



Pêches et Océans  
Canada

Fisheries and Oceans  
Canada

Sciences des écosystèmes  
et des océans

Ecosystems and  
Oceans Science

## **Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS)**

---

**Document de recherche 2018/066**

**Région des Maritimes**

### **Cadre d'évaluation du banc de Sainte-Anne**

Jae S. Choi, Angelia S.M. Vanderlaan, Gordana Lazin,  
Mike McMahon, Ben Zisserson, Brent Cameron et Jenna Munden

Division de l'écologie des populations, Pêches et Océans Canada  
Pêches et Océans Canada  
Institut océanographique de Bedford  
C.P. 1006, 1, promenade Challenger  
Dartmouth (Nouvelle-Écosse)  
Canada B2Y 4A2

---

## Avant-propos

Cette série de documents présente les fondements scientifiques des évaluations des ressources et des écosystèmes aquatiques du Canada. Elle traite des problèmes courants selon les échéanciers dictés. Les documents qu'elle contient ne doivent pas être considérés comme des énoncés définitifs sur les sujets traités, mais plutôt comme des rapports d'étape sur les études en cours.

### Publié par :

Pêches et Océans Canada  
Secrétariat canadien de consultation scientifique  
200, rue Kent  
Ottawa (ON) K1A 0E6

[http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/  
csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca](http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca)



© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2018  
ISSN 2292-4272

### La présente publication doit être citée comme suit :

Choi, J.S., Vanderlaan, A.S.M., Lazin, G., McMahon, M., Zisseron, B., Cameron, B. et Munden, J. 208. Cadre d'évaluation du banc de Sainte-Anne. Secr. can. de consult. scient. du MPO, Doc. de rech. 2018/066. vi + 68 p.

### **Also available in English :**

*Choi, J.S., Vanderlaan, A.S.M., Lazin, G., McMahon, M., Zisseron, B., Cameron, B., and Munden, J. 2018. St. Anns Bank Framework Assessment. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2018/066. vi + 65 p.*

---

---

## TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ .....	V
INTRODUCTION .....	1
CADRE DE RÉFÉRENCE.....	1
PORTÉE DU PRÉSENT RAPPORT .....	1
BANC DE SAINTE-ANNE .....	1
OBJECTIFS .....	2
DONNÉES .....	3
ZONE D'ÉTUDE.....	3
CRITÈRES DE SÉLECTION DES DONNÉES .....	3
DONNÉES BOUTEILLES DISCRÈTES : CHLOROPHYLLE A ET NUTRIMENTS.....	4
DONNÉES SUR LE ZOOPLANCTON.....	5
DONNÉES DE TÉLÉDÉTECTION .....	5
Couleur de l'océan .....	5
Production primaire .....	6
Température de la surface de la mer.....	7
TEMPÉRATURES AU FOND.....	8
POISSONS DÉMERSAUX ET MACRO-INVERTÉBRÉS .....	8
Relevé sur le poisson de fond .....	8
Dimension des filets .....	9
Relevé sur le crabe des neiges .....	10
ACTIVITÉ DE PÊCHE.....	11
Extraction de données du SIPMAR .....	12
Regroupement et contrôle de la qualité des données du SIPMAR .....	12
ACTIVITÉ DU NAVIRE.....	13
LACUNES DANS LES DONNÉES .....	14
Relations liées à l'alimentation – Base de données du contenu stomacal .....	14
Autres mesures des écosystèmes.....	15
Autres mesures des utilisations humaines.....	15
MÉTHODES .....	15
BIODIVERSITÉ ET RICHESSE TAXONOMIQUE .....	15
PRODUCTIVITÉ .....	16
HABITAT .....	16
Modélisation de l'habitat fonctionnel.....	16
Habitat intégral – À l'échelle du système complet.....	17
CONNECTIVITÉ : ÉCHELLES SPATIALES ET TEMPORELLES .....	18
Échelle spatiale .....	18
Échelle temporelle.....	20
Modèles spatio-temporels .....	21

---

Marquage et marquage-recapture .....	24
MODÉLISATION DU RISQUE .....	24
MENACES ANTHROPIQUES .....	25
RÉSULTATS.....	26
BIODIVERSITÉ.....	26
PRODUCTIVITÉ .....	26
HABITAT .....	26
Habitat fonctionnel.....	26
Habitat intégral .....	26
CONNECTIVITÉ .....	26
Échelle spatiale .....	26
Échelle temporelle.....	27
Marquage.....	27
DISCUSSION.....	27
CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS .....	27
REMERCIEMENTS .....	27
RÉFÉRENCES .....	28
FIGURES.....	31
ANNEXES.....	53
ANNEXE 1. CONTRÔLE DE LA QUALITÉ DES DONNÉES DU PMZA.....	53
ANNEXE 2. FONCTION DE MATÉRN .....	64
ANNEXE 3. ÉQUATION DIFFÉRENTIELLE PARTIELLE STOCHASTIQUE D'ADVECTION- DISPERSION.....	66
ANNEXE 4. MODÈLE LOGISTIQUE.....	68

---

## RÉSUMÉ

La présente analyse vise à entamer le dialogue nécessaire pour élaborer un cadre afin de surveiller et d'évaluer les zones gérées spatialement comme les zones de protection marine (ZPM). Plus précisément, nous commençons, avec l'exigence de la *Loi sur les océans*, à décrire la productivité, la biodiversité, l'habitat et les espèces d'intérêt en déterminant des mesures réalistes de ces caractéristiques à l'échelle de l'écosystème à partir de systèmes de surveillance préexistants dans la zone d'intérêt suivante : le banc de Sainte-Anne dans la région des Maritimes, au Canada. Nous établissons aussi quelques influences/pressions humaines qui sont également facilement quantifiées, à savoir les activités de pêche et des navires et quelques-unes des lacunes dans les données qui sont visibles dans la zone. La nature de ces données, et les étapes requises pour les utiliser correctement, sont précisées dans un environnement comportant des sources ouvertes et à révision contrôlée (R and git) aux fins d'élaboration d'un système de données et de codes transparent et contrôlé à partir duquel des tentatives futures d'évaluation et de modélisation peuvent être organisées. Cela devrait permettre de réduire le dédoublement des efforts déployés à l'avenir. La raison du choix des méthodes pour quantifier les échelles spatiales et temporelles des processus et caractéristiques est indiquée et fait l'objet de discussion. Au bout du compte, l'intention est d'élaborer des approches similaires à l'approche fondée sur le risque qui apparaît souvent dans les évaluations des stocks de poissons, de sorte que nous pouvons commencer à exprimer l'« état » d'une zone ou ZPM. Il est même possible de tenter de définir des points de référence et d'obtenir une meilleure idée de la « santé » de ces zones ou, à tout le moins, d'évaluer l'influence relative des fermetures des zones de gestion. Ce premier rapport sera uniquement axé sur les « données » des problèmes et précisera les « méthodes » proposées.

