrait un carré de 100 mètres de côté autour d'un récif artificiel et a été disposé de façon à permettre une réception optimale des émissions. Le raccordement des hydrophones à l'unité centrale étant câblée, la présence d'un bateau laboratoire ancré à proximité du site pendant la durée de l'expérience est indispensable.

Les marques utilisées (modèle 795E) sont des marques acoustiques de 7 mm de diamètre et 19 mm de longueur pour un poids de 1.5 g dans l'eau. La longévité de ces marques dépend de la durée d'impulsion et du taux d'émission sélectionné. Les tests *in situ* nous ont amené à choisir une durée d'impulsion de 4 ms et un taux d'émission moyen de 0.78 émissions par seconde, ce qui ramène la durée de vie théorique des marques à 6 jours et demi. Le taux de répétition (fréquence entre 2 émissions) est programmé de manière à

ce qu'il soit différent pour chaque marque et donc pour chaque poisson limitant ainsi les problèmes de collision des signaux. Ce taux est compris entre 700 et 860 ms.

Une quinzaine de Lutjans d'une taille moyenne de 16.8 ± 2 cm ont été capturés dans la baie de Saint-Paul aux abords des récifs coralliens au Nord de la baie et près de la Tonne. Les poissons ont été marqués à l'Aquarium de la Réunion puis relâchés sur le récif expérimental après une période de conditionnement de quatre jours. Cette période a permis de vérifier le bon état de santé des poissons ainsi que la bonne cicatrisation de l'incision effectuée. Le rapport moyen entre le poids des poissons et de la marque était inférieur aux 5% requis.

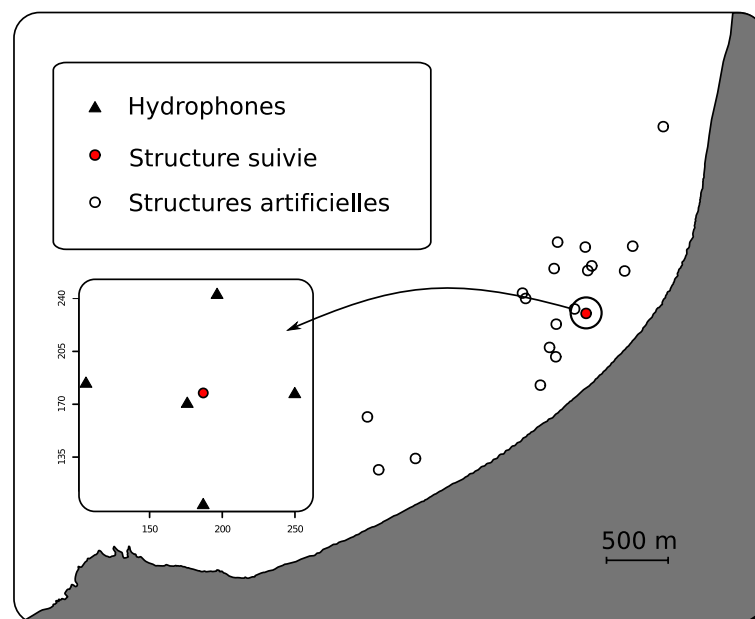


FIG. 6.1 – Situation géographique du récif artificiel de suivi et disposition des hydrophones HTI autour du récif.

6.1.2 Méthodes statistique

Du fait du nombre de poissons marqués, de la fréquence d'émission des marques et de la durée de l'expérience, le suivi HTI est générateur d'un grand nombre de données. Afin de synthétiser les données de positions nous utiliserons les méthodes d'estimation par noyau (*kernel estimates*) et calculerons les centres de gravité des nuages de position ainsi que les valeurs d'inertie associées.

a) Estimation par noyau

L'estimation par noyau est une méthode non-paramétrique d'estimation de la densité de probabilité d'une variable aléatoire (WAND, 1994; SEAMAN et POWELL, 1996). Appliquée aux données de position, l'estimation de la fonction de densité est définie comme :

$$\hat{f}(x) = \left[\frac{1}{(nh^2)} \right] \sum_{i=1}^n K \left\{ \frac{(x - X_i)}{h} \right\}$$

avec n le nombre de points de données, h un paramètre de bande passante, x un vecteur de coordonnées (x, y) décrivant la position des estimations et X_i est le vecteur décrivant la position des i observations, et K la densité d'une fonction gaussienne standard définie comme :

$$K(x) = \frac{1}{\sqrt{2 * \pi}} e^{-\frac{1}{2}x^2}$$

Cette méthode d'estimation est surtout utilisée pour la définition des tailles de l'habitat sur les données de *radio-tracking*. L'habitat d'un animal étant défini comme l'espace nécessaire à une activité normale d'alimentation et de reproduction. Dans notre étude il ne sera pas tenté de définir ce type d'habitat, la donnée ne couvrant que peu de temps. Néanmoins nous adapterons le calcul à notre problématique pour définir la fonction de densité de probabilité de présence des poissons autour du DCP sur la durée de notre expérience.

b) Inertie et centre de gravité

Le centre de gravité et l'inertie sont respectivement des paramètres de position et de dispersion de l'information spatiale portée par un jeu de données spatialisées. Ces paramètres sont insensibles aux zéros, ce qui permet un travail indépendant de la notion de champ et permet la description de la position moyenne d'une population (centre de gravité) et de sa dispersion autour de la moyenne (inertie).

Soit x_i la position de l'échantillon i , $i = 1, \dots, N$ et $Z(x_i) = z_i$ la valeur de l'échantillon i , alors le centre de gravité (CG) vaut :

$$CG^* = \frac{\sum_{i=1}^N x_i z_i}{\sum_{i=1}^N z_i}$$

et l'inertie :

$$I^* = \frac{\sum_{i=1}^N (x_i - CG^*)^2 z_i}{\sum_{i=1}^N z_i}$$

Le centre de gravité aura une composante longitudinale et latitudinale, ce qui permet de le placer sur une carte. A partir de cette position dans l'espace, l'inertie sera décomposée

selon deux axes principaux de variation qui traduiront les directions préférentielles de dispersion du jeu de données. Ce calcul correspond à celui des axes principaux dans une Analyse en Composante Principale (BEZ, 1997).

6.1.3 Résultats principaux

Les observations ont débuté le 03/05/03 par le lâché sur le DCP de 15 Lutjans marqués. Les poissons ont été libérés ensemble et se sont rapidement mêlés à ceux qui nageaient autour des bidons formant la base du DCP. Ils ont été suivis durant 5 jours.

La majorité des Lutjans marqués a quitté le récif avant la fin du suivi et ces départs étaient définitifs sur la période de suivi. Les premiers poissons qui ont quitté le DCP étaient les Lutjans de taille supérieure à 15 cm. Le départ de ces poissons s'est fait lors de la première nuit de suivi. Suite au départ des plus gros individus, la présence des poissons restant a progressivement diminué jusqu'au dernier jour de suivi où seulement deux poissons ont été observés autour du DCP (Fig. : 6.2).

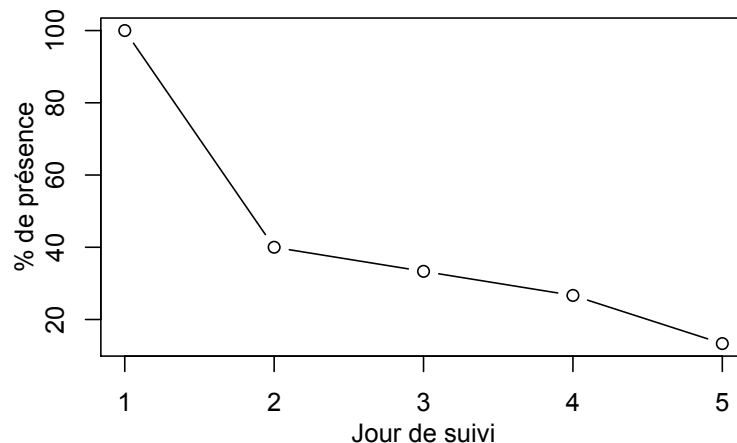
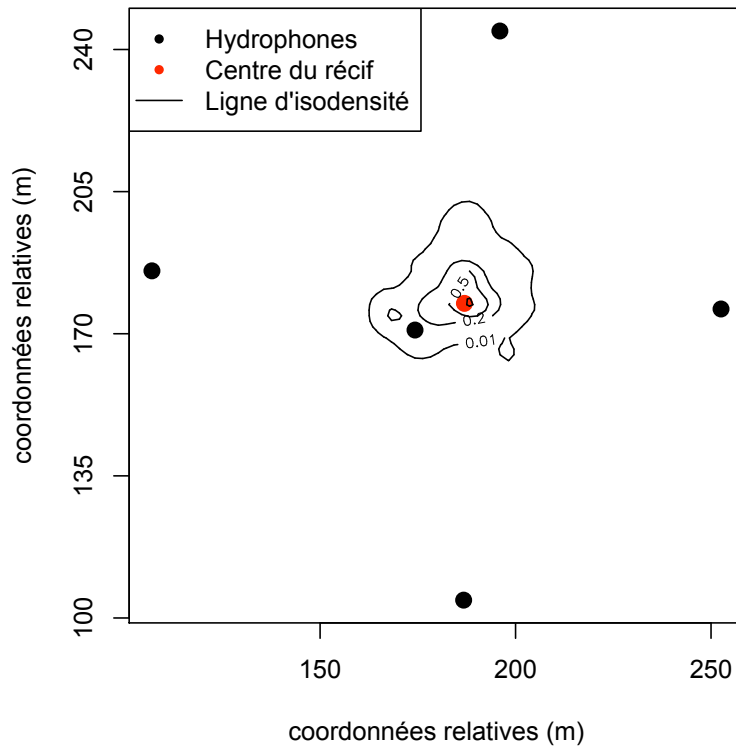


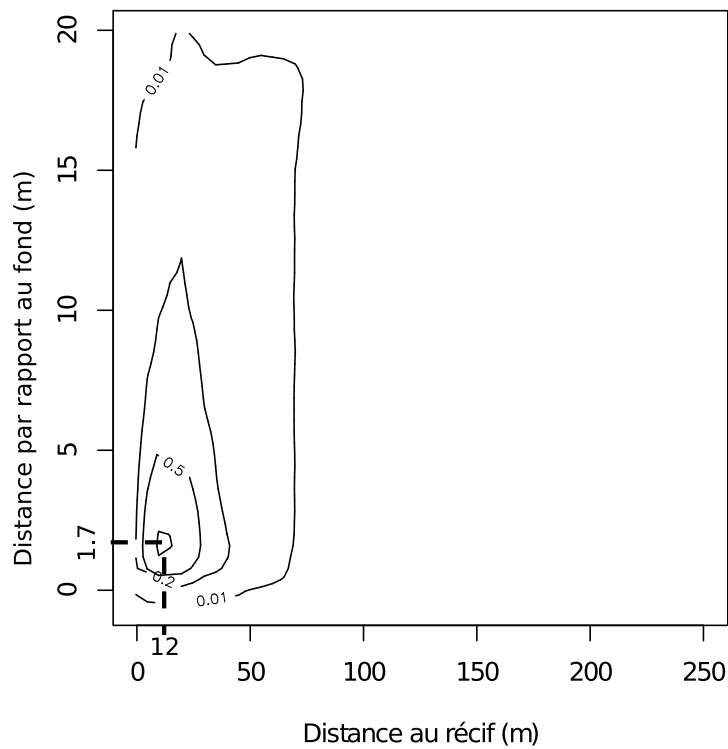
FIG. 6.2 – Pourcentage de poissons marqués présents dans le réseau d'hydrophones pendant la durée du suivi.

Au cours de leur suivi, les poissons ont occupé une surface restreinte à proximité immédiate du DCP (Fig. : 6.3).

L'analyse de la position des poissons en fonction de l'heure de la journée montre une tendance similaire à ce qui a été décrit dans le chapitre précédent sur l'analyse acoustique de la zone d'agrégation, à savoir une augmentation de l'utilisation de l'espace autour du DCP pendant la nuit. Cette dynamique est mise en évidence en calculant la distance au DCP et l'inertie du nuage de position en trois dimensions en fonction du temps. Les distributions horaires des distances au DCP et des valeurs d'inertie sont présentées sur les figures 6.4 et 6.5. Les deux paramètres montrent une évolution similaire en fonction de



(a) Vue de dessus



(b) Vue en coupe; les lignes en pointillé indiquent les coordonnées relatives du noyau de 95% de densité.

FIG. 6.3 – Probabilité de présence des poissons marqués autour du DCP. Les lignes d'isodensité sont obtenues par une estimation de kernel et présentent les probabilités de présence à 1, 20, 50 et 95 %.

l'heure du jour. Les valeurs médianes de distances au récif (Fig. : 6.4) sont équivalentes tout au long de la journée, à l'exception des périodes de transition avec le jour. Cependant, on observe une plage de valeurs plus étendue pendant les heures de nuit. Ceci montre que les poissons marqués ont une activité exploratoire plus intense de nuit.

L'évolution des distances au DCP est calculée dans deux directions de l'espace. Les calculs par heure de l'inertie tridimensionnelle des nuages de positions (Fig. : 6.5) montrent la même tendance que pour la distance au DCP avec cependant des médianes de valeurs d'inertie plus élevés pour les heures de nuit. Ceci confirme l'augmentation de l'activité exploratoire nocturne mais nous renseigne également sur l'utilisation de l'espace dans la masse d'eau. En effet l'augmentation de l'inertie tridimensionnelle montre que la dispersion se fait également dans la colonne d'eau pendant la nuit et indique une exploration à la fois horizontale et verticale par les poissons marqués.

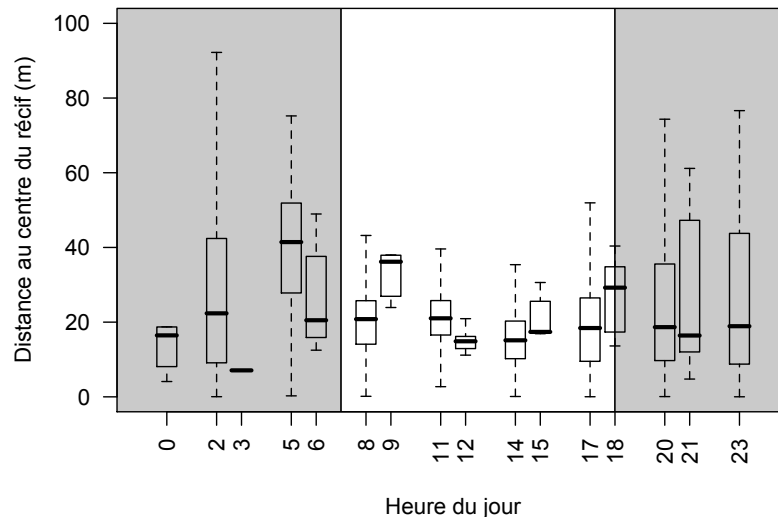


FIG. 6.4 – Évolution horaire de la distance des poissons au DCP. Les zones grisées correspondent aux heures de nuit. Pour chaque heure, la barre noire représente la valeur médiane de distance au centre du récif; la boîte représente les limites du premier et troisième quartile de la distribution des valeurs; les moustaches apparaissent comme l'intervalle de confiance à 95 %.

6.1.4 Caractéristiques du comportement d'agrégation des Lutjans

Nous avons observé un départ rapide des individus de grosse taille (au bout de quelques heures de suivi) puis un effectif stable des individus restants de plus petites tailles. Le départ des gros individus pourrait être lié à une sélection différentielle de l'habitat en

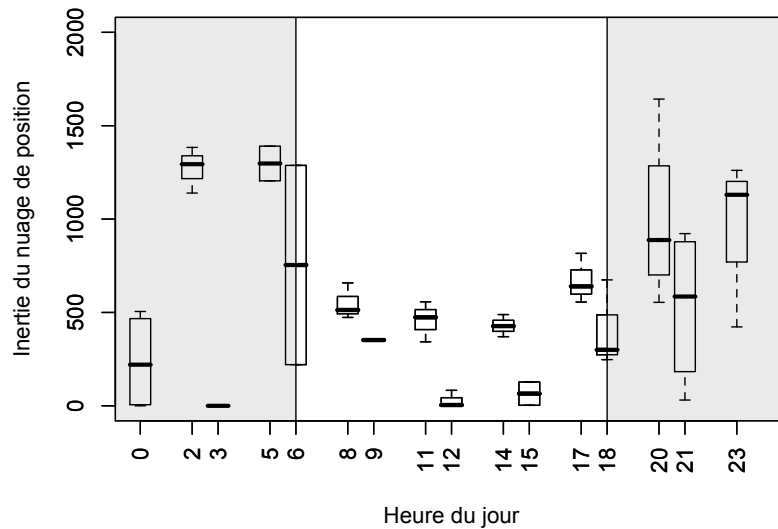


FIG. 6.5 – Évolution horaire de l'inertie spatiale des poissons marqués autour du DCP. Les zones grisées correspondent aux heures de nuit. Pour chaque heure, la barre noire représente la valeur d'inertie médiane ; la boîte représente les limites du premier et troisième quartile de la distribution des valeurs ; les moustaches apparaissent comme l'intervalle de confiance à 95 %.

fonction de la taille. Ce type de comportement a déjà été décrit dans la littérature sur des habitats côtiers et des espèces proches (COCHERET DE LA MORINIÈRE *et al.*, 2002, 2003).

Les auteurs indiquent que certains poissons récifaux, sont capables d'étendre leur capacité exploratoire à mesure de leur croissance. Cette capacité leur permettrait de quitter un habitat qui ne serait plus optimum, et leur permettrait de choisir les habitats en fonction de leur « objectif » (protection contre les prédateurs pour les juvéniles ; croissance et reproduction pour les jeunes et les adultes). Le DCP utilisé lors de cette expérience étant proche de la côte et immergé à une profondeur de 20 m, il semblerait donc que ce type d'habitat conviendrait davantage aux individus de petite taille. Les témoignages récoltés auprès des pêcheurs de la baie vont dans ce sens. Ils reportent de manière unanime que les individus de cette espèce, de taille supérieure à 15–17 cm, ne se trouvent que sur des profondeurs supérieures à 40 m sur les décrochements rocheux de la baie.

Suite au départ des plus gros individus, le nombre de poissons marqués dans le réseau d'hydrophones a progressivement diminué. Ce résultat peut en partie être expliqué par la faible durée de vie théorique des marques (6 jours $\frac{1}{2}$) auquel cas certaines marques auraient arrêté d'émettre avant la fin du suivi, ou par la migration des individus sur un autre DCP se situant à proximité. En effet, l'exploration de la masse d'eau par les individus restés sur le DCP au delà de la première nuit de suivi a été restreinte ; les poissons se maintenant

principalement dans un rayon d'une dizaine de mètres autour du récif comme le montre les lignes d'iso-densité de 95 % des figures 6.3 a) et b). Ceci montre que les individus de petite taille sont très inféodés au DCP sur lequel ils ont été relâchés. Il est donc très peu probable que ces poissons se soient désolidarisés du DCP.

D'une manière générale, les résultats sur l'utilisation de l'espace des Lutjans valident les conclusions du chapitre précédent sur la détermination de la zone d'agrégation des poissons démersaux. Les conclusions de ce travail avaient mis en évidence une décroissance exponentielle des densités en poissons démersaux en s'éloignant des DCP. La modélisation de cette décroissance avait permis d'estimer une influence des DCP de 50 à 100 m et une extension de la zone d'agrégation pendant la nuit. Ces résultats sont cohérents avec la description que nous faisons ici, tant dans la distance que maintiennent les poissons marqués avec le DCP (Fig. : 6.3) que sur l'évolution des distances au DCP au cours du nyctémère (Fig. : 6.4) ou que sur l'utilisation de la masse d'eau par ces poissons (Fig. : 6.5).

De même, la discrimination entre les compartiments pélagiques et démersaux faite sur la profondeur de détection correspond bien à nos observations, la profondeur du noyau de 95 % de probabilité de présence des poissons se situant à 1.7 m au dessus du fond (Fig. : 6.3 b)).

Ces résultats nous confortent dans la prise en compte du comportement du Lutjan comme modèle dans la description du comportement des espèces du compartiment démersal dans la baie de Saint-Paul.

6.2 Etude de la dynamique d'agrégation du *Selar crumenophthalmus*

Dans cette section nous présentons les résultats de l'expérience VEMCO sur la dynamique d'agrégation du *Selar crumenophthalmus*. Cette espèce servira de modèle pour les espèces pélagiques de la baie de Saint-Paul.

6.2.1 Méthodologie de l'expérience de marquage VEMCO

Lors de la première expérience de marquage il s'est avéré que les Selars n'étaient pas suffisamment fidèles au récif de relâche. Le système ne permettant pas de retrouver suffisamment de poissons marqués après un départ du DCP, nous nous sommes tourné vers un autre système. Le système de marquage VEMCO est également composé d'émetteurs et de récepteurs acoustiques. Les émetteurs que nous avons utilisé (VEMCO V7-2L) sont de petites marques de 7 mm de diamètre pour une longueur de 17,5 mm et un poids de

0,75 g dans l'eau. Chaque marque émet un train d'onde acoustique caractéristique (sur une fréquence de 69 kHz) permettant de l'identifier. Pour éviter les éventuelles interférences entre plusieurs marques, ce code est émis selon un intervalle de temps distribué aléatoirement entre 70 et 140 secondes. Les marques ont une durée de vie qui dépend du rythme et de la puissance d'émission des trains d'ondes. Dans notre expérience la durée de vie théorique des marques était de 165 jours.

À l'inverse du système HTI, les récepteurs VEMCO sont des hydrophones autonomes (VEMCO VR2). Ces hydrophones possèdent une horloge et une mémoire interne et sont capables de décoder les trains d'ondes qu'ils reçoivent et d'enregistrer l'heure de réception du signal des marques situées dans leur zone de détection. Après un test effectué sur 3 zones différentes de la baie, le rayon minimum de détection des hydrophones a été estimé à 150 m.

Lors de notre expérience, les hydrophones ont été déployés de manière à couvrir tous les DCP identifiés dans la baie (Fig. 6.6). En plus de ces hydrophones associés aux DCP, nous avons également disposé de manière aléatoire des hydrophones en dehors des structures artificielles. Ces hydrophones libres sont disposés sur le fond afin de minimiser l'effet d'attraction/agrégation qu'ils pourraient engendrer.

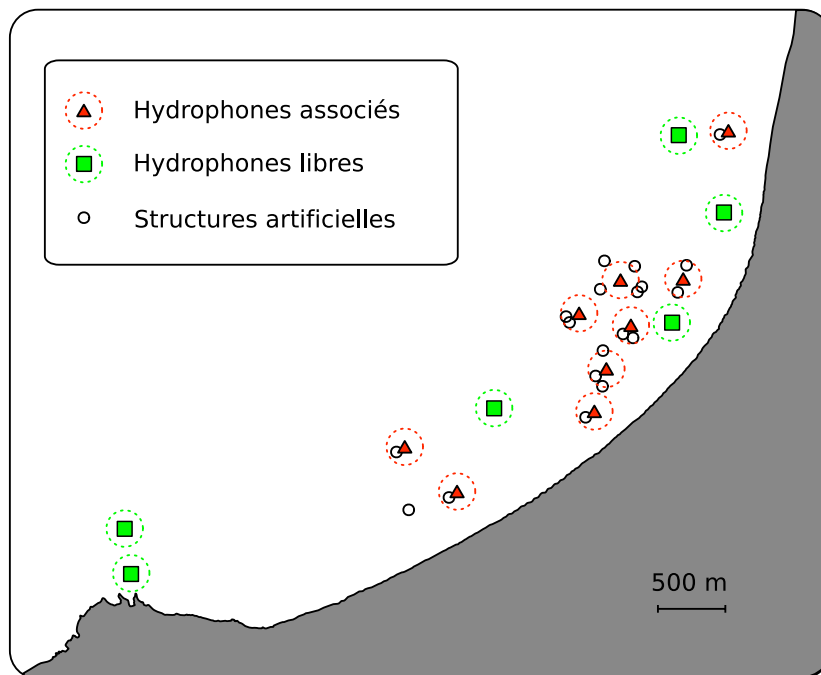


FIG. 6.6 – Disposition des hydrophones VEMCO libres, et associés aux DCP. Les cercles en pointillé figurent les zones de détection des hydrophones.

Une centaine de poissons ont été pêchés à plusieurs endroits de la baie (de nuit et en libre ou associés aux DCP) le 19 mai 2006 et transportés à l'Aquarium de la Réunion sous

eau oxygénée. Les poissons ont été maintenus en captivité jusqu'à acclimatation. Pendant l'acclimatation les bassins étaient traités en préventif au bleu de méthylène et au sulfate de cuivre afin de prévenir des attaques parasitaires et fongique Le 30 et 31 mai 2006, 46 individus d'une taille moyenne de 18 ± 1.2 cm (102 ± 22 gr) ont été marqués. Suite au marquage, les poissons ont été à nouveau maintenus en bassin afin de ne relâcher que les poissons en parfait état. Après dix jours de récupération, les 46 poissons marqués ont été relâchés avec une quarantaine de congénères non marqués.

6.2.2 Résultats principaux

Parmi les 46 poissons marqués, quatre n'ont jamais été détectés et quatre autres n'ont été observés que pendant les deux premières heures de suivi. Ces 8 poissons n'ont donc pas été pris en compte dans l'analyse. Après une semaine de suivi, 22 des poissons marqués n'ont plus été détectés dans le réseau d'hydrophone. Les individus restants n'ont plus été détectés après le 40ième jour. A l'inverse de l'expérience de marquage HTI fait sur les Lutjans, le marquage VEMCO a permis de mesurer la durée moyenne de résidence sous les DCP ainsi que les déplacements des poissons entre les DCP .

Le temps de résidence (TR) des poissons dans le système à été défini comme la durée entre le lâché des poissons marqués, et leur dernière détection dans le réseau. Le temps de résidence moyen par poisson a été de 11.4 ± 11.6 jours.

Nous avons également calculé la durée des phases de présence consécutive dans la zone de détection des hydrophones. Ce temps de présence consécutif (TPC) correspond à la durée que passe un poisson dans la zone de détection d'une station d'écoute. Afin de minimiser la perte possible de détection liée aux collisions de marques, celles-ci émettent leur signal de manière aléatoire entre 70 et 140 secondes. Mais si plusieurs marques sont présentes au même moment les collisions de signaux sont possibles (cf. chapitre 3). En partant de la base de calcul où l'ensemble des marques (38) sont présentes autour du même hydrophone, le constructeur recommande une période minimum de 10 min pour être certain de pouvoir détecter au moins une fois chaque marque. Ajouté à ces problèmes de collision, la distance entre les marques et l'hydrophone ainsi que les conditions de bruit environnantes, nous avons fixé à 30 min la période aveugle autorisée entre deux réceptions pour pouvoir valider un temps de présence consécutif.

Nous avons calculé le TPC moyen enregistré sous les hydrophones associés aux DCP et sous les hydrophones libres. Nous avons également fait la distinction entre les données de jour et de nuit. Afin de résumer l'information nous avons calculé un taux moyen d'association (TA) en divisant le temps passé sous un type d'hydrophone (associé et libre) par le temps total de présence dans le réseau. Ces résultats sont synthétisés dans le tableau 6.1.

TAB. 6.1 – Principaux descripteurs* de présence des poissons marqués dans le réseau d'hydrophones.

	n	Ass.	n	Libre
TPC Jour	319	97 (129)	102	48 (90)
TPC Nuit	520	30 (53)	351	28 (42)
TA	38	18 %	37	6.3 %

* TCP = Temps de présence continu moyen sous un hydrophone, TA = Taux d'association moyen, Ass. = Hydrophone associé à un DCP, libre = hydrophone non associé à un DCP. Les valeurs sont données sous la forme moyenne (écart type).

6.2.3 Caractéristiques du comportement d'agrégation des poissons pélagiques

Contrairement à l'outil HTI, le système VEMCO ne permet pas une résolution spatiale suffisante pour pouvoir valider directement les estimations des zones d'agrégation des DCP effectuées à partir des données de prospections acoustiques. En revanche, l'architecture du système et l'autonomie plus importante des marques VEMCO ont permis d'intégrer l'ensemble des DCP immergés et de suivre la dynamique d'agrégation des poissons marqués dans toute la baie. A l'inverse des poissons démersaux, les Selars possèdent des capacités exploratoires très importantes. Ainsi, la majorité des poissons marqués ont quitté le DCP où ils ont été relâchés dès les premières heures du suivi et ont été ensuite détectés sous les autres DCP.

L'atout majeur de cette expérience a été de disposer des hydrophones en dehors des DCP. Ces hydrophones libres ont pu donc jouer le rôle de témoin dans la dynamique d'agrégation et valider les observations faites sous les DCP.

De manière générale, le taux d'association des individus marqués a été plus important sous les DCP (18 %) que sous les hydrophones témoins (6 %), indiquant que cette espèce recherche préférentiellement les DCP. A ce niveau de l'analyse il faut préciser que le principal biais du système VEMCO est lié à la zone restreinte de détection des hydrophones (environ 150 m). En effet, le temps moyen global d'association aux hydrophones est faible en comparaison de la durée moyenne de résidence dans le réseau ($\approx 24\%$) et il n'est pas exclu que des individus soient restés à une distance des hydrophones trop grande pour pouvoir être détectés. En revanche, ce biais étant le même entre les hydrophones associés et les hydrophones libres, la comparaison des taux d'association reste valide.

En comparant les temps de présence sous et hors des DCP entre le jour et la nuit, il apparaît que le comportement des Selars varie au cours du nyctémère. Le jour, le TPC

moyen passé sous les hydrophones libres (48 ± 90 min) est inférieur de moitié au TPC moyen passé sous hydrophone associé (97 ± 129 min), montrant une plus forte association aux DCP le jour. De nuit, le TPC moyen sous les structures (30 ± 53 min) est équivalent à celui passé en libre (28 ± 42 min), et ces deux valeurs sont inférieures au temps moyens de résidence de jour sous les hydrophones associés aux DCP ou libres. Ces résultats indiquent d'une part que l'association aux DCP est plus forte pendant le jour, et d'autre part que les temps moyens de détection sont plus faibles de nuit. Ce dernier résultat est certainement lié à la plus forte activité nocturne des Selars. En effet, si ces derniers nagent de manière plus active la nuit, il est normal que le temps qu'ils passent sous un hydrophone soit plus court que pendant le jour, et ce même si les poissons sont associés aux DCP. Ces résultats confortent les résultats du chapitre précédent qui avait mis en évidence une dilution des densités associées pendant la nuit pour le compartiment pélagique.

6.3 Comparaison des dynamiques d'agrégation – influence du réseau de DCP

Selon les travaux de GIRARD *et al.* (2004), l'association des poissons à proximité d'un DCP, et donc la probabilité supérieure d'y rencontrer un poisson, peut s'expliquer soit par un flux important de poissons se dirigeant vers le DCP, mais ne restant pas nécessairement longtemps près du DCP et dans ce cas on parlera davantage de zone d'attraction; soit par un temps de résidence élevé autour du DCP. Dans le cas où l'on observe un flux d'égale importance vers les DCP et hors des DCP, on parlera de zone d'agrégation. Si au contraire les flux sont prépondérants vers les DCP (et les temps de résidences élevés), les DCP seront considérés à la fois comme des zones agrégatives et attractives.

Dans le réseau de DCP de la baie de Saint-Paul, selon l'espèce et la période considérée, les DCP peuvent prendre des caractéristiques différentes. Ainsi, en se basant sur le comportement du *Lutjanus kasmira*, les DCP semblent représenter des zones d'agrégation pour les poissons démersaux. Bien que le passage d'un DCP à l'autre semble possible, la caractéristique de cette communauté est d'être très inféodée à un DCP et d'avoir des temps de résidence très importants. Dans le cas d'une interaction entre plusieurs DCP, il est donc probable que le DCP le plus proche l'emportera.

En ce qui concerne les espèces de petits pélagiques, et en se basant sur le comportement du *Selar crumenophthalmus*, les DCP semblent davantage agir comme des zones d'attraction la nuit et comme des zones d'agrégation le jour. Pendant le jour, on observe des temps de résidence supérieurs sous les DCP qu'en dehors des DCP, bien qu'à l'ordre de grandeur d'une journée, ces temps de résidences soient relativement faibles.

La forte activité de nage de cette espèce leur permet de passer facilement d'un DCP à l'autre et cette activité est prépondérante la nuit. Néanmoins, l'analyse du comportement exploratoire de cette espèce montre que les poissons ne nagent pas de façon privilégiée vers ces DCP mais qu'ils explorent de façon aléatoire et systématique la baie. Il n'y aurait donc pas réellement d'attraction des DCP mais un nombre plus important de visites la nuit qui conduirait à un nombre plus important de poissons détectés. Dans ces conditions, il est probable que plusieurs DCP soient plus visités qu'un DCP isolé.

A l'aide de ces résultats et en utilisant les paramètres définis dans le chapitre précédent il est dès lors possible de déterminer l'influence du réseau de DCP sur les communautés de poissons de la baie. Pour cela il suffit d'appliquer à tous les DCP référencés dans la baie, le modèle d'influence exponentiel en base 2 avec les paramètres définies dans le chapitre précédent. L'influence des DCP sera ramenée entre $\beta_0=0$ et $\beta_1=1$, pour exprimer la pleine influence des DCP à faible distance et l'absence d'influence à forte distance. On fera varier les θ en fonction de la communauté d'intérêt et de la période du nyctémère concernée. L'influence du réseau sur les espèces de la communauté pélagique sera obtenue en sommant l'influence de tous les DCP et en postulant que plusieurs DCP seront plus attractifs qu'un DCP isolé. Pour les espèces de la communauté démersale, l'influence du réseau se détermine en sélectionnant l'influence du DCP le plus proche. La figure 6.7 récapitule la construction de l'influence du réseau et les figures 6.8 et 6.9 illustrent les résultats de ces constructions.

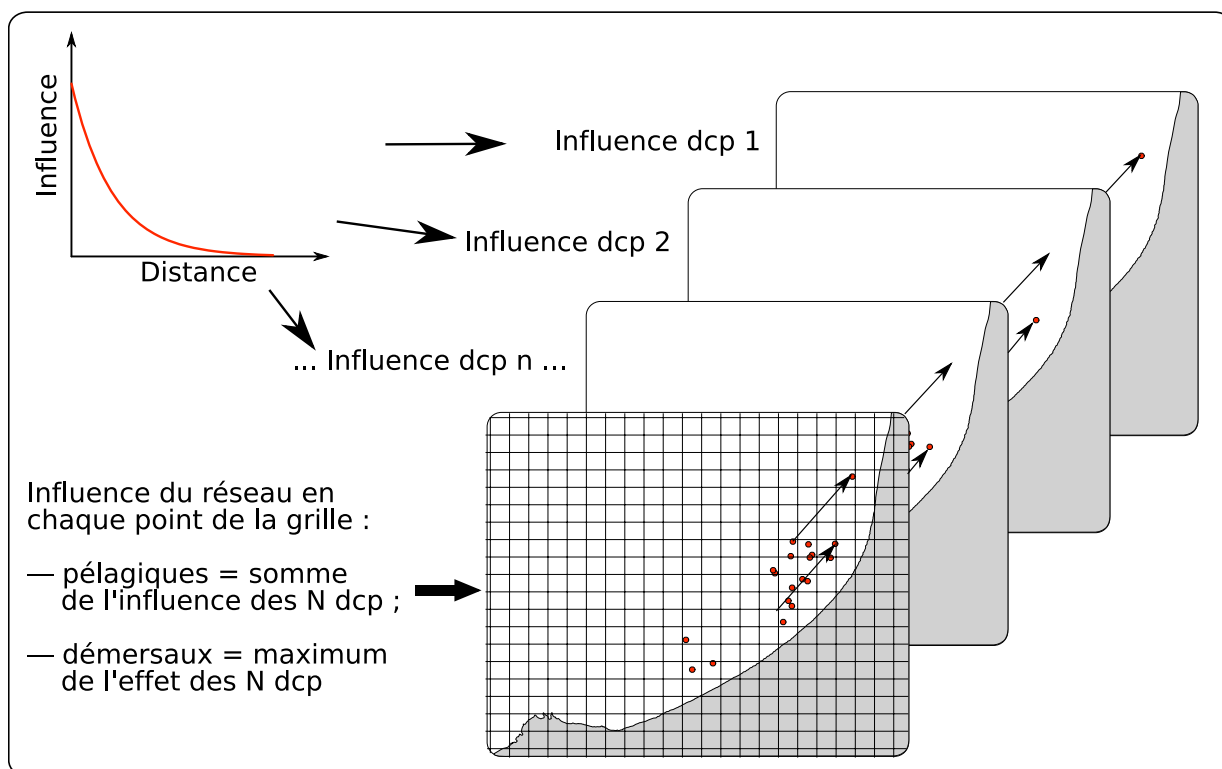


FIG. 6.7 – Schéma récapitulatif de la construction de l'influence du réseau de DCP sur les communautés pélagique et démersale.

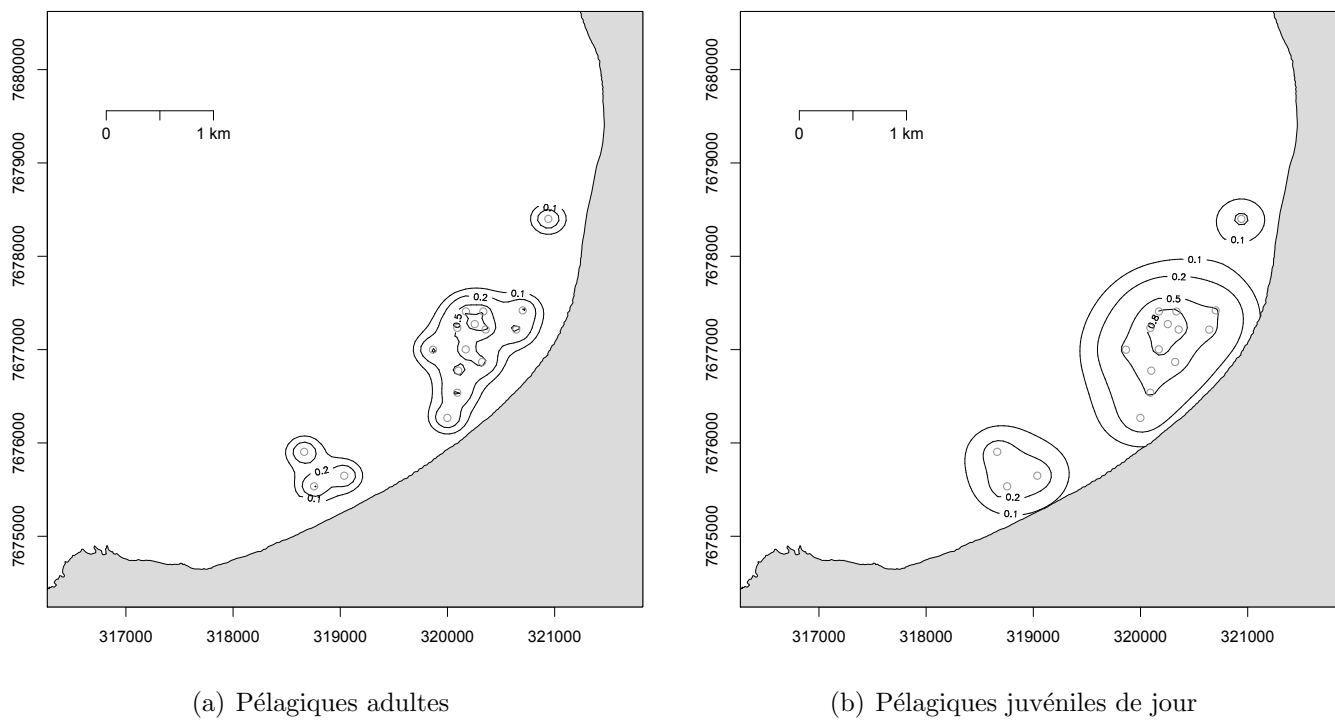
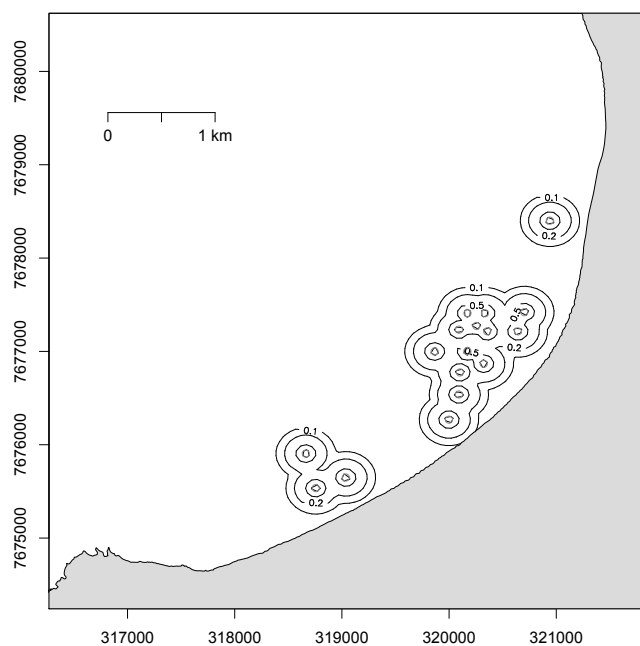
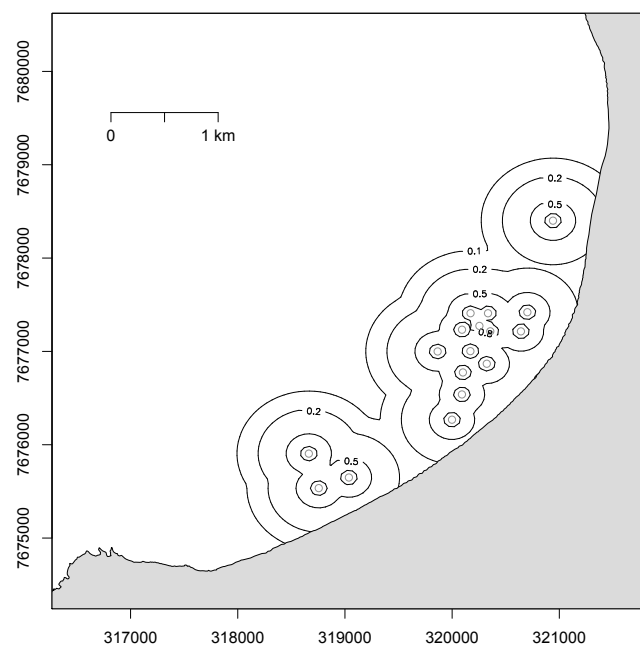


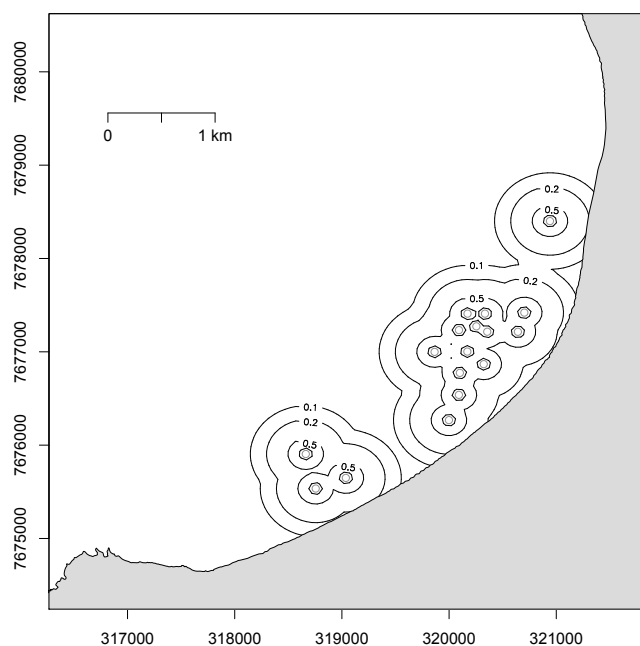
FIG. 6.8 – Carte de l'influence des DCP pour la communauté des poissons pélagiques adultes (a) et juvéniles (b).



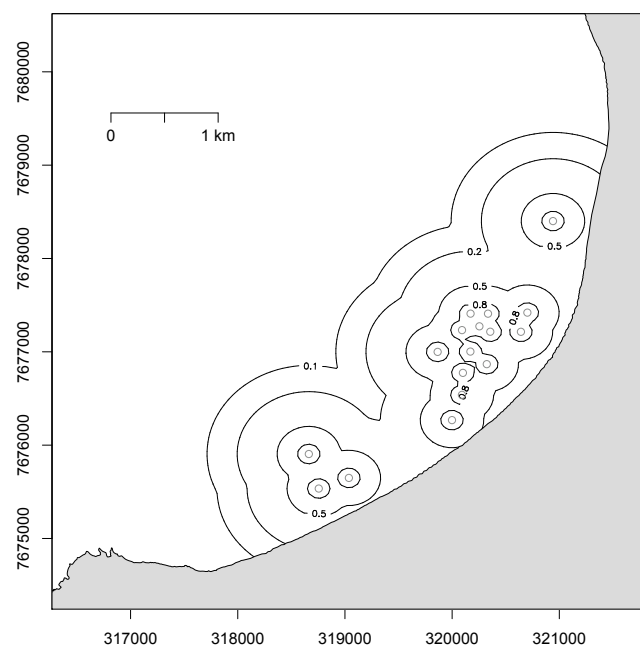
(a) Démersaux adultes de jour



(b) Démersaux adultes de nuit



(c) Démersaux juvéniles de jour



(d) Démersaux juvéniles de nuit

FIG. 6.9 – Carte de l'influence des DCP pour la communauté des poissons démersaux adultes (a, de jour ; b, de nuit) et juvéniles (c, de jour ; d, de nuit).

Chapitre 7

Analyse des biomasses libres et associées aux DCP

Sommaire

Introduction	117
7.1 Intégration de l'influence des DCP	118
7.1.1 Principe de l'analyse	119
7.1.2 Détermination des campagnes de recrutement	120
7.1.3 Séparation de l'influence des structures sur la biomasse	127
7.2 Analyse géostatistique des résidus	128
7.2.1 Analyse de la structure spatiale du jeu de données – Variogrammes et modèles variographiques	128
7.2.2 Krigeage universel	131
7.3 Relation entre les biomasse libres et associées aux DCP .	133
7.4 Relation entre les densités libres et associées aux DCP .	136
7.4.1 Compartiment pélagique	138
7.4.2 Compartiment démersal	139
7.5 Discussion sur la relation entre biomasses et densités libres et associées	141
Conclusion	144

Introduction

Dans les chapitres précédents (chapitres 5 et 6) nous avons vu qu'il existe un comportement d'association et d'agrégation autour des DCP de la baie de Saint-Paul. Nous avons également observé que les poissons ne s'agrègent pas tous sous ces structures et

que par conséquent ce comportement d'association n'est pas obligatoire, notamment en ce qui concerne les espèces du compartiment pélagique. De plus, les densités enregistrées dans la zone d'agrégation des structures sont très variables selon les périodes de l'année et du nyctémère. Le corollaire de ces observations est qu'à un instant donné, il existe une partie du stock de poissons qui ne se trouve pas en association avec les structures. A partir de ces résultats, nous nous posons la question de la proportion entre la quantité de poissons associée et libre. En effet jusqu'à maintenant les analyses que nous avons effectuées étaient centrées sur le comportement des poissons associés aux DCP et elles n'ont donc pas permis de quantifier la proportion de poissons non associés aux structures. Dans ce chapitre nous allons qualifier et quantifier cette relation à partir des densités acoustiques obtenues lors des prospections acoustiques (estimateur de la biomasse en poisson). Dans le cadre appliqué de la gestion des stocks et des pêcheries concernées par l'utilisation de DCP, ce résultat est fondamental. En effet, dans le cas où la biomasse hors des DCP (libre) est proportionnelle à celle sous les DCP (associée), cette dernière pourra être utilisée comme bio-indicateur de l'état des stocks. De même, la connaissance des relations entre les biomasses libres et associées aidera à mieux suivre l'évolution des stocks et à gérer l'utilisation des DCP dans un optique de pêche raisonnée.

7.1 Intégration de l'influence des DCP dans l'analyse de la répartition spatiale de la biomasse

Du fait de notre profil d'échantillonnage (cf chapitre 4) la donnée récoltée comporte une part d'auto-corrélation et nos échantillons ne peuvent donc pas être considérés comme indépendants. Afin de répondre aux objectifs décrits et d'exploiter au mieux l'information portée par nos données, nous nous sommes donc tournés vers les outils de la Géostatique qui permettent de travailler sur les données dépendantes et qui tirent profit de l'auto-corrélation spatiale. La théorie géostatistique impose néanmoins comme hypothèse de base que les variables aléatoires soient stationnaires (cf. chapitre 3). Ceci implique que la distribution de leurs valeurs doit être indépendante de leur position dans le domaine d'étude. Or nos analyses ont montré que du fait de la présence des DCP, la probabilité de rencontre des poissons est plus forte à proximité de ces structures artificielles. Dès lors, la fonction aléatoire de répartition de la biomasse au sein du réseau de DCP n'est plus stationnaire et intègre une dérive aux endroits où les structures présentent un effet agrégatif sur les biomasses.

7.1.1 Principe de l'analyse

Afin de prendre en compte les effets de cette dérive dans la méthode géostatistique, plusieurs solutions se basant sur des modèles locaux où globaux existent. Dans le cas des modèles locaux, la variable aléatoire sera considérée comme stationnaire dans une fenêtre restreinte du domaine. Le travail géostatistique se fera en déplaçant la fenêtre sur le domaine. Ceci impose que l'effet de la dérive soit très large par rapport à la fenêtre de travail et dans ce cas la fonction aléatoire sera dite quasi-stationnaire. Sous cette condition, il est possible de travailler directement sur les semi-variogrammes. Dans notre étude, l'effet agrégatif des DCP étant très localisé, il ne sera pas possible de travailler en quasi-stationnarité.

Dans le cas des modèles globaux, le travail pourra se faire sur l'ensemble du domaine d'étude. L'utilisation des méthodes globales nécessite néanmoins de disposer des valeurs déterministes (à l'opposé de probabiliste) de la dérive sur tout le domaine. Dans ce cas il est envisageable de travailler soit avec les méthodes généralisées (GLM, GAM) — mais ces méthodes postulent que l'information se situe dans la moyenne (la dérive) et que les résidus à cette dérive ne sont pas corrélés — soit avec les méthodes de Géostatistique. L'intérêt de notre étude portant davantage sur celle de la variance spatiale des données que sur leur valeur moyenne, les outils de la Géostatistique sont plus appropriés. Nous travaillerons notamment en utilisant la méthode de Krigeage Universel qui se base sur la séparation de la variable d'intérêt en une composante moyenne (la dérive) et de ses résidus (dépendants et spatialement structurés dans l'espace). Selon ce principe de dichotomie, la variable aléatoire peut être décomposée selon un modèle :

- additif; $Z(x) = m(x) + Y(x)$,
- ou multiplicatif; $Z(x) = m(x) + am(x)Y(x)$

où Z est la fonction aléatoire, $m(x)$ est la fonction de dérive, a est un scalaire et Y les résidus spatialement structurés d'espérance nulle et de variance unitaire. Ceci permet, connaissant la valeur de la dérive, de travailler sur les résidus stationnaires.

Ce type d'approche a déjà été utilisé sur des problématiques similaires à la notre (DORAY *et al.*, 2008) et les auteurs proposent la méthodologie suivante, adaptée aux données de campagnes acoustiques échantillonnées en présence d'un Dispositif de Concentration de Poissons.

1. Estimation des densités relatives,
2. définition des limites de l'agrégation,
3. estimation de la surface de densité relative au cours des campagnes,
4. modélisation déterministe de la surface de dérive,
5. estimation des résidus pour chaque campagne,

6. définition du variogramme sur les résidus et krigeage universel.

Dans notre cas, la difficulté réside dans la construction de la dichotomie entre la part de la biomasse liée à la dérive, et ses résidus stationnaires. Dans leur méthodologie, DORAY *et al.* recommandent un échantillonnage particulier autour de la structure agrégative afin de pouvoir définir la dérive directement à partir des biomasses estimées. Or le travail que nous avons effectué dans les deux précédents chapitres nous a permis de déterminer, sur l'ensemble du domaine d'étude, l'influence des DCP sur les densités de poissons démersaux et pélagiques dans le réseau de structures artificielles. Ces résultats ont mis en valeur la nécessité de séparer les stades de développement des espèces concernées et la période du nycthémère dans les analyses.

De plus, le recrutement des principales espèces présentes dans la baie peut se faire plusieurs fois dans l'année, ce qui amène à la coexistence de plusieurs cohorte. Ceci est particulièrement vrai pour le *Selar crumenophthalmus* qui est capable de pondre plusieurs fois au cours de la période de reproduction, et d'avoir plusieurs périodes de reproduction dans la même année (DALZELL et PEÑAFLORES, 1989). La difficulté d'appliquer directement la méthodologie définie par DORAY *et al.* (2008) tient au fait que les données de biomasse enregistrées dans la baie correspondent à une intégration des différents stades de développement de espèces en présence, ce qui rend impossible la séparation des données entre les juvéniles et les adultes. Afin de tirer parti du travail fait dans les chapitres 5 et 6, il nous faudra donc établir un lien entre l'influence variable des DCP sur les densités des individus (*Tracks*) selon leur stade de développement, la période du nycthémère, et la fonction de dérive sur les biomasses.

Afin de résoudre ce problème, nous proposons de déterminer pour chaque campagne, le stade dominant (adulte/juvenile) dans la baie afin de pouvoir faire intervenir l'influence des structures artificielles correspondantes sur la biomasse de la manière la moins biaisée possible. Une fois le stade de développement dominant établi, la dichotomie sera faite en séparant les biomasses liées aux DCP (influence forte des structures), et donc à la dérive, et les biomasses totalement indépendantes de la dérive (influence nulle des structures) et dans ce cas la totalité de la biomasse sera expliquée par les résidus.

7.1.2 Détermination des campagnes de recrutement

Pour effectuer cette analyse nous devons séparer les espèces démersales de celles pélagiques. Concernant l'espèce démersale représentative de la population de poissons démersaux dans la baie de Saint-Paul (*Lutjanus kasmira*), les recrues sont observées toute l'année. Il existe cependant des disparités saisonnières. Ainsi, l'essentiel des recrues est observé lors de deux pics d'abondance pendant l'été austral : le premier en début d'été austral

TAB. 7.1 – Proportion des *Tracks* de TS inférieur à -51 dB pour les campagnes de nuit du compartiment démersal.

2003		2004		2005		2006	
	%		%		%		%
17/02	–	23/01	22.10	12/03	–	4/01	56.27
6/03	9.30	24/02	25.17	13/04	24.82	6/02	38.18
16/06	–	26/03	15.91	17/05	27.37	28/02	35.38
28/08	60.20			16/06	43.11	31/03	50.00
30/09	55.17			19/08	66.91	27/04	35.53
24/10	74.73			13/09	62.50	26/05	67.56
26/11	40.38			4/10	70.56	25/08	82.93
22/12	38.46			4/11	60.71	21/09	88.73
				29/11	79.04		

(octobre, novembre) et le second à la fin de l'été (février à mars) (TESSIER, 2005). Pour cette espèce, les recrutements sont donc massifs et le stade dominant au sein d'une campagne, entre celui des adultes et des juvéniles, devrait pouvoir être facilement identifiable en comparant les proportions de juvéniles et d'adultes détectés par l'outil acoustique.

Au cours du cycle journalier, cette espèce est connue pour effectuer des déplacements relativement importants. L'amplitude de ces migrations nocturnes n'est pas connue mais des opérations de marquage sur des poissons d'une taille de 6 cm ont permis de montrer que les juvéniles de l'espèce pouvaient se déplacer sur au moins une centaine de mètres (FREDERICK, 1997). Ainsi, seules les campagnes de nuit ont été utilisées dans cette analyse afin d'obtenir une meilleur signature de ce compartiment. En effet, l'activité nocturne de cette espèce les amène à utiliser d'avantage la masse d'eau (cf. chapitre 6) et permet une meilleure discrimination des échos. Le tableau 7.1 donne la proportion des *Tracks* juvéniles dans le compartiment démersal au cours des campagnes. La valeur d'écho limite entre les adultes et les juvéniles, est de -51 dB et est identique à celle utilisée dans le chapitre 5 (Fig : 5.1).

En ce qui concerne les espèces du compartiment pélagique, la détermination du stade dominant est plus délicate. L'étude de la pêcherie de la principale espèce pélagique (le pèche cavale : *Selar crumenophthalmus*) dans la baie de Saint-Paul en 1994 (ROOS *et al.*, 1997) a mis en évidence un recrutement plus important de juvéniles (6 à 9 cm) de cette espèce durant l'été austral (de novembre à avril). Cependant, une faible proportion des individus (première cohorte) devient mature à partir du mois d'avril, les poissons mesurant alors plus de 22 cm. La proportion d'individus matures augmente ensuite progressivement jusqu'au mois de novembre où l'indice gonado-somatique est le plus élevé. Pendant cette

phase de maturation, les poissons sont capables de pondre plusieurs fois (DALZELL et PEÑAFLORES, 1989). Après cette phase de reproduction, les individus matures disparaissent de la baie. Ainsi, et contrairement au cas des Lutjans, le chevauchement des cohortes de recrues, issues de cette période de ponte étalée dans l'année, est potentiellement important. La simple comparaison des proportions de valeurs de TS juvéniles et adultes ne permet pas de discriminer efficacement le stade dominant dans la baie.

L'analyse des *Tracks* faite au chapitre 5 montre cependant qu'il existe probablement un effet densité-dépendent sur la distribution des juvéniles dans la baie. Cette information doit donc pouvoir se retrouver dans l'information spatiale portée par la donnée acoustique. Afin de pouvoir déterminer le stade dominant dans la baie pour chaque campagne, il nous faudra donc analyser des indices spécifiques pouvant mettre en évidence ce changement de répartition dans la baie.