---

## INTRODUCTION

### CADRE DE RÉFÉRENCE

L'initiative [Santé des océans](#) (2007) et le [Plan national de conservation](#) (2014) appuient la conservation et la restauration des terres et des eaux au Canada. Dans ce contexte, la Direction des sciences de Pêches et Océans Canada (MPO) a été chargée d'élaborer une approche de surveillance des zones de protection marine (ZPM) et, dans la mesure du possible, d'évaluer son efficacité à atteindre ses objectifs.

### PORTÉE DU PRÉSENT RAPPORT

Selon l'article 35(1) de la *Loi sur les océans*, une zone de protection marine (ZPM) est « un espace maritime qui fait partie des eaux intérieures, de la mer territoriale ou de la zone économique exclusive du Canada et qui a été désigné en application de cet article en vue d'une protection particulière pour l'une ou plusieurs des raisons suivantes :

- *la conservation et la protection* des ressources halieutiques, commerciales ou autres, y compris les mammifères marins, et de leur habitat;
- *la conservation et la protection* des espèces en voie de disparition et des espèces menacées, et de leur habitat;
- *la conservation et la protection* d'habitats uniques;
- *la conservation et la protection* d'espaces marins riches en biodiversité ou en productivité biologique;
- *la conservation et la protection* d'autres ressources ou habitats marins, pour la réalisation du mandat du ministre ».

En conséquence, aux fins du présent rapport, nous mettrons l'accent de la même manière sur ces caractéristiques ou composantes essentielles de l'écosystème, à savoir : **la productivité, la biodiversité, l'habitat et les espèces d'intérêt**. En réalité, il existe toutefois de nombreuses autres caractéristiques ou composantes des écosystèmes connues pour être importantes et pertinentes, y compris : l'intégrité et la santé écologiques, la structure et l'équilibre trophiques, la fonction écosystémique, la complexité, la structure du réseau, la résilience, la durabilité, ainsi qu'un nombre extensif d'espèces ou de stades biologiques des espèces résidentes. Ces autres composantes seront abordées dans la mesure du possible ou au besoin.

### BANC DE SAINTE-ANNE

La zone de protection marine du banc de Sainte-Anne (ci-après BSA) est une zone d'intérêt pour une désignation éventuelle en tant que ZPM. Elle est située à l'est de l'île du Cap-Breton (Nouvelle-Écosse), au Canada (figure 1). Les processus consultatifs précédents (MPO 2012; Kenchington 2013) ont défini les principaux objectifs relatifs au BSA comme étant de conserver, de protéger et, le cas échéant, de restaurer les zones distinctes ou importantes sur le plan écologique et, dans l'ensemble, la « santé » de l'écosystème du BSA. Comme dans la *Loi sur les océans*, l'accent a été mis sur les quatre composantes de l'écosystème : **la productivité, la biodiversité, l'habitat et les espèces d'intérêt**.

---

D'autres objectifs des ZPM ont également été exprimés dans MPO (2012) et Kenchington (2013), mais ils étaient moins absolus :

- *contribuer* à la santé, à la résilience et à la restauration de l'écosystème de l'est du plateau néo-écossais;
- *contribuer* au rétablissement et à la durabilité des pêches commerciales;
- *promouvoir* la recherche et la surveillance scientifiques pour mieux comprendre et protéger le BSA.

Ford et Serdynska (2013) précisent davantage les composantes écologiques que la zone d'intérêt du BSA pourrait aider à protéger et à conserver, surtout dans le cadre de la définition des ZPM dans la *Loi sur les océans* :

- ressources halieutiques, commerciales ou non, y compris les mammifères marins et leur habitat (p. ex. l'habitat pour la morue franche, le sébaste, la plie canadienne, les oursins, la merluche blanche, la plie grise, les anémones de mer, les éponges et les pennatules);
- espèces en voie de disparition et espèces menacées, et leur habitat (p. ex. l'habitat d'espèces en déclin telles que le loup atlantique, la morue franche et la tortue luth);
- habitats uniques (il s'agit du seul principal banc sur le plateau néo-écossais);
- aires marines riches en biodiversité ou en productivité biologique d'invertébrés et de poissons.

## OBJECTIFS

Les **principaux objectifs** du présent rapport sont les suivants :

- Élaborer un cadre d'évaluation qui peut
  - surveiller l'état d'une ZPM;
  - évaluer l'efficacité d'une ZPM en matière d'atteinte de ses objectifs de conservation.
- Déterminer les lacunes dans les données et les sources d'incertitude.

La méthode par laquelle cela peut être accompli, toutefois, est tout sauf simple. Cela est principalement dû au fait que le BSA est :

- un vaste écosystème et, de ce fait, complexe et fonctionnant à diverses échelles spatiales, temporelles et organisationnelles;
- connecté de différentes manières au milieu environnant et, par conséquent, il ne peut pas être traité comme un système isolé;
- les mesures des composantes d'intérêt du système, notamment la productivité, la biodiversité, l'habitat et l'espèce d'intérêt, sont ambiguës et, au mieux, imparfaites et la qualité et/ou la quantité des renseignements qu'elles renferment sont généralement non-existantes ou faibles.

Par conséquent, nous soulignons que le présent rapport est une première tentative simpliste d'élaboration d'une approche générale pour évaluer les ZPM. En effet, compte tenu des défis importants susmentionnés, il est préférable de le considérer comme des travaux en cours qui nécessiteront des précisions et améliorations supplémentaires. À cette fin, dans la suite du présent rapport, nous décrirons les données utilisées pour l'évaluation, nous présenterons les méthodes et hypothèses liées à la modélisation de ces données, nous résumerons les

---

principaux résultats de cette analyse, nous discuterons des points saillants et nous conclurons en formulant des recommandations générales. Les aspects techniques de l'assurance de la qualité (AQ)/du contrôle de la qualité (CQ) des données, des hypothèses et méthodes connexes sont indiqués dans les annexes.

**REMARQUE : L'objectif principal du présent document se rapporte aux données et aux méthodes. Les résultats et les discussions seront l'objectif d'un document ultérieur.**

## DONNÉES

Dans cette section, nous mettons l'accent sur une description des données choisies à des fins d'inclusion dans la présente évaluation. L'objectif de la section est de déterminer clairement les données, la conception d'échantillonnage et les hypothèses et méthodes connexes nécessaires/utilisées pour les filtrer et les intégrer d'une manière informative.

Toute assimilation de données et toutes les méthodes d'AQ/de CQ ont été encodées dans un environnement analytique de sources ouvertes R (R Core Team 2015) et rendues accessibles au public sur le site GitHub ([lots en cours d'élaboration](#)) par souci de transparence et pour permettre des contributions souples et adaptatives de plusieurs utilisateurs par l'intermédiaire du système de contrôle des révisions **Git** et d'un système d'interface de données uniformes. Cette approche permet l'élaboration d'une approche cohérente et contrôlée qui est totalement, par nature, de sources ouvertes. De cette manière, nous percevons ce projet comme un cadre structurel et collaboratif réel et souple, au sens d'un réel échafaudage, pour créer un système de surveillance et d'évaluation qui peut être facilement transféré à d'autres régions, domaines et mandats, et qui peut également favoriser des collaborations et une communication avec des universités et le public général.

## ZONE D'ÉTUDE

Évaluer l'état et l'efficacité des ZPM en matière d'atteinte des objectifs de conservation nécessite un renvoi explicite à des changements à l'intérieur de la zone d'intérêt et hors de celle-ci. Même dans la conception la plus simple de type BACI (contrôle d'impact avant-après), cette exigence est explicite (Green 1979; Underwood 1992). Pour cette raison, et également pour faciliter les évaluations d'autres ZPM potentiels dans la région, une zone environnante beaucoup plus grande a été choisie à des fins analytiques. Cette zone est la région du plateau continental de la Nouvelle-Écosse (figure 2), délimitée par les latitudes 37° N à 48° N et les longitudes 48° O à 71° O. [Remarque : il convient de souligner que cela n'atténuera pas les problèmes liés à une prétendue réplification (spatiale, temporelle) (Hurlbert 1984), bien que l'hypothèse d'un processus de Gauss puisse diminuer ce problème.]

## CRITÈRES DE SÉLECTION DES DONNÉES

Les études détaillées des données disponibles ont été compilées par Ford et Serdynska (2013). Leurs conclusions étaient que la plupart des données biologiques et des conditions environnementales sont mal échantillonnées dans la zone du BSA. Les critères de décision concernant l'inclusion des données dans cette étude étaient les suivants :

- Font partie d'un programme **d'échantillonnage en cours**. Cela s'explique par le fait que le principe de conception derrière ce projet est que l'évaluation sous-jacente passe en douceur à une approche de surveillance régulière à l'avenir.
- Couverture **spatiale** suffisante et régulière (> 100 lieux d'échantillonnage) dans les ZPM et dans l'ensemble de la zone d'étude.

- 
- Couverture **temporelle** suffisante et régulière (à peu près chaque année, > 10 ans) dans les ZPM et dans l'ensemble de la zone d'étude.
  - **Informatives** – Qualité élevée des données qui sont, d'une certaine manière, liées à la productivité, à la biodiversité, à l'habitat et aux espèces d'intérêt.

Les mêmes critères de décision ont été appliqués aux données sur les utilisations humaines. Le résultat était d'inclure les flux de données suivants pour la caractérisation des ZPM :

- Programme de monitoring de la zone Atlantique (PMZA)/chlorophylle a et nutriments : Données bouteilles de la base BioChem (Devine *et al.* 2014).
- PMZA/zooplancton : Base de données BioChem (Devine *et al.* 2014).
- Données de télédétection : couleur de l'océan et température de la surface de la mer (SST) (groupe de télédétection).
- Poisson de fond : Les relevés réalisés par navire de recherche du MPO sur le poisson de fond sont axés sur les espèces de poissons démersaux, depuis environ l'année 2000, sur les invertébrés également.
- Relevé sur le crabe des neiges, accent mis sur les invertébrés benthiques.
- Données des relevés sur la palourde dans les bancs Banquereau et Western (bien qu'elles ne transmettent pas les conditions de couverture temporelle, elles offrent des données plurispécifiques de très haute résolution sur les bancs).
- Records de température : en provenance de diverses sources, notamment les relevés sur le poisson de fond, le crabe des neiges et du PMZA.
- Salinité (relevés sur le poisson de fond/PMZA, BioChem).
- Oxygène et pH (une fois que les données ont été de nouveau téléchargées; relevés sur le poisson de fond/PMZA, BioChem).
- Bathymétrie (Service hydrographique du Canada [SHC], relevé sur le poisson de fond, relevé sur le crabe des neiges).

Afin de caractériser les profils d'utilisation par les humains, les éléments suivants ont été choisis à des fins d'inclusion :

- Données des journaux de bord sur les prises et les efforts (Système d'information sur les pêches des Maritimes [SIPMAR]/fichiers informatisés sur les échanges entre les zones [ZIFF]).
- Suivis du système d'identification automatique (SIA) – Système radio d'identification automatique.
- Système de surveillance des navires (SSN) potentiellement – Système de surveillance des navires par satellite.

## **DONNÉES BOUTEILLES DISCRÈTES : CHLOROPHYLLE A ET NUTRIMENTS**

- Pertinence : productivité, biodiversité, habitat et espèces d'intérêt (dans un ordre relatif).
- Échantillonnage : relevés du PMZA, relevés sur le poisson de fond, traits de filets pélagiques et profils de l'eau.
- Couverture spatiale : nombre variable de stations; 143 499 dossiers; 829 missions.

- 
- Couverture temporelle : de 1955 à aujourd’hui, relevés annuels.
  - [Code source](https://github.com/jae0/aegis/) : <https://github.com/jae0/aegis/>
  - Des données bouteilles discrètes composées d’enregistrements sur la chlorophylle a et les nutriments (nitrate, phosphate et silicate) ont été obtenues au moyen d’une analyse en laboratoire d’échantillons d’eau prélevés à des profondeurs discrètes. Pour cette étude, toutes les données bouteilles discrètes disponibles sur les nutriments et la chlorophylle a ont été extraites de la base de données BioChem du MPO pour la zone d’étude. Cet ensemble de données contient plus de 500 000 enregistrements dont les premiers remontent à 1955. Après l’AQ/le CQ, les données bouteilles discrètes conservées à des fins d’analyse comprenaient 143 499 profils recueillis lors de 829 missions (figure 3, annexe 1).

Le nombre de profils disponibles chaque année (figure 4) montre que quelques profils ont été pris jusqu’au milieu des années 1960 et qu’un nombre relativement stable de profils annuels ont été pris après le début du PMZA en 1999. L’échantillonnage de pointe pendant la période 1976-1982 correspond au Programme des ichtyoplanctons du plateau néo-écossais (SSIP) du MPO et aux programmes d’échantillonnage à bord de navires de recherche étrangers qui ont été obtenus auprès du National Oceanographic Data Center (centre national de données océanographiques) du National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) (Pierre Clement, communication personnelle). La répartition mensuelle des profils (figure 5) démontre que la majeure partie des données a été recueillie en juillet (principalement pendant les relevés sur le poisson de fond du MPO), suivi des mois de septembre et d’avril. Il convient de noter que la répartition spatiale de l’échantillonnage varie d’un mois à l’autre, la plupart des données étant recueillies sur le plateau néo-écossais en juillet et les données les moins nombreuses étant recueillies en janvier (figures 3 et 6).

## **DONNÉES SUR LE ZOOPLANCTON**

- Pertinence : productivité, biodiversité, espèces d’intérêt, habitat (dans un ordre relatif).
- Échantillonnage : relevés du PMZA, relevés sur le poisson de fond, traits de filets pélagiques, 400 taxons.
- Couverture spatiale : 2 367 mises à l’eau de filets, 126 missions.
- Couverture temporelle : de 1999 à 2014, relevés annuels.
- [Code source](https://github.com/jae0/aegis/) : <https://github.com/jae0/aegis/>

Le nombre de mises à l’eau de filets pour chaque mois est montré à la figure 7 et la répartition spatiale correspondante des mises à l’eau de filets est présentée à la figure 8. Il convient de noter que la plupart des données relatives aux filets ont été recueillies en juillet, pendant les missions de relevé sur le poisson de fond d’été et en avril et en octobre lors des missions de printemps et d’automne du PMZA, tandis que les données recueillies pendant les mois d’hiver sont surtout relatives aux stations fixes (stations d’Halifax 2 et de Prince 5). Les profils d’abondance se trouvent à la figure 9. Les problèmes liés à l’AQ/au QC sont indiqués à l’annexe 1.