Campagnes de recrutement des espèces pélagiques

Afin d'explorer l'évolution de la distribution spatiale d'un jeu de données en fonction de sa densité moyenne PETITGAS (1998) propose d'utiliser les courbes d'agrégation. Ces courbes sont une variation des courbes de sélectivité développées par MATHÉRON (1981) et permettent de comparer simplement des histogrammes de densités observés dans une zone, où la moyenne et la variance de la densité varient. La méthode est décrite en détail dans PETITGAS (1998). Elle définit les courbes $Q(T)$ et $P(T)$.

La courbe de sélectivité $Q(T)$ relie l'abondance $Q(z)$ à une surface $T(z)$ occupée par une densité supérieure à un seuil z . $T(z)$ exprime alors la proportion de la surface totale où la densité est supérieure à z . $Q(0)$ correspond donc à la totalité de la surface (A) de présence et donc à la totalité de la biomasse, et $Q(z)$ varie donc entre 0 et $Q(0)$. Lorsque deux campagnes n'ont pas la même abondance moyenne, il est pratique de calculer de la même manière la courbe $P(T)$, où $P(z)$ est défini comme la proportion de biomasse variant entre 0 et 1, $P(z) = \frac{Q(z)}{Q(0)}$. Ces deux paramètres $Q(T)$ et $P(T)$ pourront alors être comparés entre deux campagnes de densité moyenne différente, ce qui permet de faire un diagnostic sur la manière dont s'est produite l'augmentation de la biomasse entre les deux campagnes. Les différents scénarios accessibles sont illustrés sur la figure 7.1 et décrits ici.

D1 La zone (A) de présence de l'espèce reste constante. L'augmentation de biomasse se fait à des endroits localisés et la densité ne varie pas dans les autres endroits du domaine.

D2 La zone (A) de présence de l'espèce reste constante. L'augmentation de la biomasse se fait de manière identique en tout point du domaine.

D3 La zone de présence de l'espèce varie. L'augmentation de la biomasse ne fera donc

pas varier la densité moyenne sur le domaine.

D4 La surface de présence, le maximum et la densité moyenne varient avec l'abondance.

Un point intéressant de l'utilisation de ces courbes est que la mesure de leur concavité est un paramètre équivalent à l'asymétrie d'un histogramme. On peut mesurer un indice de sélectivité spatiale (S_s) en calculant deux fois la surface séparant la courbe $Q(T)$ d'une diagonale représentant une répartition complètement homogène de la donnée. Une biomasse répartie de manière complètement homogène sur le domaine aura alors une valeur S_s de zéro, et sera peu sélective. Ce même indice pourra être calculé sur les données relatives $\frac{z_i}{m}$, ce qui donnera un résultat équivalent (S_{sp} pour sélectivité spatiale proportionnelle) pour les courbes $P(T)$. Cet indice peut alors être utilisé comme un paramètre de dispersion et servir à construire un test d'hypothèse par des procédures de permutation (PETITGAS, 1998).

Si la répartition de la biomasse entre des campagnes de densité moyenne différente suit le modèle D2 (répartition des biomasses proportionnelle entre les campagnes) leurs courbes $P(T)$ se superposeront et leurs indices S_{sp} seront très proches. On pourra alors les mélanger et sous échantillonner une nouvelle série qui suivra le même modèle, car obéissant à la même loi statistique sous-jacente. La théorie des grands nombres dit que la médiane d'un paramètre est asymptotique et normale avec une moyenne m et une variance $\frac{1}{4n}f(m)$. Nous ne connaissons pas la densité de probabilité de ce paramètre et pour obtenir une bonne approximation de sa distribution nous utiliserons le meilleur estimateur à notre disposition en calculant le paramètre S_{sp} sur un grand nombre de tirage aléatoire avec remise sur les données regroupées (PETITGAS, 1998; VENABLES et RIPLEY, 2002). Sur cette base, il suffira de réaliser un grand nombre de fois la procédure décrite et de dériver à chaque fois l'indice de la série sous-échantillonnée pour avoir une bonne estimation du paramètre S_{sp} de la loi de répartition spatiale gouvernant le processus décrit. La précision du paramètre peut être estimée en utilisant les déciles de la distribution de la procédure de *bootstrap* (*percentile confidence interval*) (VENABLES et RIPLEY, 2002).

Si on pose pour hypothèse nulle qu'une campagne suit le même modèle que les campagnes servant de base au calcul, cette hypothèse pourra être testée en comparant l'indice S_{sp} de la campagne en question avec l'intervalle des p % des valeurs encadrant la moyenne de la loi de distribution du paramètre estimé à l'aide des campagnes de base. Si l'indice de la campagne se situe en dehors de cet intervalle, on pourra rejeter H_0 , au seuil de risque p (PETITGAS, 1998).

Appliqué à notre jeu de données, le calcul des courbes d'agrégation $Q(T)$, $P(T)$ et de leur indice de sélectivité spatiale ne montrent de résultats intéressants que pour l'évolution de la répartition spatiale de la donnée pélagique de jour. Les calculs sur cette partie de la donnée a permis de mettre en évidence un groupe de campagnes montrant une dynamique

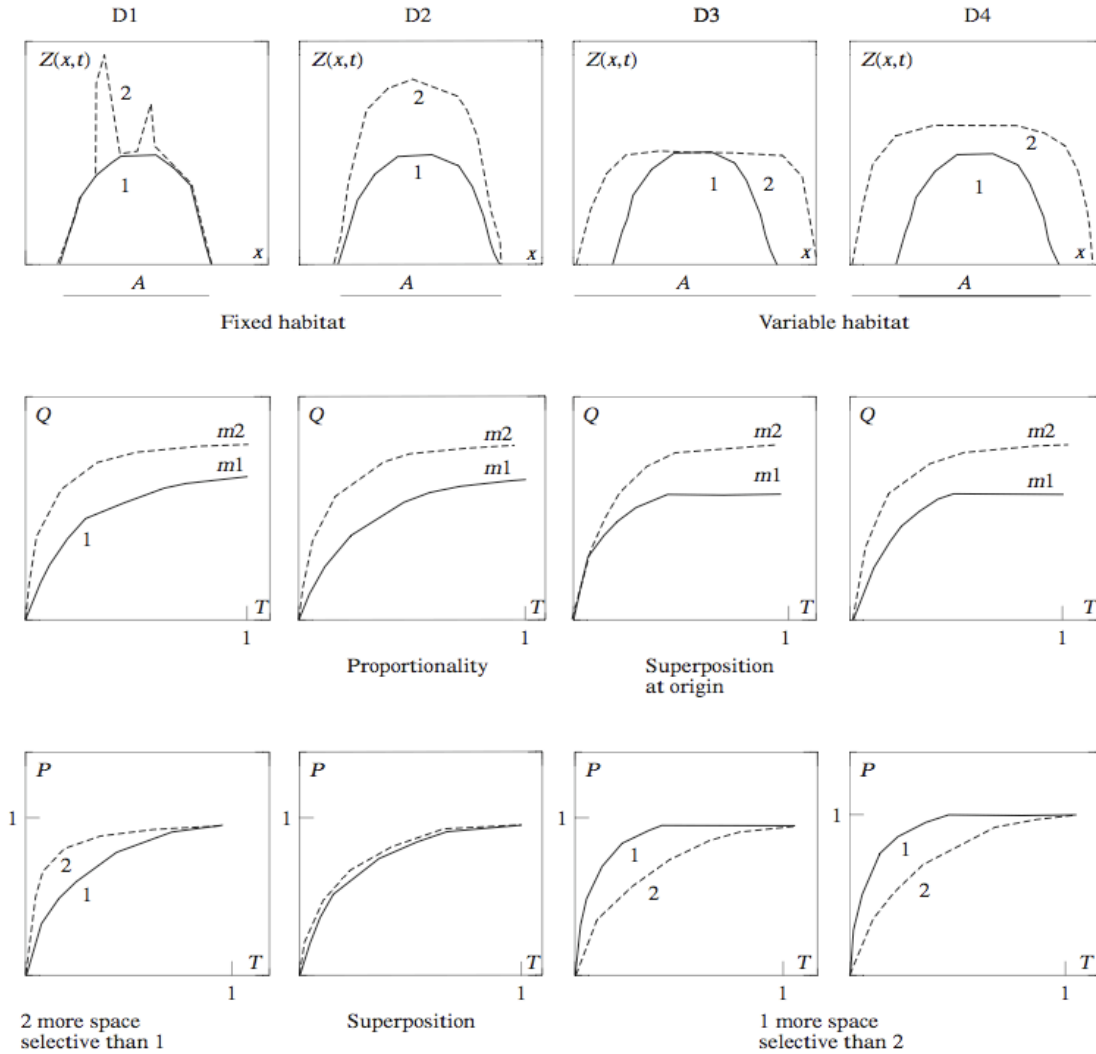


FIG. 7.1 – Modèles de variation de la répartition de la biomasse caractérisée par les courbes d'agrégation $Q(t)$ et $P(T)$. Les lignes (1) et (2) représentent l'évolution de la surface de densité quand la biomasse augmente entre l'année 1 et 2 avec des valeurs moyennes m_1 et m_2 . Repris de (PETITGAS, 1998).

d'évolution des biomasses moyennes par campagnes du type D2. Cette dynamique prévoit une augmentation proportionnelle des densités sur tout le domaine lorsque la biomasse moyenne augmente entre les campagnes. Dans ces conditions, les campagnes concernées montrent des courbes $P(T)$ qui se superposent entre elles (Fig 7.2, courbes noires).

Ce groupe de campagnes a servi de base à la procédure de *bootstrap* visant à obtenir une bonne estimation de l'indice de sélectivité spatiale relative (Ssp) pour la répartition de la biomasse dans la baie de Saint-Paul sous une dynamique du type D2. La manipulation a consisté à sous échantillonner 1 000 fois 10 000 valeurs indépendantes dans le lot de campagnes « témoins » et à estimer l'indice Ssp du sous échantillon à chaque itération. La distribution des valeurs du paramètre est illustrée sur la figure 7.3.

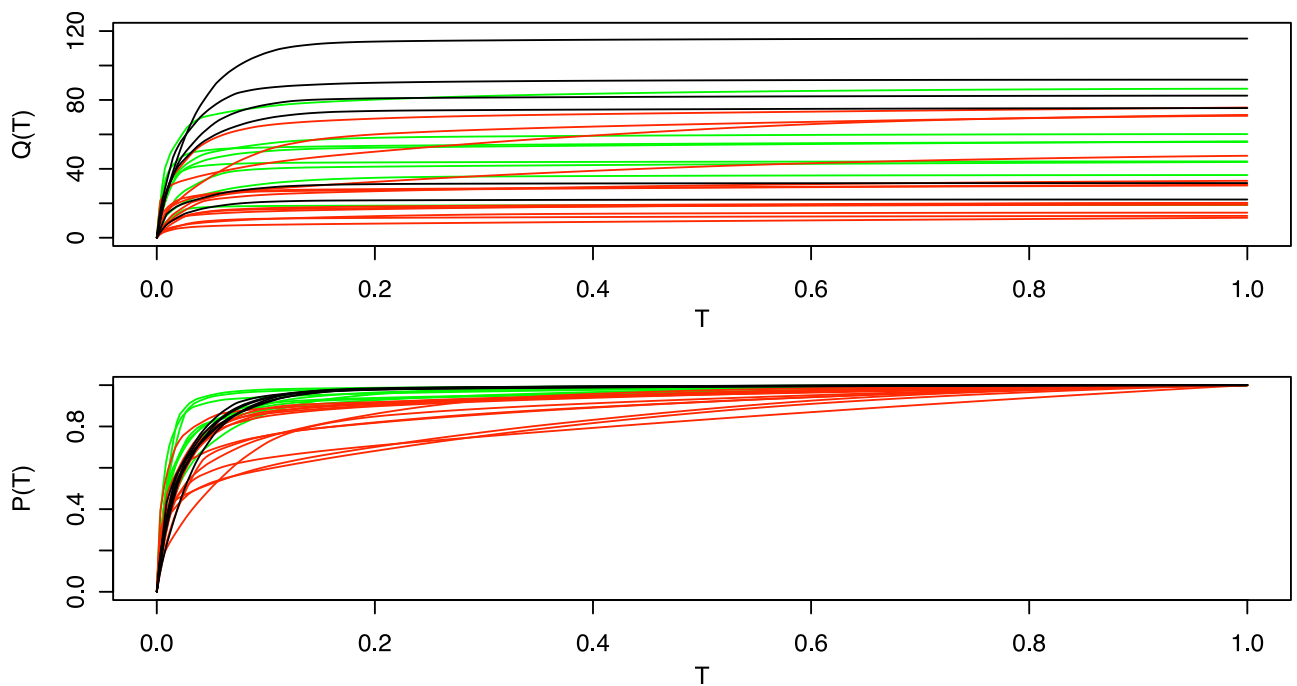


FIG. 7.2 – Résultat des courbes d'agrégations $Q(T)$ et $P(T)$ pour le compartiment pélagique des campagnes de jour. Les courbes noires représentent les courbes utilisées comme base pour le calcul de la distribution du paramètre de sélectivité des campagnes évoluant sous le scénario D2. Les courbes vertes sont les campagnes pour lesquelles l'indice de sélectivité n'est pas significativement différent des campagnes de référence. Les courbes rouges sont significativement différentes de la dynamique D2 (au seuil de risque 5%).

La distribution du paramètre Ssp du groupe « témoin » (Fig 7.3) a permis de tester l'adéquation des autres campagnes avec le modèle D2. La distribution *bootstrap* étant unimodale et pseudo normale, la précision de l'estimation peut-être calculée en se basant sur les centiles de la distribution (VENABLES et RIPLEY, 2002). L'intervalle de confiance basé

sur ce calcul indique que 95% des valeurs sont comprises dans l'intervalle $[0.875, 0.981]$ et 99% dans l'intervalle $[0.853, 0.998]$. Toute campagne possédant un indice S_{sp} se trouvant en dehors de ces intervalles ne suivra pas le modèle D2 au seuil de risque de première espèce correspondant. Le détail des indices S_{sp} et les résultats des tests par campagne sont présentés sur le tableau 7.2.

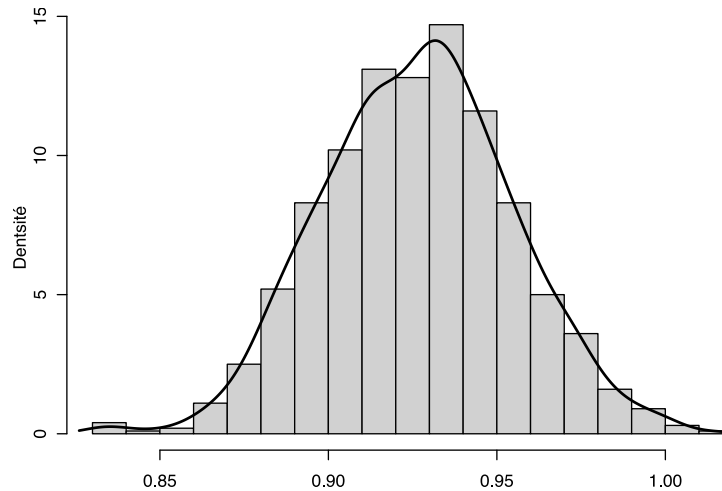


FIG. 7.3 – Histogramme et ligne de densité de la distribution du paramètre de sélectivité spatiale relatif (S_{sp}) issue de la procédure de *bootstrap*.

Les campagnes évoluant sous une dynamique significativement différente de celle du groupe témoin se regroupent préférentiellement pendant l'été austral (entre août et avril). Cette période correspond aux événements de forts recrutements théoriques du *Selar crumenophthalmus*. Ceci nous amène à penser que le comportement des recrues de cette espèce influe sur la répartition de la biomasse pendant cette période et nous permet de valider ce groupe de campagne comme étant dominé par les juvéniles. Le détail des statistiques par campagne (Tab. 7.2) montre que ces campagnes ont des indices de sélectivité spatiale inférieurs et des densités moyennes globalement inférieures à celles du groupe témoin, ce qui les place dans une dynamique du type D1. Sous ce modèle, l'augmentation de la biomasse entre deux campagnes se fait à des endroits localisés, laissant les densités inchangées sur le reste du domaine.

Cette partie de l'analyse basée sur les courbes d'agrégation servira à définir dans la suite du travail deux groupes de campagnes de comportements différents au sein du compartiment pélagique. Le premier groupe est constitué des campagnes « témoins » suivant le modèle D2, ainsi que les campagnes ne pouvant pas être écartées de ce modèle. Ce groupe de campagne sera qualifié de « campagnes adultes ». Le deuxième groupe, sera constitué des campagnes significativement différentes du groupe de campagnes témoins et évoluent selon une dynamique D1. Ce groupe de campagne sera qualifié de « campagnes

TAB. 7.2 – Résultats des tests d'hypothèses d'appartenance à une dynamique du type D2 pour les différentes campagnes*.

2003			2004			2005			2006		
<i>Ssp</i>	<i>p</i>		<i>Ssp</i>	<i>p</i>		<i>Ssp</i>	<i>p</i>		<i>Ssp</i>	<i>p</i>	
17/02	0.924	(<i>t</i>)	23/01	0.928	(<i>t</i>)	12/03	0.765	**	4/01	0.763	**
6/03	0.927	(<i>t</i>)	24/02	0.918	(<i>t</i>)	13/04	0.899		6/02	0.859	*
16/06	0.921		26/03	0.934	(<i>t</i>)	17/05	–		28/02	0.885	
28/08	0.963					16/06	0.921	(<i>t</i>)	31/03	0.625	**
30/09	0.957					19/08	0.642	**	27/04	0.857	**
24/10	0.833	**				13/09	0.879	*	26/05	0.884	
26/11	0.869	**				4/10	0.777	**	25/08	0.863	*
22/12	0.897					4/11	0.847	**	21/09	0.937	
						29/11	0.669	**			

* (*t*) marque les campagnes utilisées pour définir la distribution du paramètre *Ssp* sous l'hypothèse nulle (les campagnes évoluent sous une dynamique du type D2); * indique un rejet de H_0 au seuil de risque 5%; ** rejet à 1%

juvéniles ».

7.1.3 Séparation de l'influence des structures sur la biomasse

Résumé des étapes précédentes

Dans un premier temps, l'analyse probabiliste de la répartition des poissons vis-à-vis des DCP nous a renseigné sur les modalités d'agrégation autour d'une structure générique (cf. chapitre 5). Cette analyse a permis de préciser 1) les différences entre communautés de poissons, 2) les variations nyctémérales et ontogéniques et 3) de quantifier l'influence des structures dans chacun des cas. L'information apportée par cette analyse a permis d'appliquer au domaine d'étude une valeur d'influence fonction de la distance aux structures artificielles, de la période du jour et du stade ontogénique des espèces considérées.

En ce qui concerne la communauté pélagique, nous avons utilisé le comportement du *Selar crumenophthalmus* comme comportement représentatif. Le marquage acoustique et le suivi effectués dans la baie ont indiqué que cette espèce était caractérisée par une exploration intense du réseau de DCP (cf. chapitre 6). Que ce soit de jour ou de nuit, ce fort comportement exploratoire et l'attraction des DCP nous a permis de construire un modèle d'influence du réseau de DCP où l'on a postulé que l'influence de plusieurs structures proches serait plus importante que l'influence d'une structure isolée. La construction déterministe de l'influence du réseau de DCP s'est donc faite selon un modèle additif. Pour

le comportement de la communauté démersale nous avons utilisé le comportement du *Lutjanus kasmira* comme modèle. L'utilisation du système de marquage HTI nous a montré que l'espace utilisé par les Lutjans autour des structures artificielles était cantonnée au voisinage immédiat de chaque structure (cf. chapitre 6). A l'inverse de la communauté pélagique, nous avons donc construit l'influence du réseau de DCP de manière proximale, en donnant à chaque structure la même influence, qu'elle soit isolée ou proche d'autres structures.

A partir de cette composante déterministe de la zone d'agrégation des DCP, nous avons construit le modèle de répartition de la biomasse de manière dichotomique entre la biomasse influencée par les structures (la dérive du modèle) et les résidus de cette dérive (correspond à la biomasse non influencée par les structures). Pour cela nous avons ramené l'effet du réseau entre 0 et 1, et nous avons appliqué ce coefficient aux biomasses enregistrées dans la baie afin d'obtenir la partie de la biomasse sous influence des structures (c.-à.-d. qu'une influence de 1 attribue la totalité de la biomasse à la présence de la structure, et à l'inverse, une influence de 0 attribue la totalité de la biomasse à la partie libre de la biomasse).

7.2 Analyse géostatistique des résidus de la répartition spatiale de la biomasse dans le réseau de structures artificielles

La dichotomie réalisée sur les données brutes nous a permis de déterminer une composante invariante dans le temps et liée aux DCP (la dérive), et une partie résiduelle. Cette partie résiduelle de la répartition de la biomasse au sein du réseau présente une structuration spatiale. La suite de ce travail consistera à analyser cette composante résiduelle et les résultats qui suivent traiteront de l'analyse variographique de ces résidus et du krigeage universel avec dérive externe qui en résulte.

7.2.1 Analyse de la structure spatiale du jeu de données – Variogrammes et modèles variographiques

Les semi variogrammes expérimentaux omnidirectionnels moyens calculés pour les campagnes de jour et de nuit du compartiment pélagique sont illustrés sur la figure 7.4. Ils sont stationnaires et se stabilisent à un niveau proche de la variance du jeu de données. Les modèles de variogramme associés sont des modèles gigognes à deux composantes. Les paramètres de modèle sont synthétisés dans le tableau 7.3. Le modèle retenu pour les

données de jour (Fig. : 7.4 a) comporte une première composante de type pépitique qui explique la majorité de la variance du jeu de données (54.35 %). La deuxième composante est de type exponentiel, d'une portée de 120 m et explique le reste de la variance (45.65 %) du jeu de données.

Le modèle retenu pour les données de nuit (Fig : 7.4 b) comporte également une première composante de type pépitique. Cette composante explique une part relativement moins importante que pour les données de jour (47.20 %). La deuxième composante est de type exponentiel, d'une portée de 390 m et explique le reste de la variance (45.65 %) du jeu de données.

La figure 7.5 illustre le travail variographique pour le compartiment démersal. Le semi variogramme expérimental calculé pour les données de jour (Fig : 7.5 a) est stationnaire et se stabilise à un niveau proche de la variance du jeu de données. Le modèle de variogramme retenu est également un modèle gïgogne à deux composantes. La première composante de type pépitique explique une part importante de la variance du jeu de données (47.06 %). La deuxième composante est de type exponentiel, d'une portée de 275 m et explique le reste de la variance (52.94 %).

Le semi variogramme moyen calculé pour les données de nuit (Fig : 7.5 b) est également stationnaire. Il ne laisse en revanche pas apparaître de structure spatiale et montre un comportement purement pépitique. Les paramètres de modèle sont résumés dans le tableau 7.3.

TAB. 7.3 – Synthèse des paramètres de modèles de variogramme*.

	Jour		Nuit	
Pélagique	– Pépïte	25000 (54.35 %)	– Pépïte	15000 (47.20 %)
	– Exponentiel, 120 m,	21000 (45.65 %)	– Exponentiel, 390 m,	16800 (53.80 %)
Démersaux	– Pépïte	80000 (47.06 %)	– Pépïte	10700 (100 %)
	– Exponentiel, 275 m,	90000 (52.94 %)		

* les valeurs sont indiquées sous la forme – **type de composante, portée, seuil (% de la variance)**.

Quel que soit le compartiment considéré, la proportion de pépïte dans les modèles de variogramme est importante (entre 47 et 100 %) indiquant une forte hétérogénéité de la répartition des biomasses, et la présence d'une structure spatiale à très petite échelle impossible à mettre en évidence avec notre échantillonnage (support de 50 m).

En ce qui concerne le compartiment pélagique, la proportion de cette composante pépïtique diminue entre le jour et la nuit (Tab. 7.3). Dans le même temps, la portée de la composante exponentielle des modèles retenus pour ce compartiment pélagique augmente entre le jour et la nuit. Ces deux informations traduisent une répartition plus homogène des biomasses pélagiques de nuit doublée d'une structuration spatiale plus étendue. Les

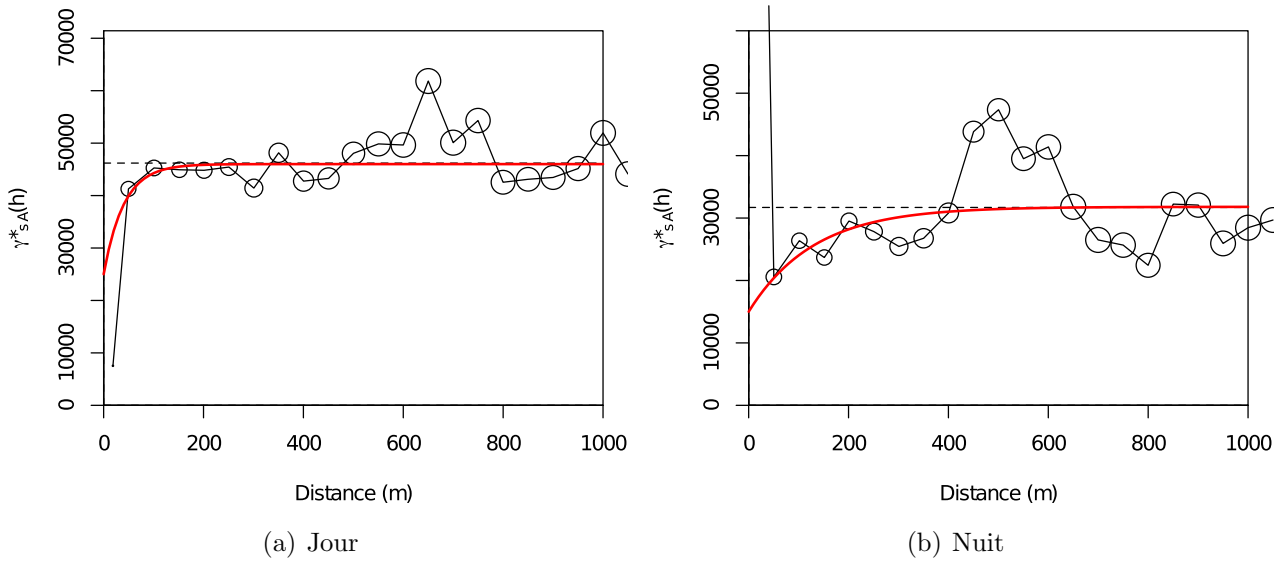


FIG. 7.4 – Semi variogrammes omnidirectionnels moyens des résidus du compartiment pélagique de jour a) et de nuit b). Les lignes en pointillé indiquent les niveaux de variance, les cercles sont proportionnels au nombre de paires de points intervenant dans le calcul pour la distance h . La ligne rouge figure le modèle de variogramme retenu.

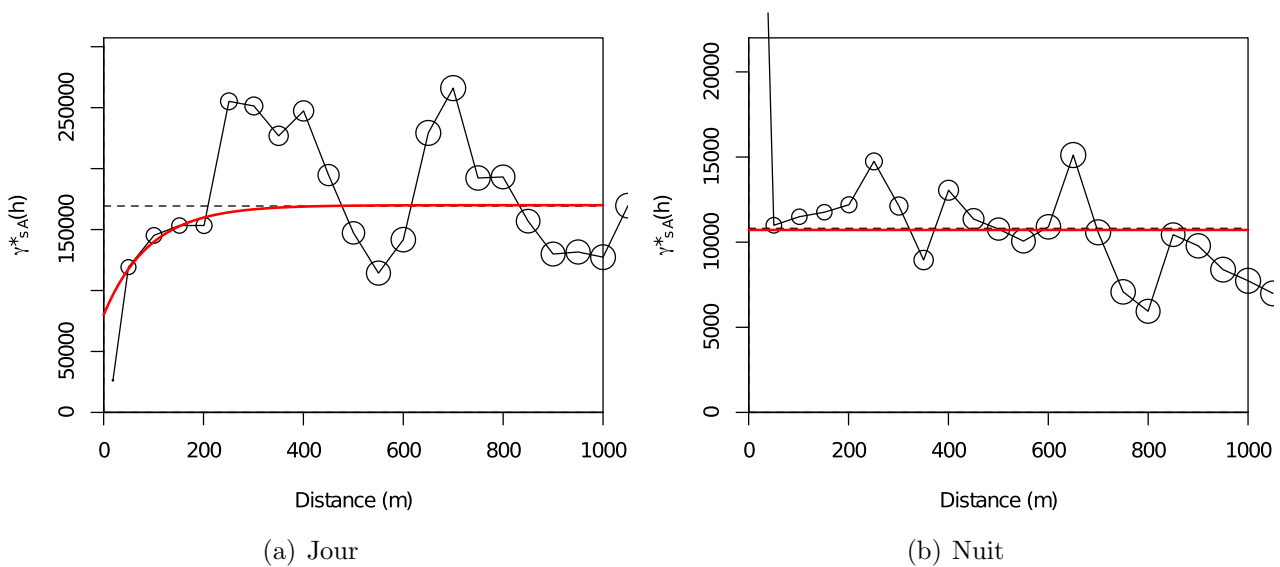


FIG. 7.5 – Semi variogrammes omnidirectionnels moyens des résidus du compartiment démersal de jour a) et de nuit b). Les lignes en pointillé indiquent les niveaux de variance, les cercles sont proportionnels au nombre de paires de points intervenant dans le calcul pour la distance h . La ligne rouge figure le modèle de variogramme retenu.

modèles de variogramme présentent ainsi une évolution similaire aux modalités d'influence des structures artificielles définie dans le chapitre 5, où l'on a observé une augmentation de la portée des structures spatiales entre le jour et la nuit.