## **DONNÉES DE TÉLÉDÉTECTION**

### **Couleur de l’océan**

- Pertinence : productivité, habitat, biodiversité et espèces d’intérêt (dans un ordre relatif).
- Échantillonnage : MODIS.

- 
- Couverture spatiale : 39° N à 62,5° N et 42° O à 71° O, résolution de 1,5 km.
  - Couverture temporelle : d'août 2002 à mars 2015, 610 images composites de quart de mois (8 jours).
  - Code source : <https://github.com/jae0/aegis/>

Par couleur de l'océan, on entend la répartition spectrale de la lumière émergente de l'océan qui transmet de l'information sur les constituants dans l'eau, en particulier sur la concentration de chlorophylle utile sur le plan biologique dans la couche de surface. Lorsqu'elle est mesurée à partir de satellites, elle fournit une vue synoptique unique de la répartition spatiale de la chlorophylle sur de vastes zones de l'océan sur une échelle temporelle quotidienne.

L'incertitude nominale des produits de chlorophylle provenant de satellites indiquant la couleur de l'océan est de 35 % et il existe une meilleure concordance avec la chlorophylle *in-situ* en haute mer (Moore *et al.* 2008), tandis que l'on observe souvent une surestimation dans l'océan côtier (Darecki et Stramski 2004). Cela est dû à l'incapacité des algorithmes de distinguer la chlorophylle des matières particulaires en suspension et de la matière organique colorée dissoute souvent présente dans les eaux côtières comme, par exemple, dans la baie de Fundy et le détroit de Northumberland.

Les données satellites sur la couleur de l'océan pour cette étude ont été fournies par l'unité de télédétection de l'Institut océanographique de Bedford (IOB) sous la forme d'images composites de la chlorophylle sur huit jours qui sont régulièrement produites par l'unité pour le PMZA. L'ensemble de données a été créé à l'aide des données du spectroradiomètre imageur à résolution moyenne (MODIS-Aqua) où les valeurs de la chlorophylle a sont fondées sur le retraitement de 2012 effectué par la National Aeronautics and Space Administration (NASA) à l'aide de l'algorithme OC3 de mesure de la concentration de la chlorophylle. Les images composites ont été créées à partir des fichiers quotidiens du capteur MODIS-Aqua téléchargés par la NASA en calculant la moyenne des valeurs valides de la chlorophylle a pour chaque pixel à l'aide de toutes les images quotidiennes disponibles au cours de cette période (Caverhill *et al.* 2015; Feldman et McClain 2015). L'ensemble de données comprend les années 2002 à 2015 et la zone s'étendant de 39° N à 62,5° N et de 42° O à 71° O, avec une résolution spatiale d'environ 1,5 km par pixel.

Même si des données sur la couleur de l'océan sont disponibles avant le lancement de MODIS, il a été décidé de limiter notre ensemble de données à un seul capteur pour éviter les éventuels biais entre les capteurs. En raison de la couverture nuageuse souvent présente dans l'Atlantique Nord-Ouest, il a été décidé d'utiliser des images composites sur huit jours, car les images quotidiennes ne fourniraient pas un nombre suffisant de pixels valides.

Les valeurs des pixels pour la chlorophylle dans le polygone du banc de Sainte-Anne ont été extraites de chaque image composite sur huit jours et la concentration moyenne de chlorophylle a a été calculée pour le polygone. La série chronologique pour le polygone et la climatologie connexe qui a été calculée à partir des données de la série chronologique montrent des proliférations printanières en mars et avril, l'intensité et le moment variant au fil des ans (figures 10 et 11). Un exemple de produits bimensuels de la chlorophylle a selon le capteur MODIS montrant la progression des proliférations printanières dans la zone du banc de Sainte-Anne en 2012 est montré à la figure 12.

### **Production primaire**

- Pertinence : productivité, habitat, biodiversité et espèces d'intérêt (dans un ordre relatif).
- Échantillonnage : MODIS.

- 
- Couverture spatiale : 39° N à 62,5° N et 42° O à 71° O, résolution de 1,5 km.
  - Couverture temporelle : de juillet 2002 à décembre 2014, 150 images mensuelles.
  - [Code source](https://github.com/jae0/aegis/) : <https://github.com/jae0/aegis/>

La production primaire marine joue un rôle important dans les cycles biogéochimiques, dans la dynamique du réseau alimentaire et dans la pêche qui se pratique en mer. Elle peut être définie comme la quantité de matière organique (ou carbone organique) produite par unité de superficie (ou volume), par unité de temps, par des plantes photosynthétiques, principalement par le phytoplancton.

La production primaire de l'océan, sur une échelle synoptique, est estimée au moyen de modèles qui utilisent des données satellites (température de la surface de la mer [SST], couleur de l'océan [chlorophylle] et estimations disponibles de la lumière à la surface), des données *in-situ* embarquées à bord de navires sur la répartition verticale du phytoplancton dans la colonne d'eau et la réponse photosynthétique du phytoplancton à la lumière.

Les données sur la production primaire mensuelle ont été fournies par l'unité de télédétection à l'IOB qui produit régulièrement des cartes sur la production pour l'Atlantique Nord-Ouest, dans le cadre du PMZA. L'approche générale pour le calcul de la production est décrite dans Platt *et al.* (2008) et utilise les estimations de la chlorophylle et de la lumière de MODIS, la SST produite par l'unité et les archives des paramètres mesurés à bord de navires du MPO. Cet algorithme particulier de production a été validé avec la production mesurée *in-situ* (Platt et Sathyendranath 1988) et s'est avéré également très efficace dans les comparaisons mondiales (Carr *et al.* 2006).

La production primaire pour chaque pixel dans le polygone du banc de Sainte-Anne a été extraite des images mensuelles et une production moyenne a été calculée pour le polygone. La série chronologique pour le polygone et la climatologie mensuelle connexe montrent des pics de production primaire au printemps et en été, l'intensité et le moment variant au fil des ans (figures 13 et 14).

### **Température de la surface de la mer**

- Pertinence : productivité, habitat, biodiversité et espèces d'intérêt (dans un ordre relatif).
- Échantillonnage : radiomètre avancé à très haute résolution (AVHRR).
- Couverture spatiale : 39° N à 62,5° N et 42° O à 71° O, résolution de 1,5 km.
- Couverture temporelle : de décembre 1997 à mars 2015, 845 images composites sur 8 jours.
- [Code source](https://github.com/jae0/aegis/) : <https://github.com/jae0/aegis/>

La température de la surface de la mer (SST) depuis l'espace a été estimée à l'aide de canaux infrarouges du radiomètre avancé à très haute résolution (AVHRR) à bord des satellites à orbite polaire.

Les données sur la SST pour cette étude ont été fournies par l'unité de télédétection de l'IOB qui télécharge les données de l'AVHRR à partir des satellites de la NOAA depuis 1997 sur un récepteur satellite en bande L qui se trouve sur le toit de l'IOB. Elle traite régulièrement les données reçues et les complète avec le flux de données de l'AVHRR à bord des satellites européens. Les images composites sur la SST, à différentes périodes, sont produites sur le plan opérationnel dans le cadre du PMZA. Dans le cas présent, nous avons utilisé des images

---

composites sur huit jours avec la même couverture et résolution spatiales que les données sur la couleur de l'océan (chlorophylle).

Les pixels pour la SST dans le polygone du banc de Sainte-Anne ont été extraits de chaque image composite sur huit jours et la SST moyenne a été calculée pour le polygone. La série chronologique pour le polygone et la climatologie connexe qui a été calculée à partir des données de la série chronologique sont présentées aux figures 15 et 16. Un exemple de produits bimensuels de SST correspondant à la progression des proliférations printanières dans la zone du banc de Sainte-Anne en 2012 est montré à la figure 17.

## TEMPÉRATURES AU FOND

- Pertinence : productivité, habitat, biodiversité et espèces d'intérêt.
- Échantillonnage : relevé sur le poisson de fond, relevé sur le crabe des neiges, profils du PMZA.
- Couverture spatiale : étendue complète, échantillonnage varié.
- Couverture temporelle : de 1950 à aujourd'hui (plus de données historiques présentes, mais la couverture est variable).
- [Code source](https://github.com/jae0/aegis/) : <https://github.com/jae0/aegis/>

De nombreuses sources de données ont été compilées par la Division des sciences océanologiques, Pêches et Océans Canada. Les données ont été contrôlées par l'AQ/le CQ, puis elles ont été modélisées dans le cadre d'un processus comportant deux parties, l'interpolation temporelle (analyse harmonique préliminaire), puis l'interpolation spatiale, comme cela est indiqué dans les méthodes (figure 18).

## POISSONS DÉMERSAUX ET MACRO-INVERTÉBRÉS

- Pertinence : productivité, habitat, biodiversité et espèces d'intérêt.
- Échantillonnage : relevé sur le poisson de fond, relevé sur le crabe des neiges.
- Couverture spatiale.
  - Poisson de fond : étendue complète, nombre aléatoire stratifié variable de stations.
  - Crabe des neiges : milieu d'eau plus froide, grilles géostatistiques d'environ 10 minutes et d'environ 400 stations.
- Couverture temporelle.
  - Poisson de fond : de 2000 à aujourd'hui (début en 1970, mais échantillonnage régulier depuis 2000).
  - Crabe des neiges : de 2005 à aujourd'hui (début en 1996, mais échantillonnage régulier depuis 2005).
- Code source :
  - [Poisson de fond](https://github.com/jae0/aegis/) : <https://github.com/jae0/aegis/>
  - [Crabe des neiges](https://github.com/jae0/bio.snowcrab/) : <https://github.com/jae0/bio.snowcrab/>

## Relevé sur le poisson de fond

Le relevé sur le poisson de fond (figure 19, partie gauche) utilise un filet de chalut à panneaux Western II-A dont on **suppose** que l'écartement des ailes est de 12,5 m et qu'une cible est

---

située à une distance de 1,75 mille marins (3,24 km) et/ou à un trait de 20 à 30 minutes. Ce filet a été utilisé de 1982 à aujourd'hui. Avant cette période, un chalut Yankee de 36 pi était utilisé avec des données sur la configuration de filet non mesurées. Il fonctionne de jour comme de nuit. La fréquence d'échantillonnage en fonction du temps et de la saison est montrée à la figure 19 (partie droite). L'identification uniforme d'invertébrés dans ce relevé a commencé vers l'année 2000. Toutes les analyses des communautés d'espèces utiliseront des données de la période postérieure à l'année 2000.

## Dimension des filets

Les capteurs mesurant la configuration et l'état des filets de chaluts sont présents partout dans les relevés modernes et les pratiques de pêche commerciale. Dans le relevé sur le crabe des neiges, la configuration de filet a été surveillée et utilisée pour déterminer la surface balayée manuellement (depuis 1996) et aussi à l'aide d'une procédure automatisée (depuis 2004). Malheureusement, dans le cas du relevé sur le poisson de fond, cette information est ignorée, bien que la série de relevés soit une principale source de renseignements pour de nombreuses évaluations des stocks. Les données sur la configuration de filet ont été recueillies dans les relevés sur le poisson de fond de façon sporadique depuis 2004 (figure 20). Cependant, les estimations de la surface balayée n'ont jamais été directement calculées. Au lieu de cela, les données sur les prises sont utilisées presque invariablement en supposant que chaque trait est équivalent dans la surface balayée (un « trait standard »). Ces données ont par ailleurs également été utilisées par certaines évaluations en « adaptant » les données sur les prises selon la distance linéaire entre le « début » et la « fin » et les emplacements et en supposant donc implicitement que la configuration de filet est une constante (Don Clark, communication personnelle). Les deux approches sont problématiques pour les raisons indiquées ci-dessous.

Pour aborder ces hypothèses importantes et inexactes, des algorithmes ont été développés afin de déterminer automatiquement les moments de levage et d'arrivée au fond, les emplacements et la largeur d'un filet (Munden, J. et J.S. Choi. (en préparation) [Calcul de la surface balayée pour les relevés au chalut dans la région des Maritimes](#)). D'après l'inspection visuelle aléatoire, on a établi que la capacité était raisonnable, les estimations ayant été effectuées, dans plus de 90 % des cas, dans les 15 secondes suivant la détermination visuelle d'emplacements d'arrivée au fond/de levage. Lorsqu'un biais était observé, cela était principalement dans le but de sous-estimer le moment de contact total en raison d'un lissage exagéré des profils de levage et d'arrivée au fond.

D'après cette reprise des analyses, il a été constaté que le moment réel du contact avec le fond variait d'environ 10 à 40 minutes et que la distance réelle variait de 1,75 à 6 km. Les études historiques supposaient un « trait standard » de 3,24 km de longueur. Même comparativement à la « longueur » d'un trait déterminée à partir des positions enregistrées de « début » et d'« arrêt », les moments ou les emplacements étaient souvent erronés par rapport aux emplacements réels d'arrivée au fond et de levage du filet déterminés à partir des données du système de positionnement global (GPS) (figure 21).

La structure du filet varie aussi le long des traits et entre ceux-ci, en fonction des différents états du substrat, des différentes conditions bathymétriques et hydrodynamiques et de la vitesse du navire, des courants, de l'état de la mer à la surface ainsi que de l'efficacité du filet en matière d'abondance et de filtration en raison du contact avec des roches, des blocs et la vase. Supposer que la largeur du filet est une constante de 12,5 m pose donc problème (figures 22 et 23).