En ce qui concerne les biomasses démersales, le modèle de variogramme validé pour les campagnes de jour possède également une importante composante pépitique (47%) bien que relativement inférieure à celle du modèle pélagique. Ceci indique que la répartition spatiale des résidus de la biomasse démersale est relativement plus régulière que celle de la biomasse pélagique. La deuxième composante du modèle de jour est exponentielle et d'une portée plus de deux fois supérieure à la composante exponentielle du modèle pélagique. Les campagnes de nuit ne montrent en revanche aucune structuration spatiale identifiable et le modèle de variogramme validé pour cette partie de la donnée est purement pépitique montrant une structuration spatiale aléatoire des résidus pendant la nuit.

7.2.2 Krigeage universel

A partir du travail variographique réalisé sur les résidus, il est maintenant possible d'obtenir une estimation par krigeage de la biomasse se trouvant dans la baie. Pour cela nous avons réalisé un krigeage universel sur les données brutes de l'indice de biomasse (S_a), avec en dérive externe l'influence du réseau de DCP et en utilisant les modèles de variogrammes décrits sur les résidus de la répartition de la biomasse dans le réseau de DCP. Afin d'alléger les calculs, le krigeage se fera sur un voisinage de krigeage glissant d'un maximum de 50 points sur une distance de 1000 m.

Validation des variogrammes et du voisinage de krigeage.

La validation des variogrammes expérimentaux et de leurs modèles passe par une procédure de validation croisée (cf. chapitre 3). Le principe est d'éliminer à tour de rôle chaque observation du jeu de données et de l'estimer par krigeage à l'aide des données voisines. A chaque valeur de biomasse, on obtient donc une valeur vraie et une valeur estimée. La comparaison de ces deux valeurs permet d'évaluer la précision du modèle de variogramme et du voisinage utilisé pendant le krigeage. Les distributions des erreurs d'estimation normalisées issues de la procédure de validation croisée (Fig : 7.6) montrent une faible dispersion et sont centrées sur zéro. Ces résultats nous permettent de valider les variogrammes et le voisinage de krigeage.

Krigeage des biomasses associées et libre

Afin d'obtenir des estimations des biomasses associées au DCP, il a suffi de limiter le krigeage aux zones considérées comme sous influence des structures. Ces zones sous

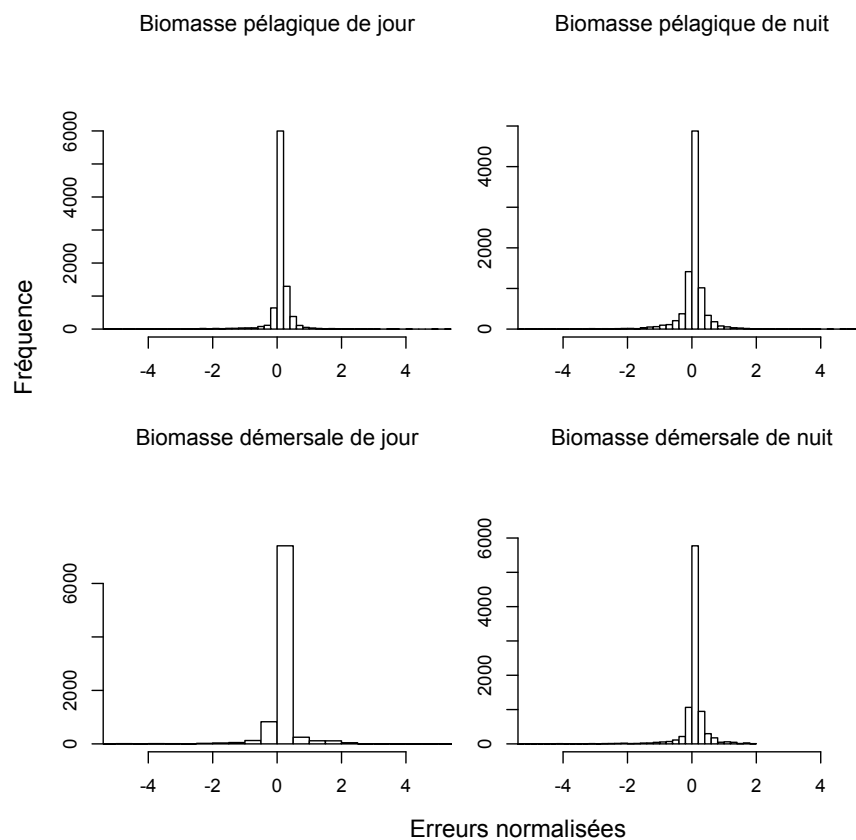


FIG. 7.6 – Histogrammes des erreurs d'estimation normalisées, issues de la procédure de validation croisée des modèles de variogramme pour les biomasses pélagiques et démersales de jour et de nuit.

influence correspondent à celles définies dans le chapitre 5 sur la détermination de la zone d'agrégation des DCP. Une synthèse des distances d'agrégation est présentée dans le tableau 7.4.

Dans cette procédure, le problème est que l'analyse de la répartition des *Tracks* faite dans le chapitre 5 a montré que les DCP n'agrégeaient pas les individus juvéniles du compartiment pélagique au cours des périodes nocturnes observées. Pour les campagnes de nuit où nous avons déterminé que le comportement des juvéniles était dominant sur la biomasse, il n'est donc pas possible de déterminer une biomasse associée aux structures. Afin de pouvoir intégrer ces campagnes dans la suite de l'analyse, nous avons appliqué, par défaut, la même zone d'influence que pour les campagnes de jour. Il est à noter que les valeurs des indices de biomasse des juvéniles la nuit étant réparties de façon homogène, la dimension d'une zone d'influence fictive importe peu. Les résultats des krigeages associés et libres sont présentés dans les tableaux 7.5 et 7.6 et la relation entre la biomasse libre et associée aux structures est discutée dans la section suivante.

TAB. 7.4 – Récapitulatif des distances d'influence (en m) des structures artificielles sur les communautés pélagique et démersale dans la baie de Saint-Paul.

Pélagiques		
	Jour	Nuit
Juvéniles	105.15 (17.05 – 2552.45)	–
Adultes	46.48 (21.62 – 94.24)	44.13 (14.33 – 109.49)
Démersaux		
	Jour	Nuit
Juvéniles	104.75 (44.33 – 384.13)	195.15 (111.14 – 540.92)
Adultes	54.66 (23.34 – 133.84)	136.70 (85.77 – 248.58)

7.3 Relation entre les biomasses libres et associées aux DCP

Afin d'explorer le potentiel bio indicateur des DCP sur les biomasses dans la baie, il nous faut savoir s'il existe une relation fiable entre les biomasses dans la baie, et celles trouvées sous les DCP. Les biomasses ont été calculées à l'aide de l'indice de biomasse moyen ($\frac{\sum S_a}{n}$), qui est ensuite multiplié par la surface concernée par les n échantillons. Les résultats de ces relations sont illustrés sur les figures 7.7 et 7.8 et les paramètres des

Tab. 7.5 – Récapitulatif du travail de krigeage avec dérive externe pour les campagnes de jour* .

Campagne	Compartiment pélagique				Compartiment démersal							
	Biomasse associée		Biomasse libre		Biomasse associée		Biomasse libre					
	Est.	Var.	cv.	Est.	Var.	cv.	Est.	Var.	cv.			
2003-02-17	44.98	34055.97	4.10	81.10	1132.62	0.41	0.63	30531.17	276.90	34.36	1135.79	0.98
2003-03-06	239.16	18220.19	0.56	23.41	1242.57	1.51	19.97	14759.86	6.09	13.96	1261.38	2.54
2003-06-16	424.37	12064.28	0.26	38.75	994.86	0.81	34.10	10406.03	2.99	31.02	1003.77	1.02
2003-08-28	75.04	9901.68	1.33	45.67	1444.28	0.83	51.20	5633.23	1.47	4.21	1643.94	9.62
2003-09-30	46.46	11669.06	2.33	18.54	1010.22	1.71	52.79	5672.51	1.43	14.15	1122.28	2.37
2003-10-24	19.30	5995.21	4.01	13.71	1066.28	2.38	26.63	5995.21	2.91	6.28	1066.28	5.20
2003-11-26	37.50	5486.84	1.98	14.64	1109.61	2.27	115.57	8856.10	0.81	17.39	1000.72	1.82
2003-12-22	268.97	12018.53	0.41	75.85	977.06	0.41	39.11	9278.70	2.46	24.16	989.44	1.30
2004-01-23	33.50	10967.22	3.13	21.75	1054.99	1.49	79.81	8986.80	1.19	28.28	1071.84	1.16
2004-02-24	361.44	9192.17	0.27	94.44	975.04	0.33	204.14	8773.87	0.46	53.57	981.61	0.58
2004-03-26	391.94	12327.57	0.28	81.82	978.91	0.38	176.63	10826.52	0.59	53.44	991.56	0.59
2005-03-12	54.13	5501.42	1.37	71.93	1142.85	0.47	59.91	1000.32	0.53	66.59	1042.06	0.48
2005-04-13	27.12	9591.72	3.61				17.31	8547.70	5.34			
2005-06-16	40.59	14725.41	2.99	72.44	1094.68	0.46	2.34	10795.52	44.31	12.08	1118.56	2.77
2005-08-19	27.35	6431.23	2.93	51.02	1162.68	0.67	4.37	6431.23	18.36	17.43	1162.68	1.96
2005-09-13	9.58	6453.72	8.38	32.56	1228.01	1.08	1.05	6453.72	76.56	7.46	1228.01	4.70
2005-10-04	29.42	6561.36	2.75	18.36	1215.85	1.90	15.33	6561.36	5.28	6.68	1215.85	5.22
2005-11-04	39.30	6041.34	1.98	16.24	1246.86	2.17	40.08	6041.34	1.94	26.20	1246.86	1.35
2005-11-29	42.16	5437.19	1.75	74.45	1082.71	0.44	6.83	5496.98	10.85	19.25	1079.56	1.71
2006-01-04	59.20	5386.10	1.24	27.03	1061.88	1.21	6.64	5386.10	11.06	12.92	1061.88	2.52
2006-02-06	177.72	5227.26	0.41	50.93	1086.16	0.65	289.83	8272.72	0.31	108.36	958.56	0.29
2006-02-28	94.81	9444.88	1.03	58.20	929.87	0.52	69.87	8091.73	1.29	72.89	944.60	0.42
2006-03-31	26.15	5674.37	2.88	8.74	969.40	3.56	6.20	9318.08	15.57	8.53	876.12	3.47
2006-04-27	29.24	5086.92	2.44	30.11	1069.51	1.09	1.62	9241.47	59.35	9.38	933.63	3.26
2006-05-26	132.18	10557.42	0.78	39.25	926.21	0.78	16.65	5100.11	4.29	20.78	1068.45	1.57
2006-08-25	33.87	5204.29	2.13	8.42	1070.04	3.89	8.59	5204.29	8.40	13.71	1070.04	2.39
2006-09-21	5.86	10889.31	17.80	66.39	933.22	0.46	12.05	5009.86	5.87	11.76	1080.12	2.79

* Est. = Estimation moyenne, Var. = Variance, cv. = Coefficient de variation.

TAB. 7.6 – Récapitulatif du travail de krigeage avec dérive externe pour les campagnes de nuit*.

Campagne	Compartiment pélagique						Compartiment démersal					
	Biomasse associée			Biomasse libre			Biomasse associée			Biomasse libre		
	Est.	Var.	cv.	Est.	Var.	cv.	Est.	Var.	cv.	Est.	Var.	cv.
2003-03-06	82.62	3897.16	0.76	24.15	246.06	0.65	13.36	216.54	1.10	6.29	52.76	1.15
2003-08-28	59.29	2094.76	0.77	14.70	211.80	0.99	25.17	75.61	0.35	4.76	34.88	1.24
2003-09-30	12.92	1914.87	3.39	20.54	223.40	0.73	8.50	88.63	1.11	1.16	38.05	5.32
2003-10-24	16.19	1252.55	2.19	12.91	238.06	1.20	3.88	97.89	2.55	2.55	39.81	2.48
2003-11-26	50.11	1208.01	0.69	30.37	228.18	0.50	13.77	123.99	0.81	3.89	34.68	1.51
2003-12-22	36.10	2361.96	1.35	62.32	211.65	0.23	5.13	126.82	2.20	5.04	33.63	1.15
2004-01-23	54.09	3472.49	1.09	34.91	203.91	0.41	24.80	137.86	0.47	5.28	34.10	1.11
2004-02-24	154.03	2347.46	0.31	76.04	220.14	0.20	51.03	137.86	0.23	16.29	39.55	0.39
2004-03-26	74.04	2335.59	0.65	103.45	200.59	0.14	65.61	119.97	0.17	23.97	31.49	0.23
2005-03-12	218.23	1279.91	0.16	212.82	246.78	0.07	74.86	122.62	0.15	43.09	34.58	0.14
2005-04-13	62.47	2107.18	0.73	95.90	211.15	0.15	32.45	112.69	0.33	40.63	34.29	0.14
2005-05-17	64.19	2562.50	0.79	92.65	201.89	0.15	28.11	136.16	0.42	28.41	41.90	0.23
2005-06-16	42.94	2721.30	1.21	92.65	201.89	0.15	12.26	159.80	1.03	28.41	41.90	0.23
2005-08-19	43.10	1352.41	0.85	6.06	131.32	1.89	6.06	131.32	1.89	19.47	53.24	0.37
2005-09-13	101.66	1391.41	0.37	29.22	265.03	0.56	10.11	137.86	1.16	19.47	53.24	0.37
2005-10-04	165.03	1339.04	0.22	23.37	260.30	0.69	7.47	132.90	1.54	3.00	53.48	2.44
2005-11-04	290.84	1377.83	0.13	22.04	275.03	0.75	8.04	143.22	1.49	6.03	63.10	1.32
2005-11-29	55.95	1265.75	0.64	96.10	219.71	0.15	8.41	117.44	1.29	6.10	47.62	1.13
2006-01-04	172.84	1188.71	0.20	107.78	225.13	0.14	21.03	115.01	0.51	16.50	49.42	0.43
2006-02-06	131.51	1181.12	0.26	74.00	222.18	0.20	26.74	145.10	0.45	15.88	42.96	0.41
2006-02-28	39.93	2766.05	1.32	55.18	197.78	0.25	8.61	159.80	1.47	8.20	44.73	0.82
2006-03-31	32.12	1475.10	1.20	20.73	388.50	0.95	4.75	183.84	2.86	7.29	68.36	1.13
2006-04-27	37.03	1182.68	0.93	37.33	216.31	0.39	12.10	139.60	0.98	5.85	41.04	1.10
2006-05-26	29.95	2560.05	1.69	39.77	191.21	0.35	8.44	97.89	1.17	7.22	45.42	0.93
2006-08-25	3.57	1189.69	9.67	26.52	224.68	0.57	2.63	106.25	3.92	5.13	48.40	1.36
2006-09-21	113.11	2398.05	0.43	34.01	190.94	0.41	6.18	101.44	1.63	4.08	47.05	1.68

* Est. = Estimation moyenne, Var. = Variance, cv. = Coefficient de variation.

relations sont présentés dans le tableau 7.7.

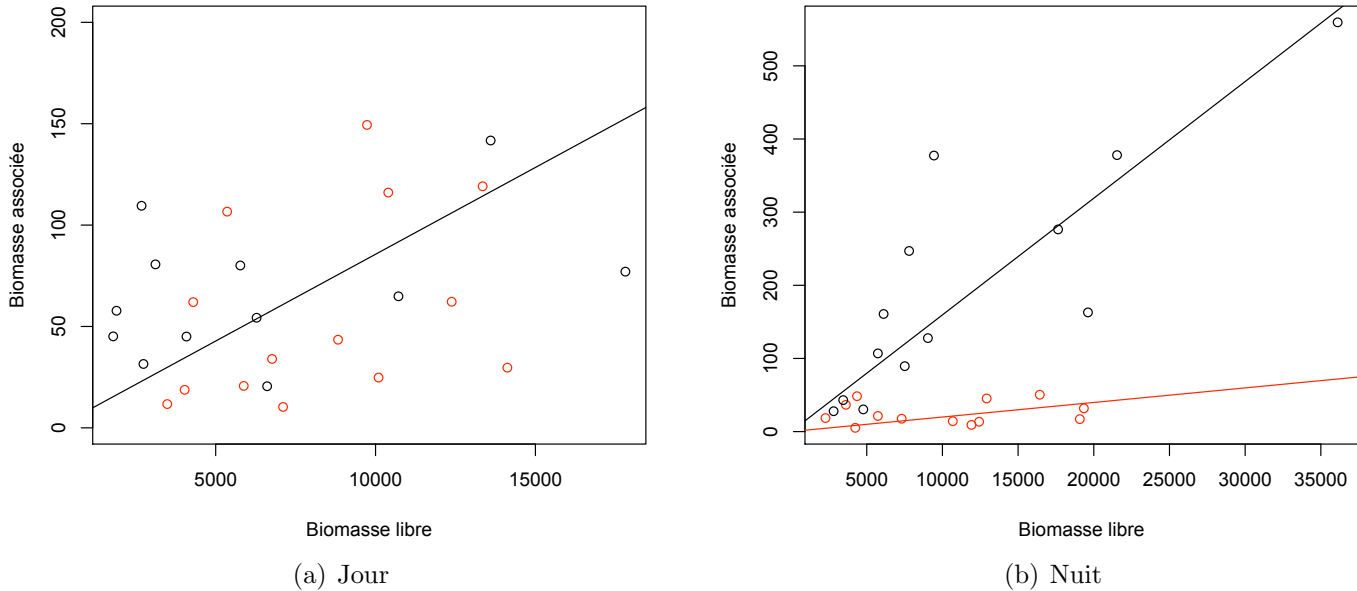


FIG. 7.7 – Relation entre les biomasses pélagiques libres et associées aux DCP pour les périodes de jour a) et de nuit b). Les points rouges correspondent aux biomasses des « campagnes adultes » ; les points noirs aux « campagnes juvéniles ». La ligne noire correspond à la régression linéaire entre les biomasses libres et associées. Dans le cas Biomasses de nuit, la ligne rouge représente la régression séparée faite pour les « campagnes adultes ».

Que ce soit pour les biomasses pélagiques ou démersales, il existe une relation linéaire significative entre les biomasses associées aux DCP et les biomasses libres dans la baie. De toutes ces relations, seule celle faite sur les poissons pélagiques de nuit (Fig.7.7 b)) a nécessité une régression séparée entre les campagnes adultes et juvéniles. Dans ce cas, la régression correspondant aux campagnes adultes n'était pas significativement différente de 0 (test de t : 1.265, p : 0.218). Le reste des relations été significatif et dans ces cas la séparation entre les campagnes adultes et juvéniles n'était pas justifiée.

7.4 Relation entre les densités acoustiques libres et associées aux DCP

Dans cette section nous présentons l'analyse de la relation entre les densités associées et libres. La totalité de l'analyse se base sur l'exploration de la relation linéaire entre la densité en poisson associée aux DCP, en comparaison à celle présente en dehors de

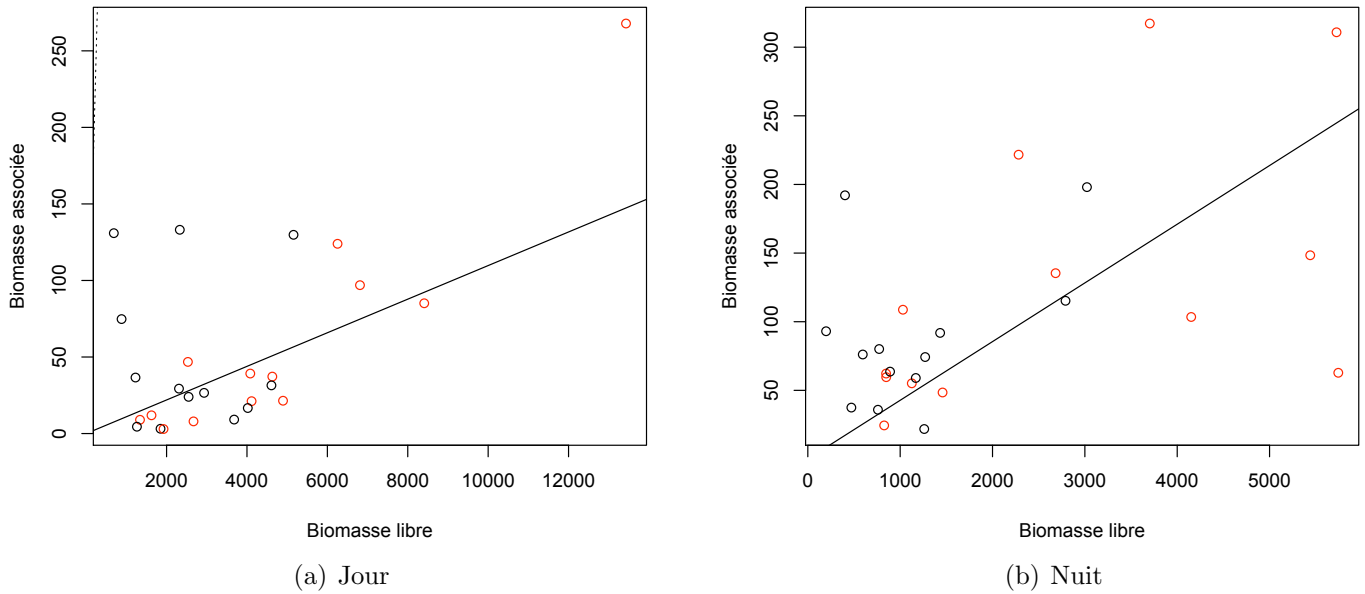


FIG. 7.8 – Relation entre les biomasses démersales libres et associées aux DCP pour les périodes de jour a) et de nuit b). Les points rouges correspondent aux biomasses des « campagnes adultes » ; les points noirs aux « campagnes juvéniles ». La ligne noire correspond à la régression linéaire entre les biomasses libres et associées.

TAB. 7.7 – Synthèse des paramètres de régression linéaire de la relation entre les biomasses libres et associées aux DCP.

	Estimate [*]	Std. Error	t value	R ²	p [†]
Pélagique jour	0.00856	0.00165	5.17	0.49	***
Pélagique nuit	0.01396	0.00199	7.00	0.86	***
Démersal jour	0.01097	0.00206	5.31	0.66	***
Démersal nuit	0.04275	0.00587	7.28	0.50	***

^{*} Valeurs des pentes de la régression linéaire;

[†] Code de significativité du test : p-value comprise entre 0.05 et 0.01 : *; de 0.01 à 0.001 : **; < 0.001 : ***.

TAB. 7.8 – Synthèse des paramètres de régression linéaire de la relation entre les densités pélagiques libres et les densités pélagiques associées aux DCP.

	Paramètre	Valeur*	Std. Error	Stat.†	p‡
Jour	Campagnes témoins	2.08	0.32	6.44	***
	Campagnes de recrutement	-1.26	0.51	-2.49	*
	R^2	0.62	–	22.92	***
Nuit	Campagnes témoins	0.62	0.15	4.19	***
	Campagnes de recrutement	0.56	0.19	2.93	**
	R^2	0.80	–	55.58	***

* Valeurs des pentes de la régression linéaire et du coefficient de corrélation corrigé. Dans le cas des pentes de régression, les valeurs sont données dans l'ordre des facteurs de regroupement (témoins puis recrutement) et la deuxième valeur correspond à la différence entre les pentes ;

† Valeurs du test de *Student* pour les pentes de régression, et de *Fischer* pour le coefficient de régression ;

‡ Code de significativité du test : p-value comprise entre 0.05 et 0.01 : * ; de 0.01 à 0.001 : ** ; < 0.001 : *** .

l'influence des DCP. Afin de pouvoir les comparer, les densités acoustiques des échantillons élémentaires de chaque zone, estimées à chaque maille de la grille de Krigeage, ont été sommées et pondérées par la surface correspondante de chacune des zones afin d'obtenir des valeurs de densités comparables et correspondant, à un facteur près, (cf. chapitre 3) à la densité moyenne en poisson. La pondération par la surface a été préférée à celle par le nombre d'échantillons car elle nous est apparue plus fiable pour rendre compte des biomasses agrégées dans les zones d'influence relativement restreintes des DCP. Les surfaces sous influence des DCP varient entre 0.17 et 1.92·km² (selon le compartiment et la période de nyctémère considéré), pour une surface totale de la baie de 12.6·km².

Bien que nous n'ayons pas appliqué à ces valeurs le facteur de *TS* adéquat permettant d'obtenir des biomasses de poissons, nous utiliserons néanmoins ce terme pour simplifier le style d'écriture comme nous l'avons fait pour les chapitres précédents.

7.4.1 Compartiment pélagique

La figure 7.9 illustre l'analyse faite sur le compartiment pélagique pour, respectivement, les données de jour (a) et de nuit (b). L'exploration statistique de ces relations a montré que la prise en compte de la séparation entre les « campagnes juvéniles » et les campagnes « adultes » était justifiée que ce soit pour les données de jour ou de nuit (Tab : 7.8).

Concernant la relation diurne entre les biomasses pélagiques associées et libres, les paramètres de la régression indiquent une pente de 2.08 pour les campagnes adultes.

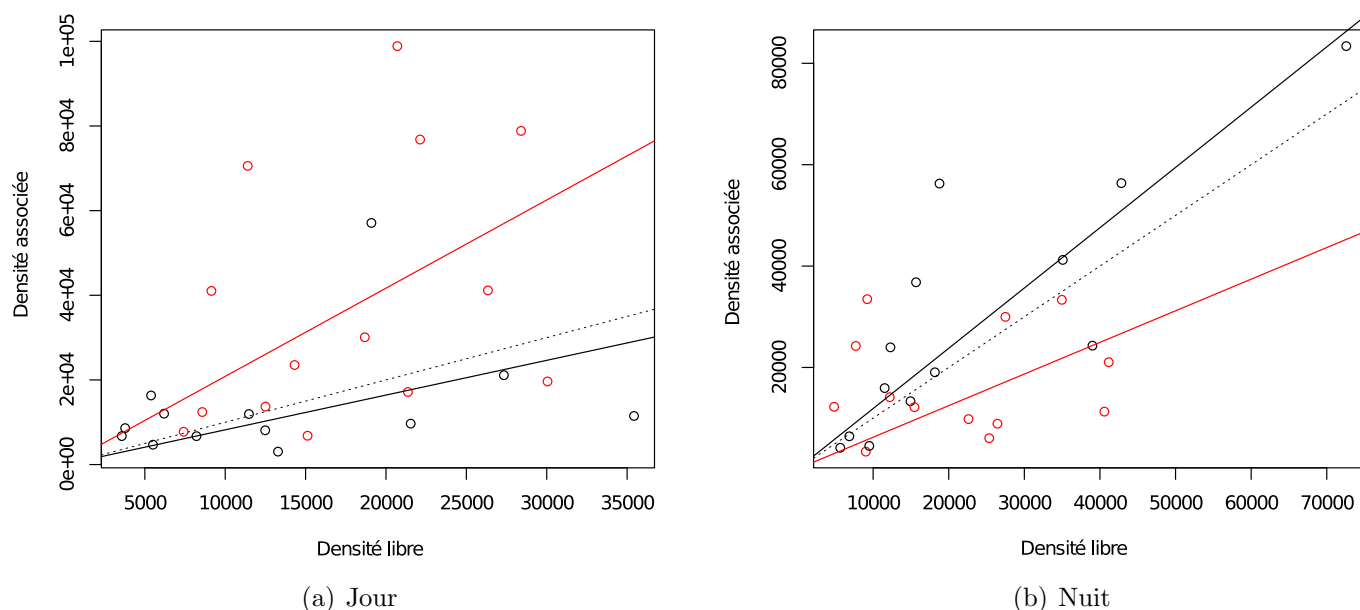


FIG. 7.9 – Relation entre les densités pélagiques libres et associées aux DCP pour les périodes de jour a) et de nuit b). La ligne en pointillée représente une relation de 1 pour 1. Les points et ligne rouges correspondent aux densités des « campagnes adultes » et à la relation linéaire correspondante ; les points et ligne noire aux « campagnes juvéniles ».