Lorsque la nature variable de la longueur et de la largeur des itinéraires du relevé est prise en considération, les erreurs potentielles dans les estimations de la surface balayée sont

---

évidemment importantes (figure 24). En effet, la plage de variation de la surface balayée était à peu près identique en matière d'ampleur à celle de la surface balayée d'un trait standard. Cela signifie qu'une « erreur d'observation » importante et inutile, dont l'ampleur était possiblement aussi importante que celle de la prise dans une calée, pourrait être introduite inutilement dans les indices de relevés. En outre, les estimations de la surface balayée fondées sur des traits standard étaient aussi sous-évaluées par rapport aux estimations fondées sur la dimension du filet et les tracés des traits réels, ce qui signifie qu'il existe une probabilité élevée de surestimation des densités des prises.

Malheureusement, les données sur la dimension du filet ne sont pas encore régulièrement enregistrées ou utilisées dans les relevés sur le poisson de fond (figure 20). Par conséquent, il n'est pas possible d'estimer de manière satisfaisante la surface balayée pour toutes les calées historiques. Des méthodes statistiques de rééchantillonnage ont été utilisées pour déterminer la surface balayée dans ces dernières calées (figure 24), à l'aide des estimations fondées sur le modèle additif généralisé (MAG), en fonction des liens avec l'emplacement, la profondeur et la salinité ( $R^2$  variait de 40 à 60 %, en fonction de la disponibilité des covariables). Néanmoins, en raison de problèmes avec un biais important détecté dans les capteurs d'écartement des ailes depuis 2013 (figure 23), cette approche **ne peut pas** être prolongée pendant la période postérieure à 2013.

Pour conclure cette section, l'erreur d'observation (incertitude) liée à cette série de données, utilisée dans un grand nombre de programmes de recherche, est élevée et surévaluée. La suppression de ces erreurs par une représentation cohérente de la configuration de filet est simple à traiter et il s'agit d'une importante lacune dans les données qui doit être résolue avant que cette série de données puisse être utilisée quantitativement.

### **Relevé sur le crabe des neiges**

Le relevé sur le crabe des neiges utilise un filet à la trôle Bigouden Nephrops (figure 19), un filet conçu à l'origine pour creuser dans des sédiments mous afin de capturer des homards en Europe (ralingue supérieure de 20 m, ralingue inférieure de 27,3 m dotée d'une chaîne de 8 m de 3,2 m de long, avec un maillage de 80 mm dans les ailes, de 60 mm dans le ventre et de 40 mm dans le cul de chalut). Les traits ont été effectués pendant environ cinq minutes, la durée de contact avec le fond ayant été surveillée au moyen des capteurs Netmind et Seabird. La largeur de l'embouchure du filet a également été surveillée au moyen de capteurs Netmind. La vitesse du navire a été maintenue à environ 2 nœuds. La longueur de la fune correspondait à environ trois fois la profondeur. L'information sur la position, ainsi que les mesures de la température de l'eau ont été recueillies à l'aide d'un système de positionnement global et d'enregistreurs de données Minilog et Seabird. La surface balayée par le filet a été calculée à partir de l'information sur la distance de balayage et la largeur du filet.

#### **Stations supplémentaires du BSA**

Les relevés au chalut sur le crabe des neiges de 2015 ont augmenté l'échantillonnage dans la zone du banc de Sainte-Anne afin de fournir des renseignements supplémentaires concernant la macrofaune marine. Quatorze (14) stations dans l'emplacement proposé du BSA, et à proximité de celui-ci, ont été incluses dans cet échantillonnage supplémentaire. Ces emplacements étaient proches des stations de relevé sur le crabe des neiges précédentes et représentent des profondeurs, types de fond et habitats variés. La composition des espèces des prises à ces stations variait grandement, comme prévu, compte tenu des différences de profondeur et de type de fond. L'échantillonnage à ces stations comprenait :

- toutes les prises identifiées au niveau de l'espèce;

- 
- toutes les espèces dénombrées et pesées à un dixième de kilogramme;
  - toutes les espèces de poisson et de crabe mesurées et pesées individuellement;
  - les échantillons stomacaux prélevés auprès de poissons à des fins d'études sur le régime alimentaire.

Un aperçu (au format Google Earth) des [dernières prises et derniers échantillonnages à ces stations](http://www.enssnowcrab.com/mpa/mpatows.kmz) est disponible à l'adresse : <http://www.enssnowcrab.com/mpa/mpatows.kmz>.

## ACTIVITÉ DE PÊCHE

- Pertinence : productivité, habitat, biodiversité et espèces d'intérêt.
- Échantillonnage : SIPMAR et ZIFF.
- Couverture spatiale : étendue complète.
- Couverture temporelle : de 1999 à aujourd'hui.
- Code source :
  - [Dimension du filet](https://github.com/jae0/netmensuration) : <https://github.com/jae0/netmensuration>
  - [Contrôle des données](https://github.com/Maritimes/Mar.datawrangling/) : <https://github.com/Maritimes/Mar.datawrangling/>

Les activités de pêche commerciale peuvent modifier l'habitat et l'écosystème et contribuer aux changements dans la structure et le fonctionnement de communautés marines exploitées. Les répercussions de la pêche peuvent être directes, comme la diminution d'espèces ciblées et non ciblées, ainsi que les troncations dans les répartitions selon l'âge et la taille. Les autres effets directs dus aux activités de pêche sont notamment les modifications de l'habitat et du substrat par l'intermédiaire d'interactions avec un engin de pêche. La pêche peut aussi causer des répercussions indirectes par l'intermédiaire de changements dans la structure du réseau trophique dans un écosystème.

Les répercussions directes de la pêche commerciale peuvent être mesurées à l'aide de données tirées de la base de données des poissons marins (SIPMAR) qui fournit de l'information sur les activités de pêche commerciale. Pour la plupart des pêches, l'information sur l'endroit de la pêche, le type d'engin, la prise par unité d'effort et le poids estimé des prises selon l'espèce est disponible dans la base de données. La base de données SIPMAR détaille l'information pour tous les voyages de pêche où un débarquement est signalé dans la région des Maritimes du MPO et elle comprend les données de 2002 à 2015. L'exploitation d'espèces marines et la menace d'empêchement qui pèse sur les cétacés et les tortues de mer seront quantifiées à partir des données provenant de la base de données SIPMAR.

Les perturbations du fond marin dues à la pêche au chalut et au dragage nécessiteront des techniques d'estimation différentes. Des emplacements ponctuels du Système de surveillance des navires (SSN) ont été utilisés pour estimer les répartitions des efforts de pêche (p. ex. Lee *et al.* 2010) et les répercussions sur le fond marin (Gerritsen *et al.* 2013). Des techniques similaires peuvent être développées sur logiciel R afin d'estimer les répercussions sur le benthos des activités de pêche au chalut et de dragage dans la zone du banc de Sainte-Anne.

La zone d'intérêt du banc de Sainte-Anne comporte quatre zones avec différents niveaux de restrictions sur la pêche (figure 1). La pêche commerciale est limitée dans la zone 1, la zone la plus étendue, à l'exception de la chasse aux phoques. La ZPM nécessite une surveillance pour s'assurer que les pêcheurs se conforment aux règlements. La surveillance pourrait être effectuée par l'intermédiaire de diverses techniques et sources de données, y compris les données signalées dans la base de données SIPMAR et les données du SSN qui permettent la

---

surveillance directe des activités de pêche. Les données du Système d'identification automatique (SIA) peuvent également être utilisées pour la surveillance des activités de pêche si le navire est suffisamment grand pour nécessiter un SIA ( $\geq 300$  tonneaux de jauge brute) ou si un navire de pêche a installé volontairement un SIA à bord.

### **Extraction de données du SIPMAR**

Les débarquements répartis au prorata de toutes les espèces à partir de 2002 ont été extraits du SIPMAR. Le processus de répartition répartit les poids réels déclarés parmi les efforts signalés, comme cela est indiqué dans les journaux des pêcheurs.

Outre les débarquements, nous avons également inclus plusieurs autres formes de prise afin de mieux mettre en évidence le retrait de la biomasse. Ces prises ont été déterminées selon leur CODE D'UTILISATION et comprennent la biomasse utilisée comme appât ou remise à l'eau (parfois identifiée comme étant morte). Les rejets d'animaux vivants n'ont pas été inclus. Ces prises ont été déclarées volontairement dans diverses unités. Elles ont ainsi été converties en kilogrammes, selon les besoins, pour correspondre aux débarquements consignés.

La plupart des registres comprenaient l'emplacement spatial de la prise et certaines prises ont plusieurs ensembles de coordonnées disponibles dans le tableau : les coordonnées MARFISSI, LOGEVRTSTDINFOID, ENTLATITUDE et ENTLONGITUDE sont saisies manuellement dans le journal de bord par le pêcheur et elles ont été utilisées préférentiellement par rapport aux coordonnées DETLATITUDE et DETLONGITUDE qui sont déterminées à partir d'autres sources (comme Loran-C).

De nombreux journaux sont dépourvus de coordonnées utilisables étant donné qu'elles ont été laissées en blanc ou qu'elles sont clairement inexactes (p. ex. sur les terres). Au lieu de supprimer ces données, nous avons continué à les extraire et nous avons tenté de tenir compte de cette biomasse dans la section suivante.

### **Regroupement et contrôle de la qualité des données du SIPMAR**

Le contrôle de la qualité (CQ) se fait en deux étapes et est assez simple. Premièrement, tous les enregistrements sans coordonnées sont déterminés et conservés, mais ils sont supprimés du principal ensemble de données. Ensuite, toutes les données restantes sont comparées aux données côtières à haute résolution (les mêmes que celles présentées à la figure 2) et ces points sur terre sont relevés et conservés, mais ils sont supprimés du principal ensemble de données.

Les données restantes sont jugées bonnes et sont regroupées. Le niveau de regroupement est défini par l'utilisateur. Une échelle de 3 minutes est utilisée par défaut, étant donné qu'il s'agit d'une division égale d'un degré, sans potentiel d'erreurs d'arrondi. Le processus de regroupement produit un seul enregistrement avec un seul emplacement pour toutes les prises dans la zone.

Après le regroupement, la proportion des prises totales attribuables à chaque cellule est calculée. Les données qui échouent aux tests de CQ sont ensuite additionnées pour obtenir une seule valeur qui représente les prises totales qui ne peuvent pas être localisées. Ces données sont ensuite ajoutées à toutes les données des cellules, dans la même proportion que celle calculée aux étapes précédentes.

Par exemple, une cellule pourrait avoir une prise totale de 3 269,7 kg et cette cellule représente 0,002167 de la prise totale. S'il y a 5954,1 kg de données non localisées, alors la valeur corrigée du poids attribué à cette cellule serait calculée ainsi :  $3\,269,7\text{ kg} + (59\,54,1\text{ kg} * 0,002167) = 3\,390,9\text{ kg}$ .

---

Un exemple de prises commerciales déclarées et regroupées (2010) chaque année relatives aux pétoncles géants (*Placopecten magellanicus*) est présenté à la figure 25. Les prises nominales variaient jusqu'à 14 073,8 kg dans la baie de Fundy, le banc de Georges et le plateau néo-écossais.

De même, un exemple de prises commerciales déclarées et regroupées (2011) chaque année relatives au flétan de l'Atlantique (*Hippoglossus hippoglossus*) est présenté à la figure 26. Les prises nominales variaient jusqu'à environ 9 626,9 kg dans la même zone.

## ACTIVITÉ DU NAVIRE

- Pertinence : habitat, biodiversité et espèces d'intérêt.
- Échantillonnage : SIA.
- Couverture spatiale : mondiale pour le SIA satellite, côtière (environ 100 km) pour le réseau SIA terrestre de la Garde côtière canadienne.
- Couverture temporelle : de 2013 à aujourd'hui.
- [Code source](https://github.com/jae0/aegis/) : <https://github.com/jae0/aegis/>

La pêche commerciale peut avoir divers effets directs et indirects sur un écosystème. Les effets directs sont notamment la contamination de l'écosystème par le déversement de contaminants, le bruit sous-marin rayonné, l'introduction d'espèces aquatiques envahissantes et le risque de collision avec des navires pour les mammifères marins et les tortues de mer. Des données spatiales et temporelles sur le trafic maritime sont nécessaires pour déterminer la probabilité et/ou l'ampleur de ces effets sur les écosystèmes. De tels renseignements sont disponibles par l'intermédiaire des données du SIA.

L'Organisation maritime internationale (OMI) exige des transpondeurs SIA sur tous les navires internationaux dont la jauge brute est supérieure ou égale à 300 tonneaux et sur tous les navires à passagers. De nombreuses études ont utilisé les données du SIA pour examiner le risque de collisions mortelles avec des navires pour les grandes baleines (p. ex. Vanderlaan et Taggart 2009; Wiley *et al.* 2011; Redfern *et al.* 2013; Guzman *et al.* 2013) ou pour évaluer et surveiller le bruit des navires et déterminer les effets sur les mammifères marins (Hatch *et al.* 2008; McKenna *et al.* 2012; Hatch *et al.* 2012; Merchant *et al.* 2014). Des exercices similaires peuvent être entrepris dans la zone du banc de Sainte-Anne à l'aide des données du SIA.

Pêches et Océans Canada (MPO) a accès à deux sources différentes de données du SIA. La première est le système terrestre de la Garde côtière canadienne (GCC) qui a été créé pour assurer le suivi et la surveillance de la navigation sur les côtes et qui fournit un flux continu, en temps réel, des positions des navires du SIA. Les données historiques archivées de ce système sont disponibles pour la période allant de janvier 2012 à décembre 2015 et les données de 2016 sont actuellement diffusées et archivées sur un serveur au sein du MPO. Des routines de décodage ont été créées à l'aide de méthodes natives au format R pour ces données. Les deux sources de données fournissent des données dynamiques et statiques. Les données dynamiques comprennent de l'information sur l'identité, la vitesse et l'emplacement d'un navire et les données statiques renferment de l'information sur l'identité, le nom, la taille et le type de navire.