Cette pente est significativement supérieure à celle des campagnes juvéniles (pente de 0.82). En revanche, la pente des campagnes juvéniles n'est pas différente d'une pente de 1 (test de t : -0.35, 25 dl, p : 0.72). La prise en compte de la séparation entre les campagnes adultes et juvéniles dans la régression linéaire améliore sensiblement la précision de la relation et ramène la part expliquée du modèle à 62 % ($p < 0.01$).

Pour les données de nuit, on observe une inversion de l'importance des pentes entre les campagnes adultes et juvéniles. La relation nocturne des campagnes adultes passe à une pente de 0.62, et est significativement différente de celle des campagnes juvéniles (pente de 1.18). Cette dernière relation n'est pas significativement différente d'une relation de 1 pour 1 (test de t : 0.98, 24 dl, p : 0.336). Considérées séparément, les campagnes adultes et juvéniles expliquent 80 % de la relation nocturne entre la biomasse associée et libre.

7.4.2 Compartiment démersal

La figure 7.10 illustre le travail fait sur le compartiment démersal pour les données de jour (a) et de nuit (b). L'exploration statistique de la relation diurne a montré que la prise en compte de la séparation des campagnes adultes et juvéniles était justifiée. En revanche, cette discrimination ne s'est pas montrée nécessaire pour les données de nuit (Tab : 7.9).

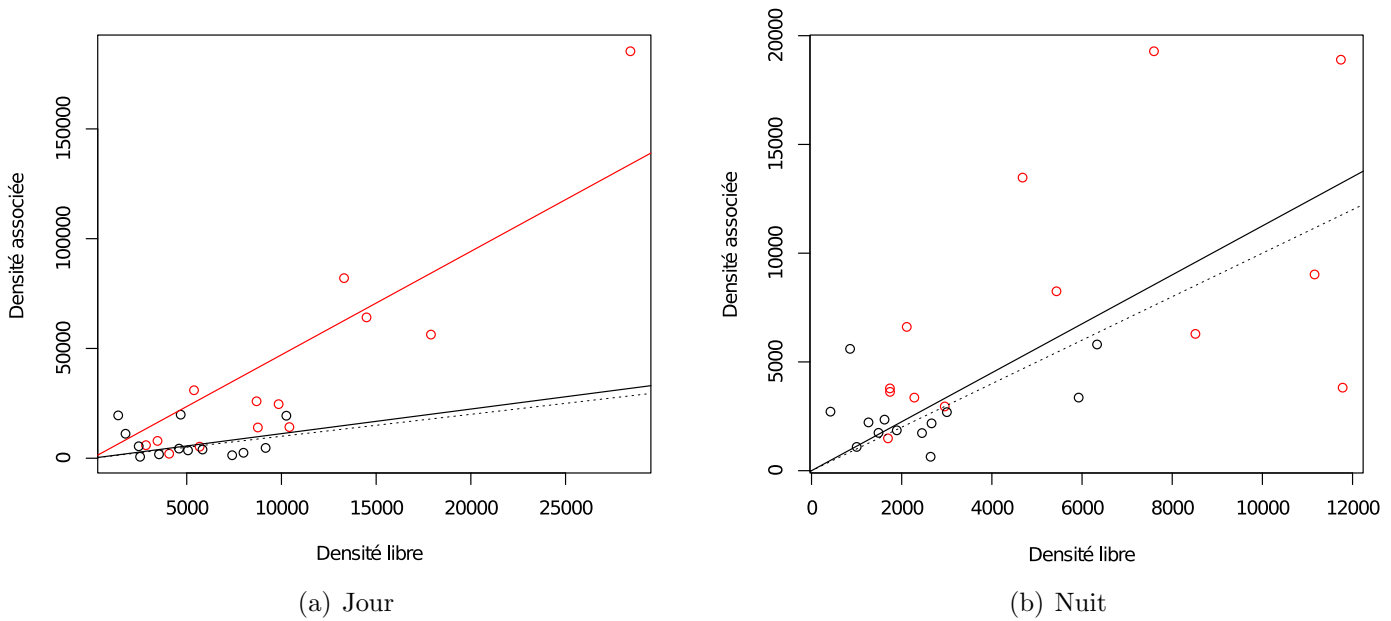


FIG. 7.10 – Relation entre les densités démersales libres et associées aux DCP pour les périodes de jour a) et de nuit b). La ligne en pointillée représente une relation de 1 pour 1. Les points et ligne rouges correspondent aux densités des « campagnes adultes » et à la relation linéaire correspondante ; les points et ligne noire aux « campagnes juvéniles ».

TAB. 7.9 – Synthèse des paramètres de régression linéaire de la relation entre les densités démersales libres et les densités démersales associées aux DCP.

	Paramètre	Valeur*	Std. Error	Stat.†	p‡
Jour	Campagnes témoins	4.71	0.42	11.30	***
	Campagnes de recrutement	-3.59	0.97	-3.68	**
	R^2	0.62	–	22.92	***
Nuit	Campagnes de nuit	1.12	0.15	7.53	***
	R^2	0.68	–	56.80	***

* Valeurs des pentes de la régression linéaire et du coefficient de corrélation corrigé. Dans le cas des pentes, les valeurs sont données dans l'ordre des facteurs de regroupement et la deuxième valeur correspond à la différence entre les pentes ;

† Valeurs du test de *Student* pour les pentes de régression, et de *Fischer* pour le coefficient de régression ;

‡ Code de significativité du test : p-value comprise entre 0.05 et 0.01 : * ; de 0.01 à 0.001 : ** ; < 0.001 : *** .

Pour les campagnes de jour, la relation entre les biomasses libres et associées montre un schéma similaire à celui du compartiment pélagique. La relation pour les campagnes adultes (pente de 4.7) est significativement supérieure à la relation pour les campagnes juvéniles (pente de 1.12) et cette dernière relation n'est pas différente d'une pente de 1 (test de t : 0.12, 24 dl, p : 0.90). Le modèle linéaire intégrant des pentes séparées pour les campagnes adultes et juvéniles explique 62 % de la relation entre les biomasses associées et libres.

En ce qui concerne la relation nocturne, la séparation des campagnes juvéniles et adultes n'était pas justifiée (test de t : -0.87, 24 dl, p : 0.39). La relation linéaire a donc été déterminée sur l'ensemble du jeu de données. La pente de cette relation est de 1.12, n'est pas différente de 1 (test de t = 0.84, 25dl, p=0.40) et explique 68 % de la relation entre les biomasses libres et associées.

7.5 Discussion sur la relation entre biomasses et densités libres et associées

Le travail que nous avons effectué dans ce chapitre se base sur les biomasses et les valeurs des indices de densité de poissons associés et libres par km^2 .

Toutes les relations que nous avons étudiées montrent qu'elles peuvent être, de façon significative, expliquées par une relation linéaire. Une relation linéaire entre ces densités laisse supposer une relation constante entre les variations de biomasses associées et libres. Autrement dit, les biomasses associées seraient d'autant plus importantes que l'abondance dans la baie est forte et inversement d'autant plus faible que l'abondance est faible. Ce résultat a plusieurs implications. Premièrement, la proportionnalité signifie qu'il est possible d'estimer la biomasse des espèces pélagiques et démersales dans la baie à partir de la seule biomasse associée. Deuxièmement, cela signifie que les DCP n'agrègeraient pas davantage de poissons qu'il y en a de « disponibles » dans la baie. D'après nos résultats s'il y avait peu de poissons dans la baie, tous ces poissons ne se retrouveraient pas exclusivement sous les DCP et s'il y en avait beaucoup, ils ne satureraient pas non plus les DCP. Dans un sens, ils ne produiraient pas non plus de biomasse mais ne feraient que concentrer celle existantes. Ainsi, les DCP pourraient être considérés comme des outils de capture relativement conservateurs car ils ne risqueraient pas, en attirant toute la biomasse d'une zone, d'épuiser la ressource en poisson des espèces considérées.

L'analyse des valeurs de pente estimées à partir des relations linéaires permet de montrer que ces résultats sont concordants avec ceux obtenus dans les analyses précédentes. En effet, une relation linéaire entre ces quantités et d'une valeur de pente non significati-

vement différente de 1, exprime une densité de poisson similaire dans la zone d'influence des DCP et en dehors de cette zone.

Lorsque la séparation entre les campagnes adultes et juvéniles était justifiée, les relations entre les densités associées et libres des campagnes adultes étaient significativement différentes de 1. Pour ces campagnes, les données de jour présentaient des densités associées par km^{-2} de 2 à 4 fois supérieures à celles des densités libres. Ces résultats confirment l'effet agrégatif observé dans ce travail et montre que pendant le jour les poissons sont préférentiellement agrégés autour des DCP. En ce qui concerne les données de nuit des campagnes adultes, seul le compartiment pélagique est concerné par la séparation des deux types de campagne. Pour cette partie de la donnée, les densités associées étaient 1.25 fois inférieures aux densités libres. Ces deux résultats montrent que les agrégations observées le jour autour des structures disparaissent la nuit au profit d'une biomasse libre et sont en accord avec tous les résultats mis en évidence dans ce travail. En effet, l'analyse de la distribution statistique des valeurs de l'indice de biomasses échantillonnées (cf chapitre 4) a montré que la distribution des sA de nuit été plus homogène que les valeurs de sA de jour (coefficient de variation plus faible). De même, l'analyse de la répartition des *Tracks* faite au chapitre 5 a montré qu'il existait une dilution des densités autour des structures, ce qui amenait à une augmentation de la zone d'influence des DCP la nuit. L'analyse des dynamiques d'agrégations (cf. chapitre 6)) a également montré que le temps passé par les poissons pélagiques sous les structures et en dehors des structures étaient supérieure le jour et équivalente la nuit. Cette tendance commune à toutes les analyses réalisées dans ce travail vient très probablement de la capacité naturelle des poissons grégaires (notamment les grégaires obligatoire) à se maintenir en bancs durant les périodes de jour, et à se disperser en une couche diffuse ou en une multitude de bancs peu denses pendant la nuit (GERLOTTO, 1993; FRÉON et MISUND, 1999; BREHMER *et al.*, 2007).

En ce qui concerne les campagnes où le comportement des juvéniles était dominant, les relations entre les biomasses libres et associées n'étaient pas significativement différente de 1, et ce quel que soit le compartiment et la période du nyctémère considéré. Ceci indique que lors de ces campagnes, les biomasses sont réparties de manière homogène entre les zones sous influence des DCP et les zones libres, que ce soit le jour ou la nuit. Ce résultat peut paraître contradictoire avec les conclusions du chapitre 5 dans lequel nous avons mis en évidence une zone d'influence des DCP dans la baie. Cependant ces résultats ne sont pas incompatibles dans la mesure où l'étude de la zone d'influence des DCP est beaucoup plus restreinte dans l'espace que l'analyse des densités de poissons qui s'est faite sur l'intégralité de la baie. En effet, si les DCP montrent bien une influence sur les densités de juvéniles, ceci n'exclue pas la possibilité de retrouver une partie équivalente de la biomasse en dehors des structures.

En ce qui concerne les espèces du compartiment pélagique, les résultats de nos différentes analyses vont dans ce sens. Dans le chapitre 4 qui présente la donnée acoustique recueillie, nous avons vu que l'indice de biomasse était plus important pendant l'été austral, c'est à dire pendant les périodes correspondant aux recrutements de l'espèce pélagique (Fig. 4.3). Ensuite, le travail du chapitre 5 a montré une répartition plus large des juvéniles autour des DCP en comparaison aux adultes, avec notamment une disparition de la zone d'agrégation pendant la nuit. Enfin l'analyse de la section 7.1.2 de ce chapitre a montré que les campagnes juvéniles du compartiment pélagique évoluent sous une dynamique spatiale d'augmentation de densité du type D1 (Fig : 7.1) ce qui prévoit une augmentation des densités dans le domaine se faisant à des endroits très localisés et laissant les densités inchangées dans le reste du domaine. Ces résultats suggèrent qu'il existe bien un effet densité dépendant sur la répartition des poissons pélagiques juvéniles dans la baie et autour des DCP. Pendant ces campagnes, la quantité de juvéniles serait suffisamment importante pour « saturer » la baie, ce qui amènerait à la répartition de la biomasse observée pour ces campagnes.

La dernière partie de l'analyse sur la relation entre les densités libres et associées concerne le compartiment démersal. La relation entre les densités libres et associées n'était alors pas différente de 1 montrant que pour ce compartiment, les biomasses se répartissent de manière homogène dans la baie. Ce résultat n'est pas attendu, car contraire à ce qui a été mis en évidence dans les chapitres précédents. Notre travail a en effet montré qu'il existe un phénomène d'agrégation autour des DCP, et que le caractère associé des espèces de ce compartiment semblait obligatoire. Cependant, nos résultats ont également montré que la distance d'agrégation des DCP augmente la nuit pour les espèces de ce compartiment (cf. chapitres 5 et 6). Ce résultat suggère que les poissons démersaux sont capables, tout au moins la nuit, de s'éloigner des DCP. De même, les résultats du *tracking* du *Lutjanus kasmira* a également montré que le passage entre différents DCP été possible, bien que non mis en évidence dans notre expérience. Cependant ce comportement a déjà été observé chez cette espèce (FREDERICK, 1997). Ce caractère exploratoire nocturne et la possibilité de passer d'un DCP à l'autre, confèrent aux Lutjans des capacités de déplacement importantes qui pourraient permettre d'expliquer l'homogénéité de la répartition des densités entre les zones sous influence des DCP et les zones libres. De plus, et tout comme pour les espèces pélagiques, les recrutements massifs des espèces démersales pourraient « saturer » la baie en individus juvéniles. Dans ces conditions, il est possible qu'une partie importante de la biomasse se fixe à sur des zones présentant un faible effet DCP (objets ou affleurements de petite taille) contribuant à homogénéiser la répartition de la biomasse dans la baie. Ces « habitats » colonisés par les juvéniles n'étant pas de qualité suffisante pour permettre le maintien des individus, ces derniers seraient

alors susceptibles de migrer vers les DCP au cours de leur croissance. Cette hypothèse, si elle se vérifie pourrait expliquer nos résultats.

Conclusion

Ce chapitre nous a permis d'explorer la répartition des biomasses dans la baie, et d'intégrer les résultats des chapitres précédents dans l'explication de la répartition de cette biomasse au sein du réseau de DCP. Le résultat important de ce chapitre est d'avoir montré qu'il existe une part non négligeable de la biomasse hors de l'influence des DCP. Il y a donc une part importante de la biomasse dont la répartition ne peut pas être imputée à la seule présence des DCP. Ceci est particulièrement vrai pendant les campagnes de nuit, ou lorsque que les peuplements concernés sur des recrues ou des juvéniles. Afin d'analyser ce résultat, il faut maintenant regarder l'influence des autres facteurs (abiotiques) et la part de chacun des facteurs étudiés pouvant expliquer la répartition des biomasses dans la baie.

Troisième partie

Synthèse, conclusions et perspectives

Chapitre 8

Intégration des facteurs biotiques et abiotiques dans l'analyse de la répartition spatiale des biomasses dans la baie

Sommaire

Introduction	148
8.1 Méthode statistique	150
8.2 Résultats	150
8.2.1 Résultats concernant la communauté pélagique	151
a) Données de jour	151
b) Données de nuit	152
8.2.2 Résultats concernant la communauté démersale	155
a) Données de jour	155
b) Données de nuit	156
8.3 Discussion	159

Dans ce chapitre nous tenterons de compléter l'analyse présentée dans la deuxième partie de ce mémoire portant sur la répartition des biomasses dans le réseau de DCP. Pour le moment, l'analyse que nous avons faite portait sur l'effet que pouvait avoir le comportement d'association des poissons aux DCP sur la répartition spatiale de la biomasse. Or les détails de nos différentes analyses ont montré qu'une partie non négligeable de la biomasse n'était pas trouvée en association avec les DCP. Ceci est particulièrement vrai pour les périodes nocturnes et de recrutement, que ce soit pour les espèces pélagiques ou démersales. Dans ce chapitre nous tenterons d'intégrer les différents descripteurs du

milieu, identifiés dans la première partie de ce travail, susceptibles d'avoir un effet sur la relation d'association aux DCP et plus généralement sur la répartition des biomasses dans la baie.

Introduction

Dans cette analyse, la difficulté réside dans l'identification des variables d'intérêt sur le fonctionnement de la répartition spatiale des communautés dans la baie. Les descripteurs identifiés peuvent être catégorisés en fonction de leur caractère biotique ou abiotique. La composante biotique, liée notamment à l'écologie comportementale des poissons, a été abordée dans la deuxième partie de ce mémoire. Dans l'analyse globale que nous allons présenter, cette composante comportementale sera intégrée sur l'ensemble de la baie sous le terme « Effet DCP » et utilisera le résultat de la construction de l'influence du réseau de DCP réalisé à la fin du chapitre 6.

En ce qui concerne les facteurs du milieu, nous utiliserons les descripteurs que nous avons à disposition et qui nous ont servis à décrire le milieu dans lequel évoluent nos espèces. Ces facteurs ont été décrits dans la première partie de ce mémoire (cf. chapitre 2) mais seront intégrés de manière différente dans l'analyse. Nous avons choisi de ne faire intervenir que deux descripteurs abiotiques synthétiques : la pente du fond marin et la turbidité.

- La pente du fond marin a été choisie car c'est un bon compromis de l'effet combiné des autres paramètres identifiés comme pouvant avoir un effet sur les peuplements de la baie à savoir : la profondeur et les courants. L'utilisation directe de ces facteurs n'a pas été privilégiée car elle est difficile et parce qu'il existe une interaction forte entre eux. Le compromis a été de choisir un descripteur capable d'intégrer l'effet des deux facteurs. En effet, la morphologie du fond est le résultat conjugué de la circulation hydrodynamique et de l'influence de la houle. Les zones de « faible énergie » (houle et courant d'influence faible) auront ainsi tendance à avoir des faciès réguliers et plats par le simple dépôt des éléments en suspension dans la masse d'eau. A l'inverse, les zones de « haute énergie » auront des faciès plus abrupts du fait de l'arrachement permanent de matériel dans ces zones. Les descriptions des conditions particulières de circulation des masses d'eau dans ces zones ont montrées qu'elles avaient une influence directe sur la répartition du plancton (DENMAN et POWELL, 1984) et que les zones de topographie irrégulière permettaient une augmentation de la production des masses d'eau (BRINK *et al.*, 1981; DENMAN *et al.*, 1981; MCMANUS *et al.*, 2005). Afin de synthétiser au mieux cette morphologie du fond, nous avons dérivé la pente du fond dans toutes les directions de l'espace (dans les faits sur 8 secteurs

directionnels) et pour chaque point d'intérêt, nous avons gardé la plus forte pente. La carte indiquant la forme brute du fond (MNT pour modèle numérique de terrain) a été ainsi construite, avec un pas de 50 m à l'aide de la cartographie du fond réalisée dans la première partie de ce travail (Fig. 8.1).

- La turbidité a été choisie car le fonctionnement hydrodynamique particulier qui existe aux frontières de ces systèmes turbides sont susceptibles d'influencer directement le plancton et pourrait donc avoir un effet sur les peuplements car créant des conditions particulières, favorables à la concentration de nourriture (cf. chapitre 2).
- Nous avons également pris en compte le stade de développement (adulte ou juvénile) dans l'analyse. Ce facteur a été intégré en codant les mois des campagnes selon qu'elles correspondaient aux périodes de recrutement (stade juvénile) ou pas (stade adulte) à partir de l'analyse faite dans le chapitre 7.

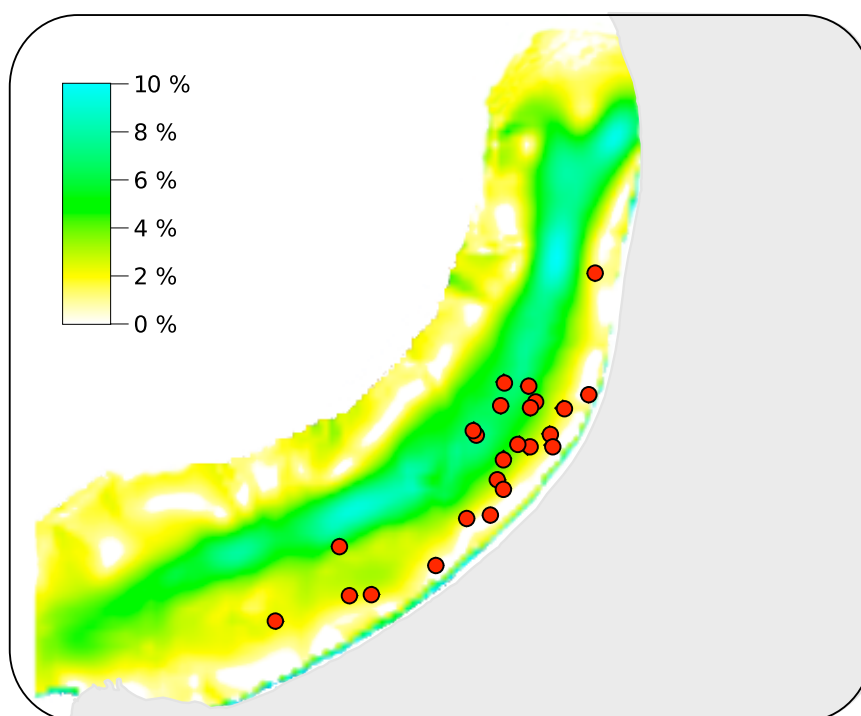


FIG. 8.1 – Valeurs de pente bathymétrique (en %) dans la baie de Saint-Paul. Les points rouges illustrent la position des DCP dans la baie.

En réduisant de cette manière le nombre de descripteurs dans l'analyse on perd certainement de l'information, en revanche elle gagne en lisibilité. Les différents descripteurs détaillés précédemment ont été analysés en séparant les communautés pélagique et démer-

sale et en croisant les données issues du stade de développement (Adultes ou Juvéniles) et celles issues du nyctémère (Jour ou Nuit).

Afin de pouvoir utiliser des outils statistiques classiques (en opposition aux outils de la Géostatistique), il nous faudra nous assurer de l'indépendance des observations sur lesquels se basera l'analyse (cf. chapitre 3). Afin de satisfaire ces conditions, les différentes variables seront échantillonnées à des points tirés selon un plan aléatoire stratifié dans chaque campagne (n=40 points, répartis de manière équivalente entre les profondeurs et influencés ou pas par un DCP).

8.1 Méthode statistique

Les modèles additifs généralisés (GAM) sont des généralisations non paramétriques des régressions linéaires multiples (HASTIE et TIBSHIRANI, 1986). Dans les analyses utilisant les régressions linéaires simples, le principe de calcul est de déterminer l'effet d'une ou plusieurs variables explicatives X_1, \dots, X_p sur une variable dépendante Y à l'aide d'un modèle de la forme, $Y = \alpha + \sum_{j=1}^p \beta_j X_j + \epsilon$, ou $\beta_j X_j$ est une fonction linéaire et ϵ les résidus $\sim \mathcal{N}(0, \sigma^2)$ (VENABLES et RIPLEY, 2002). La méthode GAM s'appuie sur la transformation empirique des variables explicatives par des techniques de lissage locaux. La forme d'un modèle additive généralisé est la suivante :

$$Y = \alpha + \sum_{j=1}^p f_j(X_j) + \epsilon$$

ou f_j est une fonction lissée des descripteurs. Les procédures habituelles utilisées dans les GAM consistent à ajuster des fonctions lissées (*splines* ou *loess*) f_j de manière à minimiser à l'aide d'une validation croisée généralisée (*GCV score*), les résidus :

$$Y - \alpha - \sum_{k \neq j} f_k(X_k)$$

Dans ce type d'analyse, il est également possible d'intégrer une fonction linéaire entre un (ou des) descripteur(s) et la réponse. Ces ajustements sont réalisés en se basant sur la minimisation des moindres carrés.

8.2 Résultats

Le modèle global intégrant l'ensemble des facteurs, sans prendre en compte l'effet des interactions possibles entre les facteurs, explique 17.7% de la variance du jeu de données. Ce modèle est néanmoins d'un intérêt relativement faible car les deux facteurs

TAB. 8.1 – Approximation de l'importance des descripteurs utilisés dans le modèle additif généralisé appliqué aux données de biomasses pélagiques.

	Descripteur	Adultes			Juvéniles		
		df	F	p	df	F	p
Jour	s(Effet DCP)	7.68	8.11	***	2.59	1.95	–
	s(Turbidité)	7.32	6.66	***	1.99	2.31	–
	s(Pente)	2.07	1.80	–	7.05	2.72	**
R^2 (ajusté) = 0.16; Variance expliquée = 19 %							
GCV score = 3.1612; Scale est. = 3.0442; n = 1077							
Nuit	s(Effet DCP)	2.18	2.28	–	1.00	3.20	–
	s(Turbidité)	2.10	2.43	–	2.83	1.77	–
	s(Pente)	4.11	6.29	***	1.82	6.39	***
R^2 (ajusté) = 0.19; Variance expliquée = 21 %							
GCV score = 1.448; Scale est. = 1.4104; n = 1026							

responsables de la part la plus importante de la variance sont ceux de la communauté et du nyctémère, ce qui est attendu car l'écologie des espèces des deux communautés est très différente et parce que le comportement des poissons (et leur réponse vis-à-vis de l'outil acoustique) est également très différent selon la période du nyctémère. C'est pourquoi dans le reste de l'analyse nous avons séparé l'étude de la communauté pélagique et démersale et distingué l'effet jour/nuit dans chaque analyse. Globalement, les modèles présentés expliquent entre 18 et 27 % de la variance du jeu de données et les ajustements de ces modèles sont corrects.

8.2.1 Résultats concernant la communauté pélagique

Les résultats de l'analyse concernant la communauté pélagique sont résumés dans le tableau 8.1.

a) Données de jour

Les résultats de l'analyse réalisée sur les données de jour confirment l'effet des DCP sur les indices de biomasse des poissons pélagiques adultes. De plus, l'analyse montre que pendant les campagnes de jour, l'effet des DCP sur ces poissons est celui qui contribue le plus à la variance des données ($F = 7.68$, $p < 0.001$). Le deuxième descripteur par ordre d'importance relative est la turbidité ($F = 6.66$, $p < 0.001$), alors que l'effet de la pente n'est pas significatif sur les indices de biomasse ($F = 1.80$, $p > 0.05$).

L'ordre d'importance des descripteurs est opposé en ce qui concerne les juvéniles de poissons pélagiques. L'effet de la pente devient alors le descripteur contribuant le plus à la variance des données ($F = 2.72$, $p < 0.01$), alors que l'effet de la turbidité et des DCP ne sont pas significatifs (respectivement $F = 2.31$ et 1.95 , $p > 0.05$).

Les relations entre les descripteurs et leurs effets sur les indices diurnes de biomasses pélagiques adultes et juvéniles sont illustrées sur la figure 8.2. En ce qui concerne les poissons pélagiques adultes, on peut voir que l'effet DCP est positif pour des valeurs d'effet des DCP supérieures à 0.5, et maximal quand l'effet DCP, qui intègre le nombre de DCP concernés est maximum (suivant le modèle additif choisi dans le cas des pélagiques, cf. chapitre 6). A l'inverse, pour les juvéniles, l'influence des DCP est relativement faible, et non significative sur les indices de biomasse. Ce résultat concorde avec l'analyse présentée dans le chapitre 7 qui a montré des densités de poissons significativement plus importantes à proximité des DCP alors que pour les juvéniles, le rapport moyen des densités libres et associées était proche de 1, suggérant des pics de biomasses loin des DCP.

L'effet de la turbidité est plus variable. Pour les poissons adultes, l'analyse montre une influence importante de la turbidité pour des valeurs faible (pourcentage de temps passé sous influence d'un panache turbide $< 10\%$) et forte (pourcentage $> 30\%$), mais un effet négatif pour des valeurs de turbidité intermédiaires. Pour les juvéniles, l'effet de ce descripteur est nul. A l'inverse, l'effet de la pente est nul pour les poissons pélagiques adultes, alors qu'il a une influence sur les biomasses de poissons juvéniles (Fig. 8.2).

b) Données de nuit

Les paramètres de l'analyse des données de nuit sont résumés dans le tableau 8.1. Tout comme pour les données de jour, les résultats décrits dans la deuxième partie de ce travail se retrouvent dans l'analyse additive généralisée. En ce qui concerne l'effet DCP, son effet n'est significatif ni pour les poissons adultes ($F = 2.28$, $p > 0.05$) ni pour les juvéniles ($F = 3.20$, $p > 0.05$). Dans ces deux cas, ce descripteur n'est pas celui qui contribue le plus à la variance des indices de biomasses pélagiques nocturnes. Pour ces données, le descripteur qui contribue le plus à la variance est la pente du fond marin, que se soit pour les adultes ($F = 6.29$, $p < 0.001$) ou pour les juvéniles ($F = 6.39$, $p < 0.001$). Enfin, l'effet de la turbidité est non significatif pour les deux types de campagnes ($F = 2.43$, $p > 0.05$ pour les adultes, et $F = 1.77$, $p > 0.05$ pour les juvéniles).

Les relations entre les descripteurs et leurs effets sur les indices nocturnes de biomasses pélagiques adultes et juvéniles sont illustrées sur la figure 8.3. L'effet le plus important est celui de la pente du fond. L'influence de ce descripteur sur les adultes est alors le plus fort pour des valeurs de pente comprises entre 4 et 7 % et reste faible pour les pentes plus faibles et plus fortes. Pour les juvéniles, l'effet de ce descripteur est négatif sur les indices

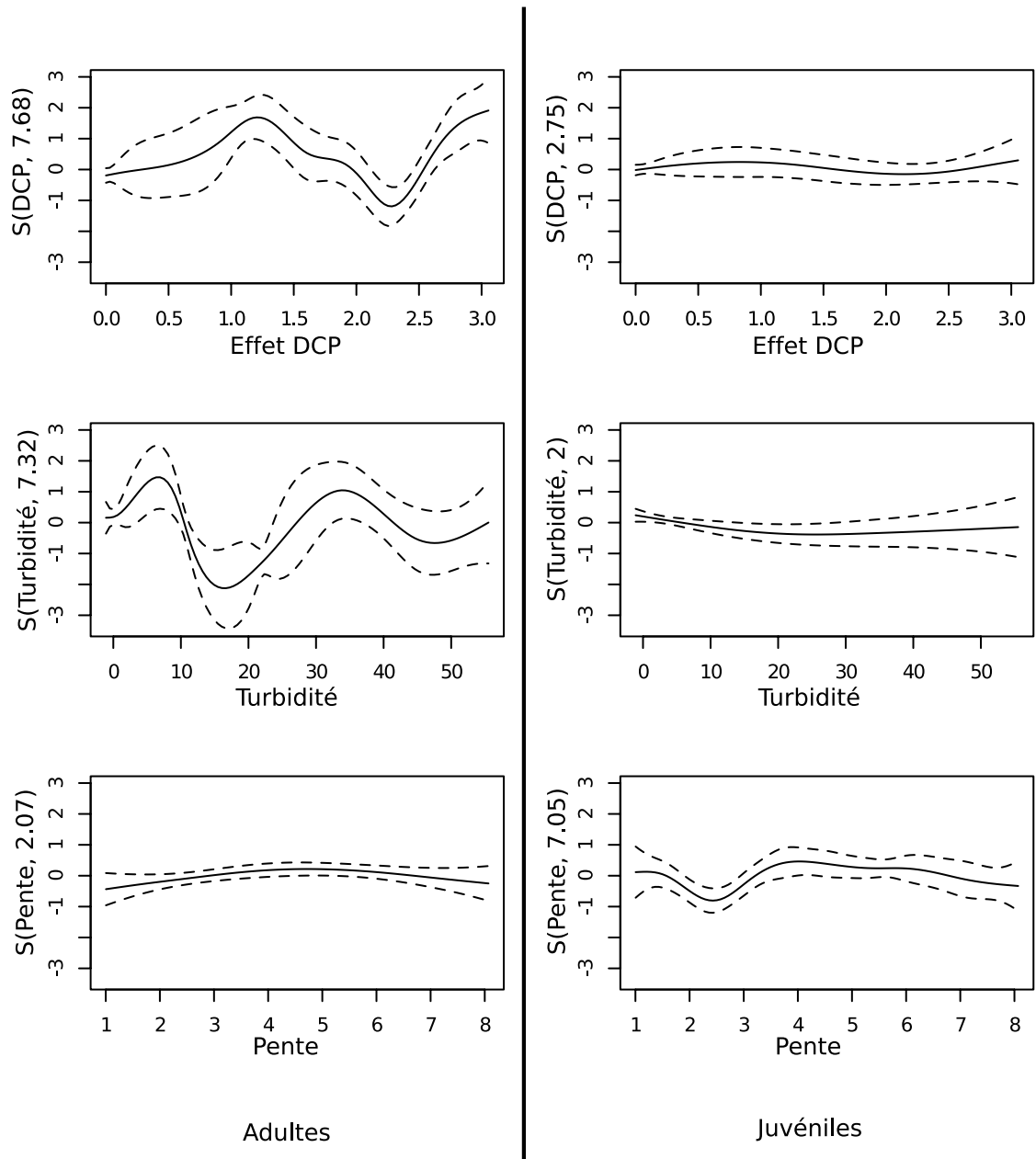


FIG. 8.2 – Résultats des ajustements par des fonctions lissées par un modèle additif généralisé sur les données d'indice de biomasse pélagique de jour pour les « campagnes adultes » et « juvéniles ». Les lignes noires montrent l'effet moyen et les lignes pointillées les intervalles de confiance à $\pm 95\%$. Les libellés en ordonnées indiquent l'effet du descripteur et le nombre de degré de liberté associé.

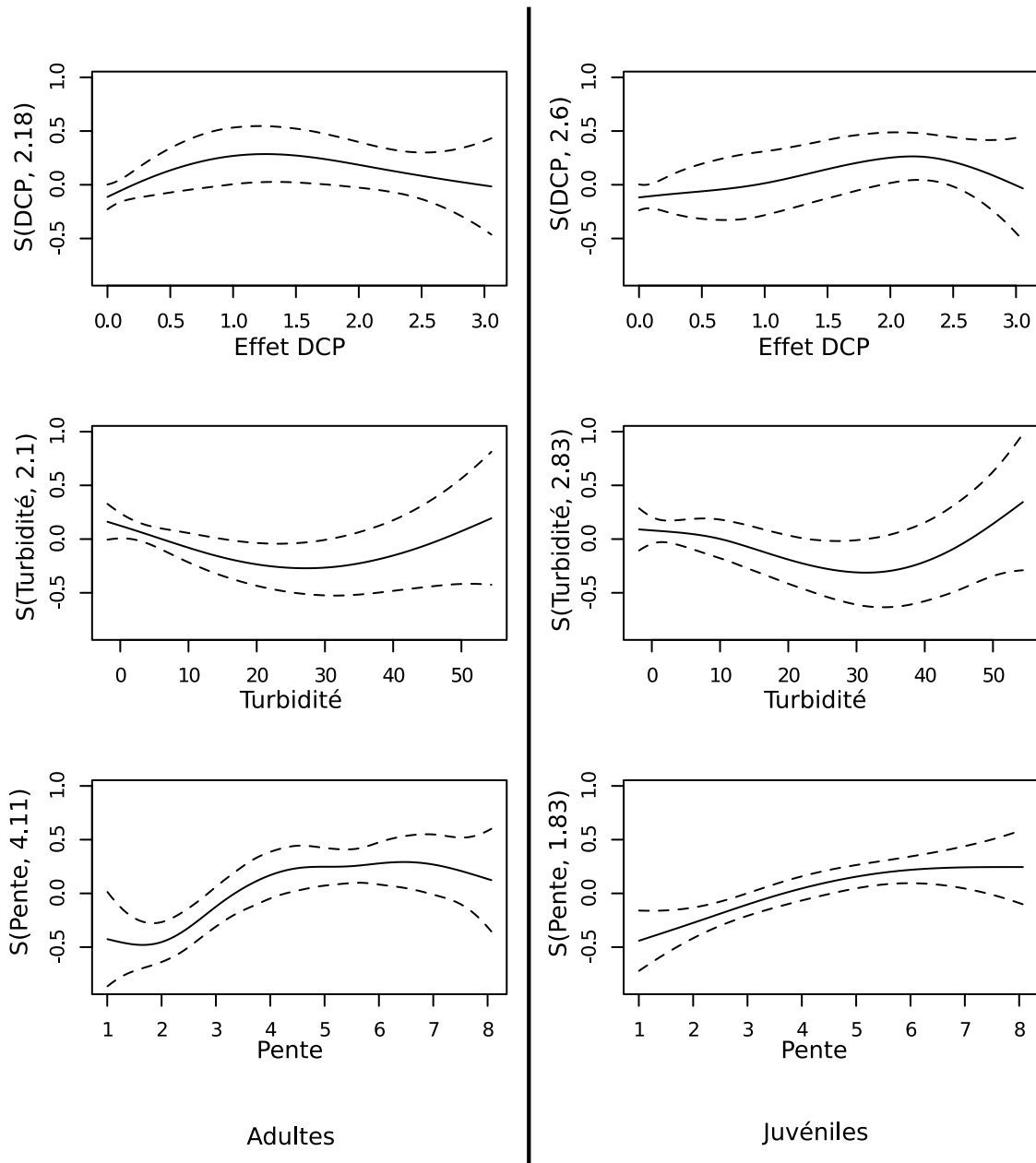


FIG. 8.3 – Résultats des ajustements par des fonctions lissées par un modèle additif généralisé sur les données d'indice de biomasse pélagique de nuit pour les « campagnes adultes » et « juvéniles ». Les lignes noires montrent l'effet moyen et les lignes pointillées les intervalles de confiance à $\pm 95\%$. Les libellés en ordonnées indiquent l'effet du descripteur et le nombre de degré de liberté associé.

TAB. 8.2 – Approximation de l'importance des descripteurs utilisés dans le modèle additif généralisé appliqué aux données de biomasses démersales.

	Descripteur	Adultes			Juvéniles		
		df	F	p	df	F	p
Jour	s(Effet DCP)	7.68	3.52	***	4.63	4.00	**
	s(Turbidité)	8.65	5.41	***	7.25	4.60	***
	s(Pente)	1.00	1.96	–	1.00	2.59	–
R^2 (ajusté) = 0.152; Variance expliquée = 18.3%							
GCV score = 3.7762; Scale est. = 3.6317; n = 1077							
Nuit	s(Effet DCP)	4.25	13.04	***	1.77	3.96	*
	s(Turbidité)	1.00	4.21	*	1.00	4.10	*
	s(Pente)	1.82	1.60	–	1.37	5.16	**
R^2 (ajusté) = 0.254; Variance expliquée = 26.8%							
GCV score = 1.6215; Scale est. = 1.5877; n = 1026							

de biomasse pour les valeurs de pente inférieures à 3%. Son effet devient positif et atteint un plateau pour des pentes supérieures. Bien que non significatif pour les adultes, on voit que l'effet des DCP est maximal pour les faibles valeurs d'influence des DCP, alors qu'il est nul pour les fortes valeurs d'influence. En ce qui concerne l'effet de la turbidité, celui-ci n'est pas significatif mais montre une tendance négative sur les indices de biomasse que ce soit pour les adultes ou les juvéniles.

8.2.2 Résultats concernant la communauté démersale

Les résultats de l'analyse concernant les données démersales diurnes sont résumés dans le tableau 8.2.

a) Données de jour

Tout comme dans le cas des indices de biomasses pélagiques, les résultats de l'analyse additive confirment les résultats trouvés dans la description de la répartition des biomasses au sein du réseau de DCP. Pour les adultes ou les juvéniles, l'effet des DCP est significatif sur les valeurs de l'indice de biomasse et contribue de manière importante à la variance des données. Concernant les poissons adultes, l'effet de la turbidité ($F = 5.41$, $p < 0.001$) est le plus important, suivi par l'effet des DCP ($F = 3.52$, $p < 0.001$), puis par celui de la pente du fond ($F = 1.96$, $p > 0.05$). Pour les poissons juvéniles, l'effet des DCP est également le deuxième descripteur expliquant la variance des données ($F = 4.00$, $p < 0.01$)

derrière l'effet de la turbidité ($F = 4.60$, $p < 0.001$). Le descripteur contribuant le moins à la variance des indices de biomasses des campagnes juvéniles est la pente ($F = 2.59$, $p > 0.05$).

Les relations entre les descripteurs et leurs effets sur les indices diurnes de biomasses démersales adultes et juvéniles sont illustrées sur la figure 8.4. L'effet des DCP est similaire pour les poissons adultes et juvéniles. Cet effet est nul pour les plus faibles valeurs d'influence des structures et devient maximum pour les valeurs d'influence des DCP intermédiaires et fortes. En ce qui concerne l'effet de la turbidité, la relation entre les valeurs du descripteur et son effet est identique entre les poissons adultes et juvéniles. L'effet de la turbidité est positif sur les indices de biomasse pour des valeurs de turbidité faibles et fortes, et est négatif pour les valeurs de turbidité intermédiaires. Le dernier descripteur est la pente du fond. Ce descripteur n'a aucun effet sur les poissons adultes et montre une relation linéaire de pente nulle (Fig. 8.4).

b) Données de nuit

Les résultats de l'analyse concernant les données démersales nocturnes sont résumés dans le tableau 8.2. Pour les campagnes adultes, l'effet des DCP est le plus important ($F = 13.04$, $p < 0.001$), suivi de l'effet de la turbidité ($F = 4.21$, $p > 0.05$) puis par l'effet de la pente ($F = 1.82$, $p > 0.05$). En ce qui concerne les données juvéniles, l'effet de la pente devient le descripteur le plus influant sur la variance des données ($F = 5.16$, $p < 0.01$), suivi par l'effet de la turbidité ($F = 4.10$, $p < 0.05$), puis par celui des DCP ($F = 3.96$, $p < 0.05$).

Les relations entre les descripteurs et leurs effets sur les indices nocturnes de biomasses démersales adultes et juvéniles sont illustrées sur la figure 8.5. L'effet des DCP sur les poissons adultes est négatif pour les plus faibles valeurs d'influence des structures, il devient ensuite rapidement positif et reste élevé pour les plus fortes valeurs d'influence. Pour les juvéniles l'effet des DCP est plus graduel mais garde la même dynamique que pour les adultes. En ce qui concerne l'effet de la turbidité, la relation entre les valeurs du descripteur et son effet est identique entre les poissons adultes et juvéniles. Cette relation semble linéaire et l'effet de la turbidité sur les indices de biomasse augmente avec les valeurs de turbidité. Le dernier descripteur est la pente du fond. Ce descripteur n'a aucun effet significatif sur les poissons adultes. En revanche, il est significatif pour les poissons juvéniles et il est celui qui contribue le plus à la variance des données. Pour ces campagnes, son effet est négatif pour les faibles valeurs de pente (0 – 3%), mais devient positif et montre un effet croissant pour les fortes valeurs de pente (Fig. 8.5).

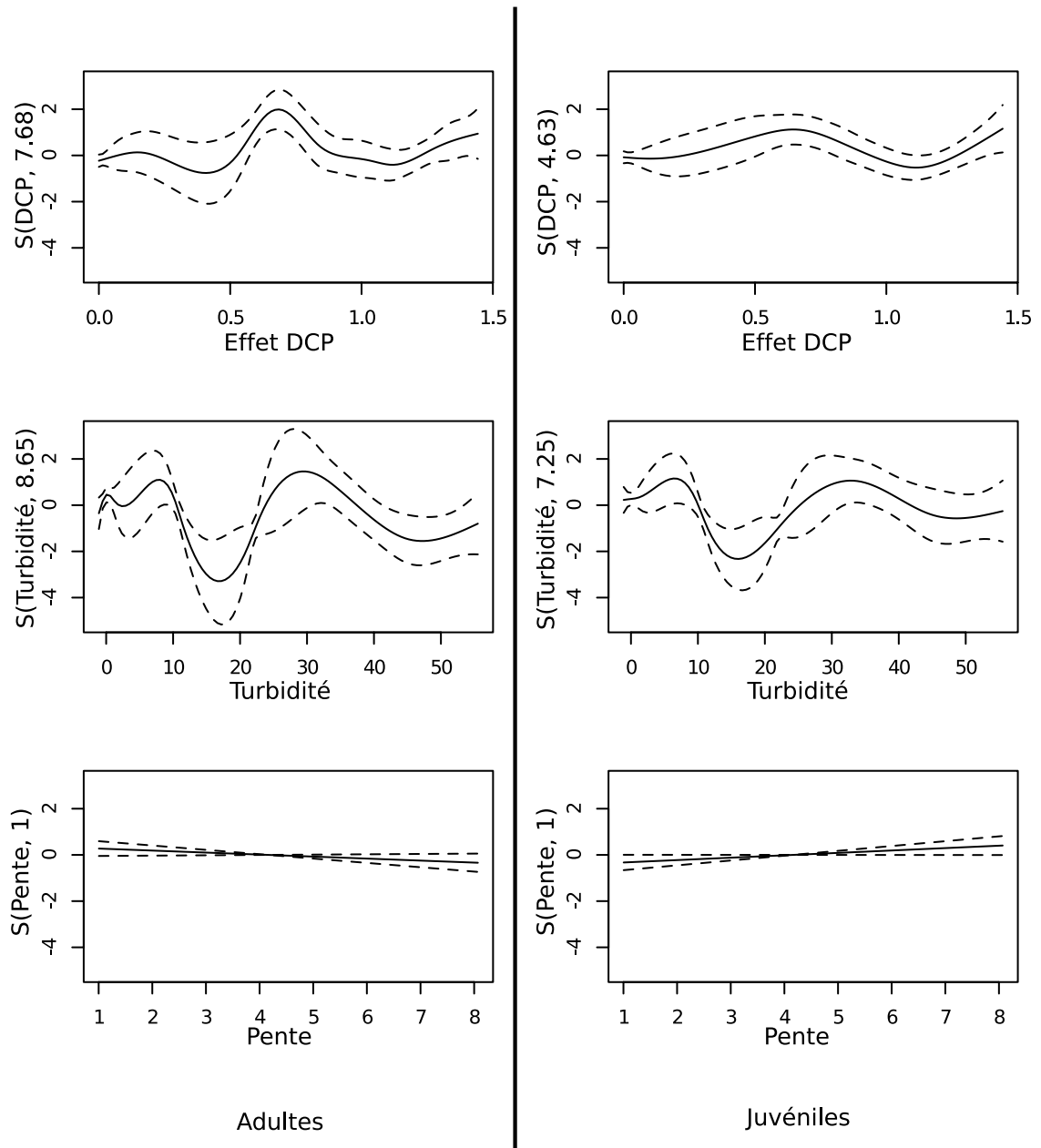


FIG. 8.4 – Résultats des ajustements par des fonctions lissées par un modèle additif généralisé sur les données d'indice de biomasse démersal de jour pour les « campagnes adultes » et « juvéniles ». Les lignes noires montrent l'effet moyen et les lignes pointillées les intervalles de confiance à $\pm 95\%$. Les libellés en ordonnées indiquent l'effet du descripteur et le nombre de degré de liberté associé.

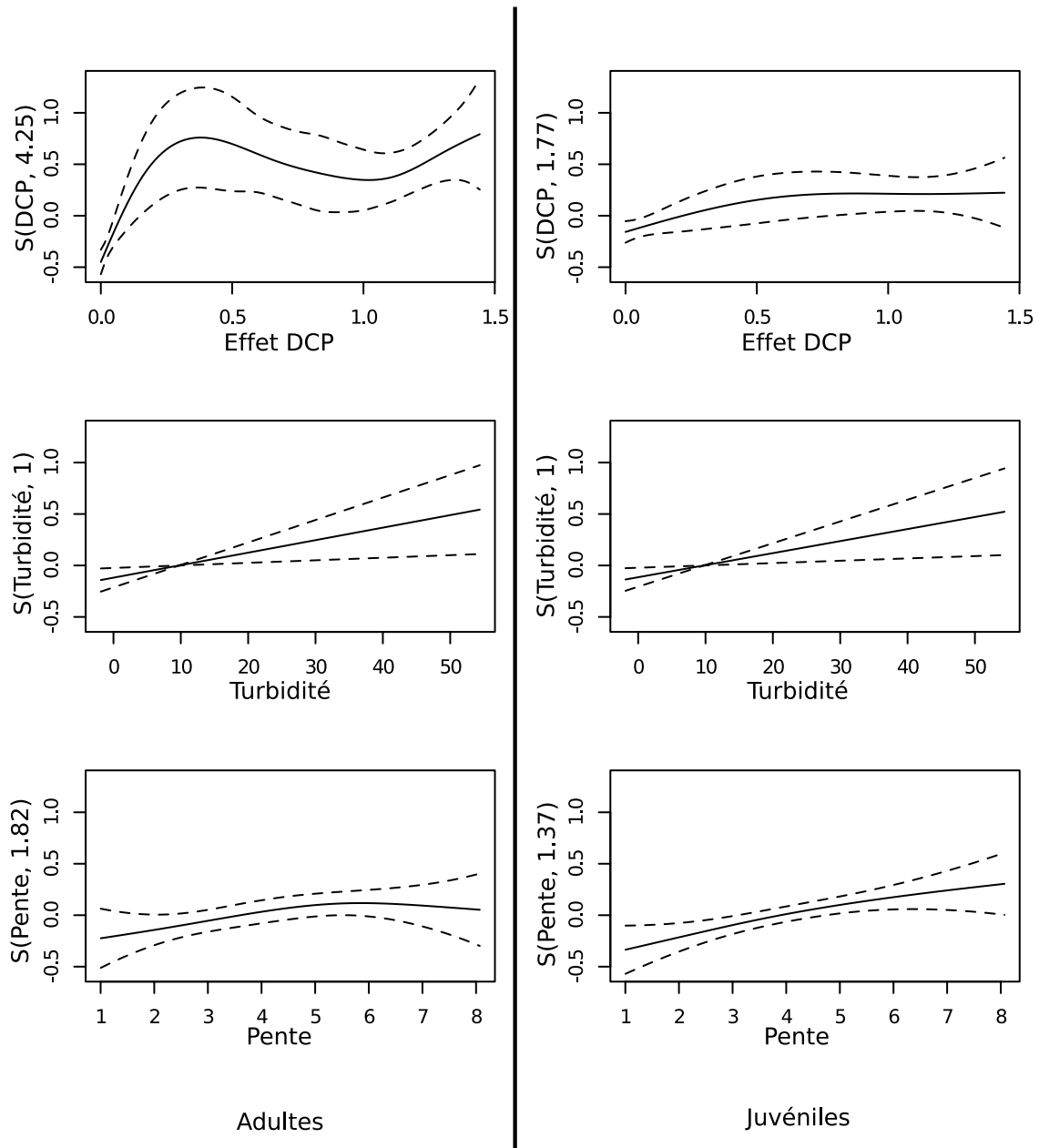


FIG. 8.5 – Résultats des ajustements par des fonctions lissées par un modèle additif généralisé sur les données d'indice de biomasse démersal de nuit pour les « campagnes adultes » et « juvéniles ». Les lignes noires montrent l'effet moyen et les lignes pointillées les intervalles de confiance à $\pm 95\%$. Les libellés en ordonnées indiquent l'effet du descripteur et le nombre de degré de liberté associé.

8.3 Discussion

Les résultats de l'analyse additive généralisée réalisée sur les valeurs de l'indice de biomasse ont permis de confirmer les résultats que nous avons déjà décrits dans la deuxième partie de ce travail. Ces résultats concernent principalement l'influence des DCP sur les indices de biomasse, et confirment les variations de cette influence en fonction de la communauté de poissons concernée et du stade de développement de ces communautés. En plus de ces résultats déjà décrits, l'analyse a rendu possible l'intégration des descripteurs abiotiques identifiés comme pouvant avoir un effet sur les biomasses, et de mesurer leur effet.

La séparation des données entre les deux communautés, les stades de développement de ces communautés et entre les phases nocturnes et diurnes des campagnes d'échantillonnage, permet une simplification de l'analyse globale réalisée dans ce chapitre et permet une description du fonctionnement écologique de la répartition des biomasses dans la baie. Cette analyse a notamment permis de confronter les facteurs biotiques et abiotiques et de décrire leurs effets sur les indices de biomasse.

L'intégration des facteurs biotiques liés au comportement d'association vis à vis des DCP et aux variations ontogéniques de ce comportement a permis de vérifier les résultats qui ont été trouvés dans la deuxième partie de ce mémoire relatifs à la répartition des poissons dans le réseau de structures artificielles. Ceci nous conforte dans les conclusions de cette analyse. En effet, l'analyse additive généralisée a confirmé l'importance de l'effet de DCP sur les indices de biomasse. Ceci est particulièrement vrai pour les indices de biomasses des poissons pélagiques adultes, pour lesquels l'effet des DCP montre un effet positif à proximité des DCP pendant le jour et négatif pendant la nuit. Ces résultats ne sont pas sans rappeler ceux du chapitre 7 qui montraient des densités de poissons supérieures sous les DCP pendant le jour (ratio libre/associé de 2) alors que cette tendance est inversée pendant la nuit (ratio libre/associé 0.6). De même, l'analyse des données démersales a montré que le jour, l'effet des DCP était important sur les adultes, et qu'il avait un effet positif sur les biomasses. Encore une fois, ce résultat avait déjà été montré (ratio libre/associé de 4). En ce qui concerne les juvéniles, l'analyse généralisée a également montré que l'effet des DCP n'était pas significatif sur les indices de biomasses pélagiques. Ce résultat avait également été pressenti puisque l'analyse des densités libres et associées avait laissé paraître un ratio de 1. L'apport de l'approche additive est toutefois non négligeable puisque elle a permis d'estimer l'importance de ces facteurs biotiques par rapport aux descripteurs du milieu. Ceci nous montre notamment que l'effet des DCP n'est pas forcément le descripteur qui renseigne le mieux les biomasses dans la baie.

Selon le compartiment considéré, les deux descripteurs abiotiques prennent des impor-

tances relatives différentes. L'effet de la turbidité est significatif pour les poissons pélagiques adultes pendant le jour, et pour les poissons démersaux pendant le jour comme pendant la nuit. Pour les données pélagiques de jour, ce descripteur est le deuxième par ordre d'importance derrière celui des DCP. Pour les poissons démersaux, ce paramètre est celui qui contribue le plus à la variance des données devant l'effet des DCP, à l'exception des campagnes adultes nocturnes pour lesquelles ce descripteur reste derrière l'effet des DCP. Afin d'analyser ce facteur il faut revenir sur l'étendue des panaches turbides dans la baie (cf. Fig. 2.13 du chapitre 2). En effet, il existe un chevauchement non négligeable entre ces panaches turbides et la présence des DCP. En revanche la grande majorité des structures artificielles ne sont concernées par les panaches turbides que pendant 25 % de l'année. Or, l'effet des panaches turbides est important pour des fortes valeurs de temps passé sous influence des panaches. Par rapport aux DCP, les zones sous forte influence turbide se situent à proximité de la côte (cf. figure 2.13 du chapitre 2). Ceci indique que l'effet des panaches turbides sur les indices de biomasses n'est pas redondant avec l'effet des DCP, et que ce descripteur apporte une part d'information importante dans la répartition des biomasses.

L'effet du deuxième descripteur (pente bathymétrique) est significatif pour les données pélagiques nocturnes juvéniles et adultes, alors que le jour seul les juvéniles se voient influencés par ce facteur. Pour ces poissons, ce descripteur est celui qui contribue le plus à la variance des données. En ce qui concerne les poissons démersaux, ce descripteur n'influe que sur les juvéniles pendant la nuit, où il devient la principale source de variance. De la même manière que pour l'effet de la turbidité, il existe une forte interaction entre la pente du fond et la présence des DCP, ces derniers étant volontairement mouillés sur des zones planes. Mais de la même manière que pour la turbidité, la grande majorité des DCP se trouvent sur les pentes très faibles (entre 0 et 4 %) alors que quand il est significatif, l'effet de la pente est positif pour des valeurs de pentes supérieures. La partie la plus pentue de la baie (4 – 8 %) correspond à la zone intermédiaire située entre la côte (la majorité des DCP) et les zones plus au large des DCP, où la pente du fond redevient faible (Fig. 8.1). Le descripteur apporte donc également une part non négligeable d'information dans l'analyse.

Si on reprend l'analyse compartiment par compartiment, il est possible d'obtenir une autre lecture des résultats et de poser les bases d'un modèle conceptuel du fonctionnement éco-éthologique des biomasses dans le réseau de DCP et dans la baie. Pour les poissons pélagiques on peut voir que pendant la phase adulte de leur développement, ces poissons sont fortement influencés par les DCP pendant le jour et recherchent la proximité de ces structures. Lorsqu'ils ne sont pas sous influence des DCP, ces poissons montrent alors une préférence pour les zones sous influence des panaches turbides. Pendant les phases de nuit, ce comportement s'inverse. L'effet des DCP devient alors négatif sur les indices de

biomasse, et les poissons ne sont plus influencés par les panaches turbides. Pendant cette période du nyctémère, les poissons se retrouvent alors préférentiellement sur les zones de forte pente. Dans le cas de notre site d'étude, cette zone se trouve être au large des DCP.

Pendant leur phase de vie juvénile, les poissons pélagiques ne sont significativement influencés que par la pente et les poissons se trouvent alors préférentiellement au large des structures. L'effet des DCP, bien que démontré, n'interviendrait que de manière secondaire et de manière non significative sur les indices de biomasse dans la baie.

En ce qui concerne les poissons démersaux, les phases de vie adulte et juvénile sont toutes les deux influencées par les DCP, que ce soit pendant les phases diurnes ou nocturnes des campagnes échantillonnées. Pendant les phases de jour, les poissons démersaux se trouveraient en revanche davantage associés aux zones turbides. Pendant la nuit, la répartition des poissons dans la baie devient différente selon que les campagnes sont dominées par les adultes ou par les juvéniles. Pour les adultes, l'effet des DCP devient alors largement dominant, au détriment des zones turbides. Les démersaux juvéniles seraient en priorité influencés par le facteur pente, puis par les zones turbides et enfin par les DCP. La présence significative des trois descripteurs dans l'analyse concernant les juvéniles de poissons démersaux suggère qu'ils sont répartis dans toute la baie, avec une légère préférence pour la zone intermédiaire de la baie, où se trouve immergée la concession aquacole.

Chapitre 9

Discussion générale, conclusions et perspectives

Sommaire

9.1	Discussion générale	163
9.2	Conclusion et perspectives	169

9.1 Discussion générale

L'objectif général de ce travail est d'améliorer notre compréhension des processus éco-éthologiques qui gouvernent les ressources ichthyologiques associées à des habitats artificiels. Afin d'appréhender ce système, nous avons dans la première partie de ce travail, présenté une synthèse du fonctionnement écologique des agrégations de poissons trouvées en association avec les habitats artificiels. Nous avons notamment posé la base commune de raisonnement permettant de réunir dans notre travail les deux grands types d'outils que sont les Récifs Artificiels et les Dispositifs de Concentration de Poissons (au sens propre de la littérature). En effet, ces deux structures ont en commun d'être utilisées afin de tirer profit du comportement d'association, naturellement exprimé par un grand nombre d'espèces marines. Nous avons ensuite défini les principaux concepts permettant la compréhension du fonctionnement de ces outils d'aide à la pêche, et de l'implication que ces concepts peuvent avoir en terme de gestion halieutique (débat attraction/ production, différence entre agrégation et association). La base comportementale commune a été définie comme la sélection d'un habitat de substitution, faute de conditions plus adaptées à la biologie des espèces associées. L'association peut alors devenir temporaire si de meilleures conditions sont rencontrées. Les différences observables autour de ces habitats artificiels

et uniquement imputables à l'éthologie des espèces associées, ne tiendraient plus alors au type de structure considérée (RA ou DCP), mais dépendraient uniquement de la relation d'association et de l'intensité de cette relation d'association, entre les structures et les poissons qu'elles influencent.

Suite à cette partie introductive, notre travail s'est focalisé sur l'analyse de la répartition des poissons dans un réseau de DCP côtiers, immergés dans la baie de Saint-Paul. L'objectif de cette partie a été de décrire de la manière la plus détaillée possible, la répartition des poissons vis-à-vis des DCP, afin de pouvoir appréhender la nature de la relation d'association existant entre les communautés de poissons et les structures artificielles, et d'apprécier les variations de cette relation d'association.

Après une brève description des données servant de base principale à ce travail, l'analyse a débuté par la description de la relation d'association aux DCP. Cette analyse a permis de distinguer différentes modalités d'agrégations, selon la communauté de poissons considérée et son stade de développement de ces communautés. Elle a également montré que l'intensité de la relation d'association semblait varier en fonction des différentes phases du nyctémère. En particulier, nous avons montré que les agrégations formées par les juvéniles étaient plus étendues que les agrégations composées d'adultes, et ce quelle que soit la communauté de poissons étudiée. De même, l'agrégation des poissons pélagiques juvéniles n'a pas été démontrée pendant la nuit. En ce qui concerne ce dernier point et compte tenu de l'hypothèse posée pour expliquer le comportement associatif, il est donc probable que les conditions rencontrées sous les DCP ne soient pas favorables au maintien des juvéniles pendant la nuit, alors que les adultes sont moins touchés par ce phénomène. L'équilibre qui peut exister entre les coûts du comportement d'association et leurs avantages amènerait ces poissons juvéniles à privilégier un comportement totalement différent vis-à-vis des DCP. Le nombre potentiellement élevé de juvéniles pendant les épisodes de recrutement, ajouté au comportement d'alimentation nocturne de l'espèce pélagique principale dans la baie, permettrait d'expliquer une plus grande autonomie des pélagiques juvéniles pendant cette période. Le besoin de se nourrir ne pouvant pas se faire de manière convenable autour des structures, ces poissons auraient tendance à les quitter facilement. Leur grand nombre leur permettrait éventuellement de former des groupes de taille suffisante pour ne pas avoir à utiliser les structures pour reformer des agrégations plus importantes pendant la nuit. Il est également possible que les juvéniles privilégient leur développement pendant les premiers mois de leur vie, ce qui les mèneraient également à être moins associés pendant les phases de recherche alimentaire, alors que les adultes privilégieraient d'avantage le lien social entre congénères afin de maximiser leur survie et continueraient à utiliser les DCP pendant la nuit pour se rassembler. Pour ce qui est des espèces démersales, la relation d'association reste valable quelle que soit la période

du nycthémère et le stade de développement des poissons. La seule variation visible est la dilution qui existe autour des structures pendant les phases nocturnes. Ce comportement est également très probablement lié au comportement d'alimentation nocturne des principales espèces démersales de la baie.

Suite à cette description de la relation d'agrégation, nous avons focalisé notre étude sur la dynamique de la relation d'association en procédant au marquage des deux espèces dominantes dans la baie (une pélagique et une démersale). Ce marquage n'ayant pu se faire que sur des adultes, seules les variations ayant rapport avec la communauté de poissons adultes a pu être intégrée à l'analyse. Les outils de marquage que nous avons utilisés permettent d'observer le phénomène d'association à une échelle spatiale et temporelle plus fine qu'à l'aide du jeu de données de prospections acoustiques. Nous avons ainsi marqué des individus adultes de *Selar crumenophthalmus* et de *Lutjanus kasmira* ces deux espèces étant respectivement de bons représentants des communautés pélagique et démersale de la baie de Saint-Paul. En revanche, si seule la différence entre les communautés de poissons a pu être étudiée lors de cette expérience, la différence dans la relation d'association concernant ces deux communautés de poissons a été prise en considération, en adaptant l'outils de marquage à l'espèce ciblées. Ainsi, le *Selar crumenophthalmus* — dont nous avons vu que la variation de l'intensité de la relation d'association se traduit par une dilution des densités pendant les phases de nuit, suggérant qu'une bonne part des individus quittent les DCP au moins pendant une partie de phases nocturnes — a été marqué et suivi à l'aide d'un système de marquage capable de retracer la dynamique d'association en simultané entre toutes les structures artificielles identifiées dans la baie. A l'inverse, le *Lutjanus kasmira* — dont nous avons vu que l'association vis-à-vis des structures était plus importante que dans le cas des espèces pélagiques, suggérant une plus grande dépendances aux DCP — a été marqué à l'aide d'un système de marquage décrivant de manière très fine les déplacements des individus marqués autour d'une structure unique. Les résultats de ces expériences de marquage ont permis de confirmer le degré de dépendance des espèces sélectionnées. En ce qui concerne les poissons pélagiques, ceux-ci présentent la particularité de changer de structure de manière fréquente. On assiste alors à un double phénomène. D'une part, les « visites » nocturnes aux DCP sont plus nombreuses que pendant le jour, et d'autre part la visite sous un DCP donné est relativement moins longue que pendant les phases de jour. Dans ce dernier cas, il est important de noter que malgré le fait que les temps de présence consécutifs moyens soient d'un même ordre de grandeur, que les détections soient faites sous un DCP ou qu'elles soient faites sur des zones sans influence des DCP, le processus d'agrégation vis-à-vis des structures existe encore, puisque il a été mis en évidence dans la partie descriptive de la relation d'association. En ce qui concerne le comportement d'association des poissons pélagiques adultes, signalons que dans une

étude détaillée des données de marquage que nous avons réalisée par ailleurs nous avons pu démontrer que ces poissons avaient des durées moyennes de résidence plus longues sous DCP que hors des DCP et que la taille des groupes qui quittaient les DCP était plus grande que celle des groupes qui arrivaient (SORIA *et al.*, 2009). Ces deux résultats ont permis de confirmer l'hypothèse du point de rencontre suggérant que les poissons utilisaient le DCP pour se retrouver et pour former des bancs plus gros. Ce résultat renforce l'idée que les poissons pélagiques adultes maximiseraient leur survie en privilégiant le lien social entre congénères. Pour les poissons démersaux, les résultats de l'expérience de marquage ont permis de confirmer la forte dépendance des poissons aux structures artificielles. L'étude a également permis de valider, d'une part l'hypothèse d'une augmentation de l'activité autour des structures pendant la nuit et d'autre part la probabilité d'occupation de la colonne d'eau pour cette espèce (limite de discrimination à 2 mètres du fond entre les compartiments pélagique et démersal). Un autre résultat très intéressant concernant les poissons démersaux, est le fait que seul les individus de taille intermédiaire soient restés dans la zone de détection du système de marquage pendant l'expérience, les individus les plus gros ayant quitté très rapidement la structure suivie. Ce résultat, bien que de validité précaire du fait du faible nombre d'individus de grande taille, pourrait être interprété comme le témoignage de la capacité des poissons à quitter un habitat artificiel devenu moins adapté à leur biologie que lors des phases de vie juvénile. A l'aide de ces résultats, sur la mesure de la zone d'agrégation et sur la dynamique d'association autour des DCP, nous avons pu obtenir une estimation de l'influence de l'intégralité du réseau de DCP. La différence majeure entre l'influence du réseau sur la communauté démersale et pélagique tient dans la règle qui contrôle les interactions entre deux ou plusieurs structures. Dans ce cas, nous avons construit une règle de décision simple, qui consiste à attribuer pour les pélagiques une influence des DCP d'autant plus élevée que les DCP sont nombreux, alors que pour les démersaux, l'effet de la structure la plus proche l'emporte.

Ce résultat de synthèse, sur la nature de la relation d'association, a été une étape importante dans la suite de notre travail car il nous a permis de « soustraire » l'effet de la relation DCP/poisson afin de mettre en évidence les variations spatiales qui ne sont pas liées aux DCP (à la manière d'un centrage sans réduction d'une variable aléatoire avant analyse). Cette méthodologie a été choisie dans le but de pouvoir analyser les densités et les biomasses recueillies à l'aide de l'outil acoustique sous marine et traitées grâce aux outils de la Géostatistique. Cet axe de travail est un passage nécessaire du fait des problématiques particulières abordées dans ce manuscrit et de manière plus générale, dès lors que l'on s'attache à étudier des populations marines sur un domaine important.

Si la première étape de notre travail a consisté à décrire la relation d'association aux structures artificielles, les problématiques (entre autres halieutiques) liées à l'implication

des effets de ce comportement dans un milieu anthropisé nécessitent d'inclure ces micros systèmes dans un espace plus vaste. Notre jeu de données ne nous a pas permis d'aborder les questions relatives à l'efficacité des DCP selon leur forme ou type (fixé/dérivant ou côtier/hauturier). Par contre nous avons axé notre étude sur une approche étho-écologique de la place du comportement d'association aux DCP dans le milieu anthropisé de la baie de Saint-Paul. En effet, nous avons vu en introduction de ce mémoire qu'un comportement peut être vu comme le résultat de processus de décisions passés sous le filtre de la sélection naturelle. Or si le comportement d'association aux DCP résulte d'un processus naturel ayant maximisé la survie des individus ayant ce comportement, le détournement de ces capacités naturelles à des fins halieutiques peut dès lors les rendre contre-adaptées et mener les peuplements concernés dans une impasse évolutive. Le décryptage des relations existantes entre les poissons et leur milieu (artificiel inclus) devient alors fondamental dans une optique de pratique raisonnée.

La suite de notre travail s'est donc focalisée sur la répartition des biomasses et des densités de poissons entre les zones sous influence des structures et les zones qualifiées de « libre » d'influence. Pour réaliser ce travail nous nous sommes fixés pour objectif l'estimation de la répartition des indices de biomasse acoustique dans la baie. Comme annoncé précédemment, nous avons favorisé l'utilisation de la Géostatistique afin de réaliser des estimations les moins biaisées possibles de la répartition de ces grandeurs. Les résultats de cette analyse nous indiquent que, dans le cadre de notre étude, il existe une relation significative entre les biomasses libres et associées. La linéarité de cette relation induit une proportionnalité entre ces grandeurs mais nous indique également qu'il n'existe aucun cas où la totalité de la biomasse se retrouve en association aux DCP. Sous cet aspect, les DCP peuvent être considérés comme des outils de capture relativement conservateurs de la ressource car ils ne risqueraient pas de l'épuiser en attirant toute la biomasse d'une zone. Il convient cependant de tempérer ce résultat. En effet, si le « bas » de cette relation est correctement estimée dans la baie de Saint-Paul (biomasses totales relativement faibles), le « haut » de la relation n'est pas convenablement évaluée. En particulier, les échantillonnages réalisés dans la baie n'ont pas laissé apparaître de conditions seuils à partir desquelles la linéarité ne serait plus respectée. Si de tels cas s'avéraient vérifiés, il faudrait alors étudier l'allure des nouvelles relations entre les biomasses libres et associées. Si la linéarité fait défaut, mais que la nouvelle relation suggère une saturation des biomasses associées, la pêche sur DCP n'augmenterait pas la vulnérabilité des stocks. En revanche, si la nouvelle relation indique un effet boule de neige autour des structures, ceci pourrait conduire à une agrégation importante de biomasse au détriment de la biomasse libre et le danger pour le stock serait évident. Ce type de relation avec un effet boule de neige pourrait être vérifiée, notamment dans le cas des espèces pélagiques, si

les agrégations trouvées sous les DCP augmentaient le potentiel d'attraction de ces DCP. Dans le cadre théorique que nous avons développé, l'intensité du comportement d'association serait alors davantage liée à la détectabilité et au potentiel attracteur des structures qu'aux conditions que trouveraient les poissons sous ces structures. Dans ces conditions, il y aura alors une compétition directe entre les DCP et les bancs libres dans la zone. A défaut de plus amples informations concernant la distance d'attraction des DCP et l'aire de répartition biogéographique des populations concernées, il est délicat de statuer sur les implications de tels phénomènes. En effet, il est possible, si le rayon d'influence d'un DCP dépasse celui de sa zone d'agrégation et que la taille de la population des espèces de poisson dépasse celui de la baie (ce qui laisse supposer l'existence possible de migrations de poissons provenant des baies voisines ou du large), que la présence de DCP dans la baie puisse enrichir la baie en poisson (recrus et adultes) et par conséquent puisse favoriser une production de biomasse à l'échelle de cette baie. Il est donc délicat de généraliser nos résultats en considérant que tous les réseaux de DCP sont conservateurs de la ressource et qu'il n'existe pas de capacité d'accueil autour de ces structures. En ce qui concerne notre étude, la linéarité des relations étant respectées, l'utilisation des DCP semble être une alternative intéressante en ce qui concerne les pêcheries ciblant les espèces pélagiques. En effet, dans ce cas, les DCP permettraient de fixer les biomasses pendant un temps relativement court, et laisserait une part de biomasses libres. En ce qui concerne les poissons démersaux, l'utilisation des DCP peut être délicate du fait de la forte dépendance des poissons à ces structures. Pour ces espèces, la vulnérabilité est importante car de jour, les densités associées aux DCP sont bien plus importantes que dans le cas des zones libres et les temps de résidence de ces biomasses sont élevés. Dans ces conditions, la pêche sur DCP augmenterait la vulnérabilité des stocks qui pourraient atteindre des niveaux très bas en un temps relativement court. Ce scénario est cependant peut probable dans le cas de la pêche artisanale pratiquée dans la baie. En effet, les principales techniques de pêche utilisées (senne de plage le jour, palangrotte de nuit) ne concernent pas les poissons lorsqu'ils sont les plus vulnérables. La senne de plage, pratiquée uniquement de jour et ne concernant que les bancs pélagiques libres n'est pas directement concernée par les DCP. La deuxième technique (palangrotte) est plus utilisée sur les DCP. Cependant, les espèces de la baie étant nocturnes, l'efficacité de cet outil est nulle, le jour, lorsque les poissons sont fortement agrégés sous les DCP, et maximum de nuit alors que les poissons se sont répartis dans la baie.

Dans la troisième et dernière partie de cette étude nous avons intégré le comportement d'association dans un cadre plus général, et nous l'avons introduit dans une analyse de variance aux côtés de facteurs du milieu plus classiquement utilisés en écologie. L'objectif de cette analyse était d'obtenir une vision plus globale de la répartition et de la dynamique

de la répartition de la biomasse dans la baie. Replacé dans ce contexte, l'effet des DCP, bien que démontré, n'est pas le facteur influençant le plus les biomasses dans la baie. Ceci est particulièrement vrai pour les juvéniles pour lesquels l'effet DCP n'est jamais le facteur le plus structurant du jeu de données, même quand celui ci contribue significativement à la variance des données. Cet effet des DCP devient dominant lorsqu'il s'agit des poissons pélagiques adultes pendant le jour, et pour les poissons démersaux adultes pendant la nuit. Les deux autres facteurs du milieu, qui sont la turbidité et la pente bathymétrique, prennent alternativement un effet important pour les autres catégories. Le facteur pente est celui qui domine alors le plus souvent pour les poissons pélagiques, alors que le facteur turbidité est plus souvent dominant pour les espèces démersales. Lorsqu'ils ont une influence significative sur les données, leurs effets sont positifs sur les valeurs de biomasses. En résumé, on peut décrire l'évolution de la répartition nyctémérale de la biomasse de la façon suivante : Pendant le jour, la biomasse est principalement centrée dans une zone dite « intermédiaire » au centre de la baie, et qui regroupe la majorité des DCP de la baie. Pendant la nuit, il y aurait une séparation entre les deux communautés de poissons dans la baie. Les poissons pélagiques sortiraient (dans une certaine mesure) de la zone « intermédiaire » et privilégieraient les zones de forte pente, ce qui est le témoin d'une plus forte circulation hydrodynamique. A l'inverse, les poissons démersaux quitteraient les DCP dans une moindre mesure et serait alors influencés par les zones turbides qui se situent plus à proximité de la côte.

L'hypothèse de départ selon laquelle le DCP (dans les conditions de notre milieu d'étude) serait un habitat temporaire utilisé tant que des meilleures conditions ne sont pas rencontrées, est plausible mais difficile à valider car nous n'avons pas de mesure permettant de comparer l'effet de telles ou telles conditions rencontrées autour ou hors des DCP sur la survie des espèces. Il est plus vraisemblable de considérer que cet habitat pourrait permettre d'enrichir l'habitat naturel en offrant des nouvelles conditions à des poissons en quête de conditions de vie optimales pour leur survie ou leur confort. Si cette hypothèse est confirmée, la théorie généralisée du point de rencontre (FRÉON et DAGORN, 2000) en serait renforcée.

9.2 Conclusion et perspectives

L'analyse de la distribution spatiale des poissons grégaires dans le réseau de structures artificielles de la baie de Saint-Paul nous a mené à qualifier et quantifier la variabilité de l'effet DCP selon la période du nyctémère (jour/nuit), la période du cycle biologique (adulte/juvenile) et le groupe d'espèces (pélagique/démersal), puis à quantifier l'effet DCP sur la répartition spatiale de la biomasse, pour enfin évaluer l'effet de ces structures

agrégatives par rapport à deux autres facteurs susceptibles d'influencer cette répartition à savoir le facteur houle + courant et le facteur turbidité.

Le point fort de cette analyse est l'effort fourni pour intégrer une composante comportementale à une étude écologique. Ceci nous a permis de mieux comprendre les interactions qui peuvent exister entre les poissons et leur milieu. La zone d'étude est particulière, car anthropisée. Cependant dans une optique de développement raisonné et durable des pratiques de pêches, les conclusions de notre travail seront faciles à intégrer dans les plans de gestions des pêcheries utilisant les habitats artificiels, et aideront à la bonne gestion de ces pêcheries. D'un point de vue plus fondamental, l'étude que nous avons réalisée a permis de tracer un canevas sur un mésocosme hautement variable, et nous a permis de dégager des concepts et des tendances de fonctionnement sur ce type de système. L'intérêt des méthodes utilisées et des conclusions de notre travail, ne pourra qu'être positif sur la dynamique de recherche des modes d'agrégations aux structures artificielles.

Suite à ce travail de doctorat, les perspectives qui nous semblent prioritaires concernent la place que peuvent prendre ces habitats artificiels dans le cycle de vie complet des espèces concernées par ces structures. L'extension de notre étude pourrait se faire sur deux thématiques particulières. La première consiste à transposer notre méthodologie aux structures dérivantes et à confronter les résultats à notre étude. En effet, ces structures dérivantes utilisent le même comportement d'association qui a servi de base à notre travail. Cependant, et à l'opposé de notre zone d'étude, les autres facteurs du milieu sont différents (le milieu pélagique hauturier est particulièrement homogène en ce qui concerne les conditions abiotiques du milieu). Dès lors, il devient intéressant d'étudier l'impact de ces différences sur la répartition spatiale des poissons autour de ces structures dérivantes. De plus, les techniques de pêches pratiquées sur ces structures dérivantes peuvent être d'une efficacité destructrice. Or si dans notre zone d'étude, l'utilisation par les pêcheurs des DCP ne semble pas avoir un impact trop négatif sur les ressources, la pêche pratiquée sur les objets dérivants peut avoir un impact important sur les populations de poissons. Ces deux raisons font que l'extension de notre étude à un domaine plus hauturier serait justifiée.

La deuxième thématique qui pourrait directement tirer parti de notre travail, concerne l'utilisation des structure artificielles en vu de l'amélioration et la restauration des habitats naturels. En effet, une meilleure maîtrise de la place des structures artificielles dans le cycle de vie des espèces concernées par ces structures, permettrait de maximiser leur utilisation (en terme de *design*, d'agencement et de localisation) dans le but de restructurer les habitats dégradés, ou pour offrir de nouvelles zones à coloniser. Concernant ce point, il est directement fait référence à la faible influence que semble avoir les DCP sur les biomasses de juvéniles des espèces démersales. Une étude plus fine et se focalisant sur l'utilisation que font ces individus juvéniles des habitats artificiels au cours de leur crois-

sance, pourrait permettre de maximiser la survie et le développement de ces individus, contribuant alors à produire significativement plus de biomasse. Ces objectifs pourront sans doute être atteints en décryptant les facteurs limitant le maintien de ces espèces, et en déterminant les stimuli qui provoquent les phénomènes d'immigration et d'émigrations de ces poissons. De ce point de vue, il sera intéressant d'approfondir l'effet des deux principaux facteurs écologiques influençant la dynamique d'agrégation autour des DCP à savoir les conditions trophiques et la prédation car tous deux sont susceptibles d'influencer le comportement d'association. En effet, si l'analyse détaillée des données de marquage sur les poissons pélagique adultes (SORIA *et al.*, 2009) a permis de valider l'hypothèse du point de rencontre, il a également permis de noter que le comportement social des poissons n'était sans doute pas le seul facteur favorisant l'agrégation des poissons aux DCP. Les résultats indiquent que les poissons arrivent en nombre plus important à l'aube faisant de cette période une période particulière de la journée. Ainsi, en plus des points de rencontre (tels que les DCP), des périodes communes de rencontre aideraient considérablement les poissons à former des bancs. Le processus d'association serait donc également favorisé par un facteur externe déclencheur (synchroniseur). Dans le cas des Selar adultes, mais également sans doute pour l'ensemble des espèces de petits pélagiques associés, l'activité prépondérante des prédateurs au cours des périodes de transition, notamment à l'aube (HELFMAN, 1993) pourrait correspondre à ce synchroniseur. Ainsi, les possibilités supplémentaires qu'apportent les DCP, à la fois de rencontre des congénères mais aussi de protection vis-à-vis des prédateurs, conduiraient les poissons à s'associer à ces structures pour une meilleure survie. Dans ce cas, l'effet bénéfique des DCP pour les espèces associées serait vérifié. Cette hypothèse devra être testée tout autant que celle supposant que le processus amenant les poissons à quitter les DCP pour rejoindre les zones de forte pente serait lié aux conditions trophiques plus avantageuses sur ces zones que sous les DCP.

Références bibliographiques citées

- BATTIN, J., 2004. When animals love bad habitats : Ecological traps and the conservation of Animal Populations. *Conservation Biology*, 18(6) : p. 1482–1491.
- BERTRAND, A. et JOSSE, E., 2000. Acoustic estimation of longline tuna abundance. *ICES Journal of Marine Science*, 57 : p. 919–926.
- BEZ, N., 1997. *Statistiques individuelles et géostatistique transitive en écologie halieutique*. Thèse de doctorat, Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris.
- BIAIS, G. et TAQUET, M., 1992. La Pêche locale aux abords de la Réunion. *Repère Océan*, 2 : p. 81.
- BLOCH, H., GALLO, A., NY, J.-F., MOSCOVICI, S. et VURPILLOT, E., (eds.) 1994. *Grand dictionnaire de la psychologie*. Larousse.
- BOSC, P., 1987. Étude de faisabilité sur l'implantation de récifs artificiels sur la frange littorale nord-ouest de l'île de la Réunion. Rapport final, Conseil régional.
- BREHMER, P., GERLOTTO, F., LAURENT, C., COTEL, P., ACHURY, A. et SAMB, B., 2007. Schooling behaviour of small pelagic fish : phenotypic expression of independant stimuli. *Marine Ecology Progress Series*, 334 : p. 263–272.
- BRINK, K., JONES, B., VAN LEER, J., MOOERS, C., STUART, D., STEVENSON, M., DUGDALE, R. et HEBURN, G., 1981. Physical and biological structure and variability in an upwelling center off Peru near 15 S during March, 1977. *Coastal upwelling*, p. 473–195.
- BROCK, R., 1985. Preliminary study of the feeding habits of pelagic fish around hawaiian fish aggregation devices or can fad enhance local fisheries productivity. *Bull. Mar. Sci.*, 37(1) : p. 40–49.
- BROCK, R. E. et KAM, A. K. H., 1994. Focusing the recruitment of juvenil fishes on coral reefs. Dans *Fifth international conference on aquatic habitat enhancement*, p. 623–630.

- BUCKLEY, R. M., 1989. Habitat alterations as a basis for enhancing marine fisheries. *California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations report*, 30 : p. 40–45.
- CASTRO, J. J., SANTIAGO, J. A. et HERNANDEZ-GARCIA, V., 1999. Fish associated with fish aggregation devices off the Canary Island (Central-East Atlantic). *Scientia Marina*, 63(3-4) : p. 191–198.
- CASTRO, J. J., SANTIAGO, J. A. et SANTANNA-ORTEGA, A. T., 2002. A general theory on fish aggregation to floating objects : An alternative to the meeting point hypothesis. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 11 : p. 255–277.
- CHENEY, K. L. et CÔTÉ, I. M., 2003. Habitat choice in adult long fin damselfish : territory characteristics and relocation times. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 287 : p. 1–12.
- COCHERET DE LA MORINIÈRE, E., POLLUX, B. J. A., NAGELKERKEN, I. et VAN DER VELDE, G., 2002. Post-settlement life cycle migration patterns and habitat preference of coral reef fish that use seagrass and mangrove habitats as nurseries. *Estuarine, Coastal and Shelf Sciences*, 55(2) : p. 309–321.
- COCHERET DE LA MORINIÈRE, E., POLLUX, B. J. A., NAGELKERKEN, I. et VAN DER VELDE, G., 2003. Diet shift of Caribbean grunts and snappers and the relation with nursery-to-coral reef migration. *Estuarine, Coastal and Shelf Sciences*, 57(5-6) : p. 1079–1089.
- CONAND, F., MARSAC, F., TESSIER, E. et CONAND, C., 2007. A ten-year period of daily sea surface temperature at a coastal station in Reunion Island, Indian Ocean (july 1993 – april 2004) : patterns of variability and biological responses. *Western Indian Ocean J. Mar. Sci.*, 6 : p. 1–16.
- DAGORN, L., JOSSE, E. et BASCH, P., 2000. Individual differences in horizontal movements of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in nearshore areas in French Polynesia, determined using ultrasonic telemetry. *Aquatic Living Resources*, 13 : p. 193–202.
- DALZELL, P. et PEÑAFLOR, G., 1989. The fisheries biology of the big-eye scad, *Selar crumenophthalmus* (Bloch) in the Philippines. *Asian Fisheries Science*, 3 : p. 115–131.
- DANCHIN, E., GIRALDEAU, L. et CÉZILLY, F., 2005. *Ecologie comportementale*. Dunod, Paris.
- D'ANNA, G., BADALAMENTI, F. et RIGGIO, S., 1999. Traditional and experimental floating fish aggregating devices in Gulf of Castellammare (NW Sicily) : results from catches and visual observations. *Scientia Marina*, 63(3-4) : p. 209–218.

- DEMPSTER, T., 2005. Temporal variability of pelagic fish assemblages around fish aggregation devices : biological and physical influences. *Journal of Fish Biology*, 66(5) : p. 1237–1260.
- DEMPSTER, T. et TAQUET, M., 2004. Fish aggregation device (FAD) research : gaps in current knowledge and future directions for ecological studies. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 14 : p. 21–42.
- DENMAN, K., MACKAS, D., FREELAND, H., AUSTIN, M. et HILL, S., 1981. Persistent upwelling and mesoscale zones of high productivity off the west coast of Vancouver Island, Canada. *Coastal upwelling*, p. 514–521.
- DENMAN, K. et POWELL, T., 1984. Effects of physical processes on planktonic ecosystems in the coastal ocean. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev*, 22 : p. 125–168.
- DEUDERO, S., MERELLA, P., MORALES-NIN, B., MASSUTI, E. et ALEMANY, F., 1999. Fish communities associated with FADs. *Scientia Marina*, 63(3–4) : p. 199–207.
- DORAY, M., PETITGAS, P. et JOSSE, E., 2008. A geostatistical method for assessing biomass of tuna aggregations around moored fish aggregating devices with star acoustics surveys. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 65(6) : p. 1193–1205.
- DURVILLE, P., 2002. *Colonisation ichtyologique des platiers de la Réunion et biologie des post-larves de poissons coralliens*. Thèse de doctorat, Université de la Réunion.
- DURVILLE, P., BOSC, P., CONAND, C. et DUFOUR, V., 2000. Croissance comparée, en élevage, des juvéniles de trois espèces de Lutjanidae, à la Réunion. *Cybium*, 24(3) : p. 263–271.
- DURVILLE, P., BOSC, P., GALZIN, R. et CONAND, C., 2002. Colonisation d'un récif frangeant de l'île de la Réunion par les larves de poissons coralliens. *Oceanologica Acta*, 25 : p. 23–30.
- DURVILLE, P. et COLLET, A., 2001. Clove oil used as an anaesthetic with juvenile tropical marine fish. *SPC Live Reef Fish Information Bulletin of Marine Science*, 9 : p. 17–19.
- FABI, G. et SALA, A., 2002. An assessment of biomass and diel activity of fish at an artificial reef (Adriatic sea) using a stationary hydroacoustic technique. *ICES Journal of Marine Science*, 59(2) : p. 411–420.

- FLORENCE, E., BARETTO, C. et MICLAT, R. I., 1988. A study on fish recruitment in a bamboo artificial reef in the Philippines. Dans *Report of the Workshop on Artificial Reefs Development and Management*, p. 117–129.
- FONTENEAU, A., PALLARÉS, P. et PIANET, R., 2000. A worldwide review of purse seine fisheries. Dans LE GALL, J.-Y., CAYRÉ, P. et TAQUET, M., (eds.) *Pêcherie thonière et dispositifs de concentration de poissons*, t. 28, p. 537–552. IFREMER.
- FOOTE, K., 1983. Linearity of fisheries acoustics, with addition theorems. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 73 : p. 1932.
- FOOTE, K., 1987. Fish target strengths for use in echo integrator surveys. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 82 : p. 981.
- FREDERICK, J. L., 1997. Post-settlement movement of coral reef fishes and bias in survival estimates. *Marine Ecology Progress Series*, 150(1) : p. 65–74.
- FRÉON, P. et DAGORN, L., 2000. Review of fish associative behaviour : toward a generalisation of the meeting point hypothesis. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 10 : p. 183–207.
- FRÉON, P., GERLOTTO, F. et SORIA, M., 1996. Diel variability of school structure with special reference to transition periods. *ICES Journal of Marine Science*, 53 : p. 459–464.
- FRÉON, P. et MISUND, O. A., 1999. *Dynamics of Pelagic Fish Distribution and Behaviour : Effet on Fisheries and Stock Assessment*. Fishing News Books.
- FRÉON, P., SORIA, M., MULLON, C. et GERLOTTO, F., 1993. Diurnal variation in fish density estimates during acoustics surveys in relation to spatial distribution and avoidance reaction. *Aquatic Living Resources*, 6 : p. 221–234.
- GABRIE, C. et MONTAGGIONI, L., 1985. L'érosion des plages balnéaires à la Réunion : généralité et définition de l'état initial et suivi des profils de plages. Rapport technique, Université de la Réunion. Faculté des sciences.
- GERLOTTO, F., 1993. *Méthodologie d'observation et d'évaluation par hydroacoustique des stocks tropicaux de poissons pélagiques côtiers : Impact du comportement et de la distribution spatiale*. Thèse de doctorat, Université de Bretagne Occidentale.
- GIRARD, C., BENHAMOU, S. et DAGORN, L., 2004. FAD : Fish Aggregating Device or Fish Attracting Device? A new analysis of yellowfin tuna movements around floating objects. *Animal Behaviour*, 67 : p. 319–326.

-
- GOMES, L. C., CHIPARI-GOMES, A. R., LOPES, R., NÍVIA P. NAD ROUBACH et ARAUJO-LIMA, C. A. R. M., 2001. Efficacy of Benzocaine as an anesthetic in juvenile tambaqui *Colossoma macropomum*. *Journal of the world aquaculture society*, 32 : p. 426–431.
- GOODING, R. et MAGNUSON, J., 1967. Ecological significance of a drifting object to pelagic fishes. *Pac. Sci*, 21(4) : p. 486–497.
- GRIMES, C. B. et FINUCANE, J. H., 1991. Spatial distribution and abundance of larval and juvenile fish, chlorophyll and macrozooplankton around the Mississippi River discharge plume, and the role of the plume in fish recruitment. *Marine Ecology Progress Series*, 75 : p. 109–119.
- GUIBLIN, P., 1997. *Analyse géostatistique de campagnes (acoustique et chalutage) sur le hareng écossais*. Thèse de doctorat, École Nationale Supérieure des Mines de Paris.
- GUYOMARC'H, J.-C., 1995. *Ethologie*. Masson.
- HALES, L. S., JR, 1987. Distribution, abundance, reproduction, food habits, age, and growth of round scad, *Decapterus punctatus*, in the south Atlantic bight. *Fishery Bulletin*, 85(2) : p. 251–268.
- HALL, M., 1992. The association of tuna with floating objects and dolphins in the Eastern Pacific Ocean. VII. Some hypotheses on the mechanisms governing the associations of tunas with floating objects and dolphins. Dans *International workshop on fishing for tunas associated with floating objects (11–14 February 1992. La Jolla, California)*.
- HALLIER, J.-P. et GAERTNER, D., 2008. Drifting fish aggregation devices could act as an ecological trap for tropical tuna species. *Marine Ecology Progress Series*, 353 : p. 255–264.
- HASTIE, T. et TIBSHIRANI, R., 1986. Generalized additives models. *Statistical Science*, 1(3) : p. 297–318.
- HELFMAN, G., 1993. Fish behaviour by day, night and twilight. *Behaviour of teleost fishes*, 2 : p. 479–512.
- HERRERA, R., ESPINO, F., GARRIDO, M. et HAROUN, R. J., 2002. Observation of fish colonization and predation on two artificial reefs in the Canary Island. *ICES Journal of Marine Science*, 59 : p. 69–73.

- IBRAHIM, S., AMBAK, M. A., SHAMSUDIN, L. et SAMSUDIN, M. Z., 1996. Importance of fish aggregating devices (FADs) as substrates for food organisms of fish. *Fisheries Research*, 27 : p. 265–273.
- IBRAHIM, S., KAWAMURA, G. et AMBAK, M. A., 1990. Effective range of traditional Malaysian FAD as determined by fish-releasing method. *Fisheries Research*, 9(4) : p. 299–306.
- IMMELMANN, K. et BEER, C., 1989. *A dictionary of ethology*. Harvard Univ Press.
- JADOT, C., 2003. Comparaison of two tagging techniques for *Sarpa salpa* : external attachment and intraperitoneal implantation. *Oceanologica Acta*, 26(5-6) : p. 497–501.
- JENSEN, A., 2002. Artificial reefs of Europe : perspective and future. *ICES Journal of Marine Science*, 59 : p. s3–s13.
- JEPSEN, N., KOED, A., THORSTAD, E. B. et BARAS, E., 2002. Surgical implantation of telemetry transmitters in fish : how much have we learned? *Hydrobiologia*, 483 : p. 239–248.
- JOSSE, E., DAGORN, L. et BERTRAND, A., 2000. Typology and behaviour of tuna aggregations around fish aggregating devices from acoustics surveys in French Polynesia. *Aquatic Living Resources*, 13 : p. 183–192.
- KLIMA, E. et WICKHAM, D., 1971. Attraction of coastal pelagic fishes with artificial structures. *Transactions of the American Fisheries Society*, 100(1) : p. 86–99.
- KRAUSE, J. et RUXTON, G., 2002. *Living in groups*. Oxford University Press.
- LACOMBE, H. et GOUGENHEIM, A., 1965. *Cours d'océanographie physique, théories de la circulation générale, houles et vagues*. Gauthier-Villars.
- MACLENNAN, D. N., FERNANDES, P. G. et DALEN, J., 2002. A consistent approach to definitions and symbols in fisheries acoustics. *ICES Journal of Marine Science*, 59 : p. 365–369.
- MARSAC, F., FONTENEAU, A. et MÉNARD, F., 2000. Drifting FADs used in tuna fisheries : an ecological trap? Dans LE GALL, J.-Y., CAYRÉ, P. et TAQUET, M., (eds.) *Pêcherie thonière et dispositifs de concentration de poissons*, t. 28, p. 537–552. IFREMER.

- MARTINELLI, T. L., HANSEL, H. C. et SHIVELY, R. S., 1998. Growth and physiological responses to surgical and gastric radio transmitter implantation technique in subyearling chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). *Hydrobiologia*, 371/372 : p. 79–87.
- MATHÉRON, G., 1971. The theory of regionalized variables and its applications. *Les cahiers du centre de Morphologie Mathématique de Fontainebleau*, 5.
- MATHÉRON, G., 1981. La sélectivité des distributions. note N-686. Centre de Géostatistique. Ecole des Mines de Paris, Fontainebleau 45pp.
- MATSUMOTO, W. M., KAZAMA, T. K. et C., A. D., 1981. Anchored fish aggregating devices in Hawaiian waters. *Mar. Fish. Rev.*, 43(9) : p. 1–13.
- MCMANUS, M., CHERITON, O., DRAKE, P., HOLLIDAY, D., STORLAZZI, C., DONAGHAY, P. et GREENLAW, C., 2005. Effects of physical processes on structure and transport of thin zooplankton layers in the coastal ocean. *Marine Ecology Progress Series*, 301 : p. 199–215.
- MILLER, M. W., 2002. Using ecological processes to advance artificial reef goals. *ICES Journal of Marine Science*, 59 : p. 27–31.
- MISUND, O. A., 1997. Underwater acoustics in marine fisheries and fisheries research. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 7 : p. 1–34.
- MISUND, O. A. et COETZEE, J., 2000. Recording fish schools by multi-beam sonar : potential for validation and supplementing echo integration recordings of schooling fish. *Fisheries Research*, 47 : p. 149–159.
- MUNDAY, P. L. et WILSON, S. K., 1997. Comparative efficiency of clove oil and other chemicals in anaesthetization of *Pomacentrus amboinensis*, a coral reef fish. *Journal of Fish Biology*, 51 : p. 931–938.
- OSENBERG, C. W., MARY, C. M. S., WILSON, J. A. W. et LINDBERG, W. J., 2002. A quantitative framework to evaluate the attraction–production controversy. *ICES Journal of Marine Science*, 59 : p. s241–s221.
- PARRISH, J. et HAMNER, W., 1997. *Animal groups in three dimensions*. Cambridge University Press.
- PETITGAS, P., 1991. *Contribution géostatistiques à la biologie des pêches maritimes*. Thèse de doctorat, École Nationale des Mines de Paris.

- PETITGAS, P., 1998. Biomass-dependent dynamics of fish spatial distributions characterized by geostatistical aggregation curves. *ICES Journal of Marine Science*, 55(3) : p. 443–453.
- PETITGAS, P., 2000. On the clustering of fish schools at two scales and their relation with meso-scale physical structures. Dans *ICES CM/K 25*.
- PICKERING, H. et WHITMARSH, D., 1997. Artificial reefs and fisheries exploitation : a review of the attraction versus production debate, the influence of design and its significance for policy. *Fisheries Research*, 31(1-2) : p. 39–59.
- POTHIN, K., TESSIER, E., TURQUET, J., JACQUET, C., CHABANET, P. et QUOD, J. P., 2001. Suivi de la colonisation de récifs artificiels en 2001 en baie de Saint-Paul. Rapport technique, ARVAM Agence pour la Recherche et la Valorisation Marines.
- ROBERTSON, B. et HUTTO, R., 2006. A framework for understanding ecological traps and an evaluation of existing evidence. *Ecology*, 87(5) : p. 1075–1085.
- ROOKER, J. R., DOKKEN, Q. R., PATTENGILL, C. V. et HOLT, G. J., 1997. Fish assemblages on artificial and natural reefs in the Flower Garden Banks National Marine Sanctuary, USA. *Coral Reefs*, 16 : p. 83–92.
- ROOS, D., ROUX, O. et CONAND, F., 2007. Notes on the biology of the Bigeye scad, *Selar crumenophthalmus* (Carangidae) around Reunion Island, southwest Indian Ocean. *Scientia Marina*, 71 : p. 137–144.
- ROOS, D., TESSIER, E. et GUYOMARD, D., 1997. Evolution du secteur halieutique à la Réunion de 1990 à 1996. Rapport technique, IFREMER.
- ROSS, L. G., SANCHEZ BLANCO, J., MARTÍNEZ-PALACIAS, C., RACOTTA, I. S. et TOLEDO, C., 2007. Anesthesia, sedation and transportation of juvenile *Menidia estor* (Jordan) using benzocaine and hypothermia. *Aquaculture research*, 38 : p. 909–917.
- ROUNTREE, R. A., 1990. Community structure of fishes attracted to swallow water fish aggregation devices off South Carolina, U.S.A. *Environmental Biology of Fishes*, 29 : p. 241–262.
- ROUX, O. et CONAND, F., 2000. Feeding habits of the bigeye scad, *Selar crumenophthalmus* (Carangidae), in La Réunion Island waters (South-Western Indian Ocean). *Cybium*, 24(2) : p. 173–179.
- SALE, P. F., 1991. *The ecology of fishes on coral reefs*. Academic Press, Inc.

-
- SANTOS, M. N., MONTEIRO, C. C. et GASPAR, M. B., 2002. Diurnal variations in the fish assemblage at an artificial reef. *ICES Journal of Marine Science*, 59 : p. 32–35.
- SCHLAEPFER, M., RUNGE, M. et SHERMAN, P., 2002. Ecological and evolutionary traps. *Trends in Ecology and Evolution*, 17(10) : p. 474–480.
- SEAMAN, D. et POWELL, R., 1996. An evaluation of the accuracy of kernel density estimators for home range analysis. *Ecology*, p. 2075–2085.
- SEAMAN, W., 2002. Unifying trends and opportunities in global artificial reef research, including evaluation. *ICES Journal of Marine Science*, 59 : p. s14–s16.
- SEAMAN, W., JR, 2000. *Artificial reef evaluation with application to natural marine habitats*. CRC press.
- SIMARD, Y., MCQUINN, I., MONTMINY, M., LANG, C., MILLER, D., STEVENS, C., WIGGINS, D. et MARCHALOT, C., 1997. Description of the HAC standard format for raw and edited hydroacoustic data, version 1.0. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences*, 2174 : p. 65 p.
- SIMMONDS, J. et MACLENNAN, D., 2005. *Fisheries acoustics. Theory and practice. Second edition*. Blackwell Publishing.
- SORIA, M., 1994. *Structure et stabilité des bancs et agrégations de poissons pélagiques côtiers tropicaux : application halieutique*. Thèse de doctorat, Université de Rennes I.
- SORIA, M., BAHRI, T. et GERLOTTO, F., 2003. Effect of external factors (environment and survey vessel) on fish school characteristics observed by echosounder and multibeam sonar in the Mediterranean Sea. *Aquatic Living Resources*, 16 : p. 145–157.
- SORIA, M., DAGORN, L., POTIN, G. et FRÉON, P., 2009. First field-based experiment supporting the meeting point hypothesis for schooling in pelagic fish. *Animal Behaviour*, 78(6) : p. 1441–1446.
- SORIA, M., FRÉON, P. et CHABANET, P., 2007. Schooling properties of an obligate and a facultative fish species. *Journal of Fish Biology*, 71(5) : p. 1257–1269.
- SORIA, M., FRÉON, P. et GERLOTTO, F., 1996. Analysis of vessel influence on spatial behaviour of fish schools using a multi-beam sonar and consequences for biomass estimates by echo-sounder. *ICES Journal of Marine Science*, 53 : p. 453–458.

- STANLEY, D. R. et WILSON, C. A., 1996. Abundance of fishes associated with a petroleum platform as measured with dual-beam hydroacoustics. *ICES Journal of Marine Science*, 53(2) : p. 473–475.
- SUYEHIRO, Y., 1952. Textbook of Ichthyology. *Iwanami Shoten, Tokyo*, 332.
- TAQUET, M., 2004. *Le comportement agrégatif de la dorade coryphène (Coryphaena hippurus) autour des objets flottants*. Thèse de doctorat, Université de PARIS 6, Océanologie biologique.
- TESSIER, E., 2005. *Dynamique des peuplements ichtyologiques associés aux récifs artificiels à l'île de la Réunion (ouest de l'Océan Indien) – Implication dans la gestion des pêcheries côtières*. Thèse de doctorat, Université de la Réunion.
- THORSTEINSSON, V., 2002. Tagging methods for stock assessment and research fisheries. Report of concerted action FAIR CT.96.1394 (CATAG), Marine Research Institute, Reykjavík, Iceland.
- TINBERGEN, N., 1963. On aims and methods of Ethology. *Zeitschrift für Tierpsychologie*, 20 : p. 410–433.
- TROADEC, R., 1991. *Courantologie et sédimentologie des baies de Saint-Paul et de la Possession à l'île de la Réunion*. Thèse de doctorat, Université de La Réunion.
- TURQUET, J., TESSIER, E., BOSC, P., DURVILLE, P. et QUOD, J.-P., 1998. Étude sur les récifs artificiels et le recrutement larvaire en zones à habitat limité à la Réunion. *Rapp.*, CRPMEM, ARVAM, ARDA.
- VENABLES, W. N. et RIPLEY, B., 2002. *Modern Applied Statistics with S*. Springer.
- WAND, M., 1994. Fast computation of multivariate kernel estimators. *Journal of Computational and Graphical Statistics*, p. 433–445.

Table des figures

1.1	Les principaux types de structures artificielles.	11
1.2	Représentation schématique de l'évolution de la biomasse entre les récifs artificiels et naturels.	13
1.3	Schématisme de la répartition des bancs de thons trouvés sous les Dispositifs de Concentration de Poissons.	17
2.1	Coupe schématique des zones de pêche et des espèces ciblées par la petite pêche et la pêche palangrière à la Réunion.	25
2.2	Situation géographique de la Baie de Saint-Paul à l'Île de la Réunion. . . .	26
2.3	Localisation du réseau de structures artificielles immergées dans la baie de Saint-Paul.	27
2.4	Les différents régimes de vent à la Réunion.	32
2.5	Distribution des directions et des intensités des vents à Saint-Paul.	33
2.6	Bathymétrie de la baie de Saint-Paul.	35
2.7	Position des sondes d'enregistrement dans la baie de Saint-Paul.	37
2.8	Distribution des courants enregistrés au cap LaHoussaye.	38
2.9	Distribution des courants enregistrés à la Tonne.	39
2.10	Distribution des courants enregistrés au niveau de la concession aquacole. .	39
2.11	Superposition de l'orientation des courants sur la carte bathymétrique de la baie de Saint-Paul.	40
2.12	Synthèse du fonctionnement courantologique de la baie de Saint-Paul. . . .	42
2.13	Étendue des panaches turbides dans la baie de Saint-Paul.	45
3.1	Effet de l'inclinaison du poisson sur l'amplitude du signal reçu par le sondeur.	54
3.2	Modèles d'évitement latéral.	56
3.3	Exemples de comportements à l'origine des modèles de variogramme. . . .	59
3.4	Principe des modèles avec structure gigogne.	59
3.5	Modèles usuels utilisés en Géostatistique.	60

4.1	Profil type d'un parcours de prospection dans le réseau de structures artificielles.	71
4.2	Courbes de densité de probabilité des indices de biomasse.	73
4.3	Évolution de l'indice médian de biomasse au cours des campagnes.	75
5.1	Distribution des valeur de TS pour les <i>Tracks</i> pélagiques (a) et démersaux (b).	87
5.2	Evolution des densités pélagiques moyennes relatives en fonction de la distance aux DCP pendant le jour.	89
5.3	Evolution des densités pélagiques moyennes relatives en fonction de la distance aux DCP pendant la nuit.	90
5.4	Evolution des densités démersales moyennes relatives en fonction de la distance aux DCP pendant le jour.	92
5.5	Evolution des densités démersales moyennes relatives en fonction de la distance aux DCP pendant la nuit.	93
6.1	Situation géographique du récif artificiel de suivi et disposition des hydrophones HTI autour du récif.	101
6.2	Pourcentage de poissons marqués présents dans le réseau d'hydrophones pendant la durée du suivi.	103
6.3	Probabilité de présence des poissons marqués autour du DCP.	104
6.4	Évolution horaire de la distance des poissons au DCP.	105
6.5	Évolution horaire de l'inertie spatiale des poissons marqués autour du DCP.	106
6.6	Disposition des hydrophones VEMCO libres, et associés aux DCP.	108
6.7	Schéma récapitulatif de la construction de l'influence du réseau de DCP sur les communautés pélagique et démersale.	113
6.8	Carte de l'influence des DCP pour la communauté des poissons pélagiques.	114
6.9	Carte de l'influence des DCP pour la communauté des poissons démersaux.	115
7.1	Modèles de variation de la répartition de la biomasse caractérisée par les courbes d'agrégation.	124
7.2	Résultats des procédures de test de la dynamique de répartition densité-dépendante de la biomasse pour le compartiment pélagique de jour.	125
7.3	Distribution de l'indice de sélectivité spatiale relatif (<i>Ssp</i>).	126
7.4	Semi variogrammes omnidirectionnels moyens des résidus du compartiment pélagique de jour a) et et de nuit b).	130
7.5	Semi variogrammes omnidirectionnels moyens des résidus du compartiment démersal de jour a) et et de nuit b).	130

7.6	Histogrammes des erreurs d'estimation normalisées issues de la procédure de validation croisée.	132
7.7	Relation entre les biomasses pélagiques libres et associées aux DCP.	136
7.8	Relation entre les biomasses démersales libres et associées aux DCP.	137
7.9	Relation entre les densités pélagiques libres et associées aux DCP.	139
7.10	Relation entre les densités démersales libres et associées aux DCP.	140
8.1	Valeurs de pente bathymétrique dans la baie de Saint-Paul.	149
8.2	Résultats des ajustements par des fonctions lissées par un modèle additif généralisé sur les données d'indice de biomasse pélagique de jour.	153
8.3	Résultats des ajustements par des fonctions lissées par un modèle additif généralisé sur les données d'indice de biomasse pélagique de nuit.	154
8.4	Résultats des ajustements par des fonctions lissées par un modèle additif généralisé sur les données d'indice de biomasse démersal de jour.	157
8.5	Résultats des ajustements par des fonctions lissées par un modèle additif généralisé sur les données d'indice de biomasse démersal de nuit.	158

Liste des tableaux

2.1	Espèces dominantes dans les peuplements associés aux DCP de Saint-Paul selon leur catégorie d'occupation spatiale.	29
3.1	Les différentes phases de l'anesthésie chez les poissons.	64
4.1	Statistiques élémentaires des indices de biomasse en m^2/nm^2 des compartiments pélagique, démersal et total pour les données de jour et de nuit. . .	73
4.2	Statistiques descriptives de l'indice de biomasse du compartiment pélagique.	76
4.3	Statistiques descriptives de l'indice de biomasse du compartiment démersal.	77
4.4	Statistiques descriptives de l'indice de biomasse totale.	78
5.1	Synthèses des paramètres de modélisation des évolutions des densités moyennes relatives des <i>Tracks</i> pélagiques en fonction de la distance aux DCP.	91
5.2	Synthèses des paramètres de modélisation des évolutions des densités moyennes relatives des <i>Tracks</i> démersaux en fonction de la distance aux DCP.	94
6.1	Principaux descripteurs de présence des poissons marqués dans le réseau d'hydrophones.	110
7.1	Proportion des <i>Tracks</i> de TS inférieur à -51 dB pour les campagnes de nuit du compartiment démersal.	121
7.2	Résultats des tests d'hypothèses d'appartenance à une dynamique du type D2 pour les différentes campagnes.	127
7.3	Synthèse des paramètres de modèles de variogramme.	129
7.4	Récapitulatif des distances d'influence des structures artificielles sur les communautés pélagiques et démersales dans la baie de Saint-Paul.	133
7.5	Récapitulatif du travail de krigeage avec dérive externe pour les campagnes de jour.	134
7.6	Récapitulatif du travail de krigeage avec dérive externe pour les campagnes de nuit.	135

- 7.7 Synthèse des paramètres de régression linéaire de la relation entre les biomasses libres et associées aux DCP. 137
- 7.8 Synthèse des paramètres de régression linéaire de la relation entre les densités pélagiques libres et les densités pélagiques associées aux DCP. 138
- 7.9 Synthèse des paramètres de régression linéaire de la relation entre les densités démersales libres et les densités démersales associées aux DCP. 140

- 8.1 Approximation de l'importance des descripteurs utilisés dans le modèle additif généralisé appliqué aux données de biomasses pélagiques. 151
- 8.2 Approximation de l'importance des descripteurs utilisés dans le modèle additif généralisé appliqué aux données de biomasses démersales. 155

Résumé

L'objectif général de ce travail est d'améliorer notre compréhension des processus éco-éthologiques qui gouvernent les ressources marines côtières associées à des habitats artificiels. Afin d'appréhender ce système, nous avons tout d'abord présenté une synthèse du fonctionnement écologique des agrégations de poissons trouvées en association avec les habitats artificiels. Nous avons notamment posé la base commune de fonctionnement des deux grands types d'outils d'aide à la pêche que sont les Récifs Artificiels et les Dispositifs de Concentration de Poissons (DCP). Notre travail s'est ensuite focalisé sur l'analyse de la répartition des poissons dans un réseau de DCP côtiers, immergés dans la baie de Saint-Paul. Cette analyse basée sur des campagnes de prospection acoustique, a permis de montrer que l'intensité de la relation d'association variait en fonction de la communauté de poissons considérée (démersale ou pélagique), des différentes phases du nyctémère et du stade de développement des individus (adulte ou juvénile). En particulier, il a été montré que les agrégations des juvéniles étaient plus étendues que les agrégations d'adultes et ce quelle que soit la communauté de poissons étudiée.

Nous avons ensuite présenté les expériences de marquage acoustique effectuées sur les deux espèces représentatives des deux communautés : le *Selar crumenophthalmus* (espèce pélagique) et le *Lutjanus kasmira* (espèce démersale). Les résultats de ces expériences ont permis de spécifier le degré de dépendance aux DCP des espèces sélectionnées. En ce qui concerne le comportement d'association des poissons pélagiques adultes, l'étude détaillée des données a permis de confirmer l'hypothèse du point de rencontre suggérant que les poissons utilisaient le DCP pour se retrouver et pour former des bancs plus gros. L'étude de l'espèce démersale a permis de montrer la forte association des poissons aux structures et de valider l'hypothèse d'une augmentation de l'activité trophique nocturne hors des structures. A partir de ces résultats, une estimation de l'influence de l'intégralité du réseau de DCP a été effectuée et intégrée d'une part, à l'analyse Géostatistique de la répartition des biomasses dans la baie de Saint-Paul et d'autre part, à l'étude de la répartition des biomasses selon les zones sous influence ou hors d'influence des structures. Les résultats sont discutés et montrent notamment qu'il existe une relation linéaire significative entre les biomasses associées et libres.

Nous avons ensuite exploré les parts respectives des effets liés au comportement d'association et aux facteurs abiotiques mesurés : la turbidité et la pente du fond (qui intègre l'effet du courant et de la houle), en intégrant ces facteurs dans un modèle additif généralisé. Cette étude a montré que l'effet DCP n'est pas systématiquement le facteur influençant le plus la répartition des biomasses dans la baie. Nous avons donc émis l'hypothèse que le DCP est un habitat qui permettrait d'enrichir l'habitat naturel en offrant des nouvelles conditions à des poissons en quête de conditions de vie optimales pour leur survie ou leur confort. Ainsi, concernant les poissons pélagiques, les possibilités supplémentaires qu'apportent les DCP, à la fois de rencontre des congénères mais aussi de protection vis-à-vis des prédateurs, conduiraient les poissons à s'associer à ces structures. Néanmoins, cette hypothèse reste à vérifier, tout autant que celle supposant que le processus amenant les poissons à quitter les DCP pour rejoindre les zones de forte pente serait lié aux conditions trophiques plus avantageuses sur ces zones que sous les DCP. De façon générale, il sera important d'approfondir l'effet des deux principaux facteurs écologiques influençant la dynamique d'agrégation autour des DCP à savoir les conditions trophiques et la prédation car tous deux sont susceptibles d'influencer le comportement d'association. Les perspectives de ce travail sont ainsi envisagées tant sur la possibilité de transposer notre méthodologie aux structures dérivantes que sur l'utilisation des DCP pour l'amélioration et la restauration des habitats naturels.

Mots-clés: Eco-éthologie, comportement d'association, Récif Artificiel, Dispositifs de Concentration de Poissons, Acoustique, Géostatistique