Le système terrestre de la GCC possède 21 stations côtières de réception SIA dans la région des Maritimes et 19 stations côtières de réception SIA à Terre-Neuve-et-Labrador. Ces stations de réception ont une portée limitée pour détecter des navires (figure 27), étant donné que la détectabilité des transmissions du SIA dépend principalement de la hauteur au-dessus du

---

niveau de la mer de la tour réceptrice et de la hauteur de l'antenne SIA sur le navire transmetteur. Les données du SIA sont transmises par l'intermédiaire d'une radio marine à très haute fréquence (THF) sur deux canaux (161.9765 et 162.025 MHz). Selon la hauteur des tours connexes et en supposant que l'antenne SIA d'un navire se trouve à une hauteur de 100 m, les calculs de la ligne de visée pour une THF fournissent une portée de transmission de 57 à 113 m dans le banc de Sainte-Anne et à sa périphérie (figure 28). Cependant, il existe plusieurs autres facteurs qui contribueront à la portée de transmission, notamment les conditions météorologiques. Simard *et al.* (2014) ont estimé que les antennes côtières au sein de ce réseau fournissent généralement une portée de transmission de 100 km (figure 29). Dans un cas comme dans l'autre, le réseau terrestre est insuffisant pour surveiller les navires dans l'ensemble de la zone d'intérêt (ZI) et juste au nord de celle-ci. Ces données peuvent être combinées avec des données SIA satellites.

Les données SIA satellites sont disponibles à l'échelle mondiale pour les années 2013, 2014 et 2015 avec une collecte des données continue pour 2016. Bien que la couverture des données SIA satellites soit mondiale, les données sont limitées sur le plan temporel, étant donné que d'importantes sections de passages de navires ne sont pas disponibles en raison d'un nombre limité de satellites ( $n = 8$ ) et de leurs trajectoires orbitales (voir la figure 30). L'interpolation spatiale doit être achevée pour compléter les données manquantes. L'interpolation spatiale est effectuée à l'aide d'une fonction  $A^*$  (Hart *et al.* 1968) qui estime le coût minimal pour passer d'un point à un autre, selon une carte des coûts. En se servant des répartitions annuelles de la densité regroupée selon la saison des données SIA satellites pour les années 2013 à 2015 (figure 31), des cartes des coûts ont été estimées (figure 32). La grille de résolution pour cette analyse a été au départ établie à 0,01 degré et, dans chaque carré quadrillé, on a compté le nombre de navires uniques identifiés par le numéro d'identification du service maritime mobile (ISMM) chaque jour et ces chiffres ont été additionnés au fil du temps. Les cartes des coûts ont été estimées chaque trimestre. Deux cartes des coûts différentes ont été créées pour la zone du banc de Sainte-Anne afin d'interpoler les passages des navires au nord de cap Breton, à l'entrée et à la sortie du golfe du Saint-Laurent. Cette interpolation a été fortement influencée par les traversiers qui se déplacent entre le cap Breton et Terre-Neuve et par conséquent, une carte des coûts a été mise au point sans les données provenant de ces traversiers. On peut aussi intégrer une limitation bathymétrique aux cartes des coûts.

## LACUNES DANS LES DONNÉES

### Relations liées à l'alimentation – Base de données du contenu stomacal

Des relevés au chalut de fond sont menés par le MPO sur le plateau néo-écossais chaque année, depuis 1970, à l'aide d'une conception aléatoire stratifiée. Les protocoles d'échantillonnage ont changé à la fin des années 1990, l'accent étant mis sur la surveillance plus complète des écosystèmes, qui comprenait l'échantillonnage de macro-invertébrés (Tremblay *et al.* 2007), plutôt que sur les espèces de poissons importantes sur le plan commercial. Des échantillons de contenus stomacaux ont été prélevés auprès de poissons à l'aide d'un protocole d'échantillonnage de longueur stratifiée. Les proies ont été quantifiées en poids et nombre et elles sont souvent identifiées au genre ou au niveau de la famille ou de l'espèce, dans la mesure du possible.

Afin de déterminer tout changement dans le régime alimentaire des poissons, avant et après la mise en œuvre de la ZPM sur le banc de Sainte-Anne ou pour savoir s'il existait des différences à l'intérieur de la zone, comparativement à d'autres zones sur le plateau néo-écossais, nous avons étudié la base de données du contenu stomacal afin d'établir si ces différences liées au régime alimentaire pourraient être décrites et détectées. Dans la base de données, il manquait

---

54 % des observations du nombre de proies. En raison d'importantes variations interannuelles du poids des proies, on a déterminé qu'il n'était pas possible et fiable d'estimer de façon régulière le nombre de proies à partir de données non manquantes où le nombre de proies et leur poids étaient disponibles. En raison de la stratification de l'échantillonnage, selon les classes de profondeur et de longueur, on a en outre constaté qu'il n'y aurait pas suffisamment d'échantillons disponibles pour parvenir à l'asymptote des courbes d'accumulation d'espèces proie (Cook et Bundy 2010) et que la composition totale du régime alimentaire ne pourrait pas être décelée. Les espèces proie identifiées dans les échantillons stomacaux pourraient être utilisées pour quantifier la biodiversité et la richesse en espèces (Cook et Bundy 2012) de la ZPM proposée et pour effectuer des comparaisons avec un écosystème similaire ou avant et après la mise en œuvre.

### **Autres mesures des écosystèmes**

En ce qui a trait à la caractérisation de l'écosystème, des lacunes dans les données sont visibles concernant ce qui suit : les poissons pélagiques (de petite et grande taille) et les invertébrés (p. ex. les calmars, les scyphozoaires), la caractérisation du substrat par l'intermédiaire de relevés multifaisceaux, les mammifères marins, les reptiles, les oiseaux et la diversité génétique. Il existe des lacunes, car elles coûtent cher et/ou sont difficiles à surveiller et/ou renferment de l'information qui n'est pas facilement disponible à l'heure actuelle.

### **Autres mesures des utilisations humaines**

Plusieurs variables et descripteurs d'écosystème sont ignorés. Plus précisément, il s'agit notamment d'influences humaines, comme les activités sismiques, la pollution, l'eau de ballast, etc. On pourrait les aborder une fois que les caractéristiques biologiques fondamentales ont été totalement étudiées.

## **MÉTHODES**

Toutes les méthodes ont été mises en œuvre dans R, un environnement de programmation de sources ouvertes. Les méthodes sont partagées par l'intermédiaire du site [GitHub](#), à l'aide du système de révision **git**. Ces choix architecturaux ont été adoptés pour améliorer la transparence et la facilité de partage et de collaboration avec toutes les parties intéressées. Il est structuré de sorte que toute série de données supplémentaire peut être facilement ajoutée au système afin de permettre d'effectuer un changement adaptatif. De cette façon, les approches élaborées représentent un véritable **cadre** structurel dans lequel l'élaboration de méthodes et d'approches se poursuit.

Les principales méthodes utilisées/élaborées dans le présent rapport seront décrites dans cette section.

### **BIODIVERSITÉ ET RICHESSE TAXONOMIQUE**

La biodiversité semble être un concept simple qui est, en fait, foncièrement complexe. Cela s'explique par le fait qu'elle s'étend des variances génétiques et phénotypiques au sein d'une population locale, à des populations reproductrices, au biome ou même à la variabilité génétique, phylogénétique et des communautés à plus grande échelle, en ce qui a trait à leur nombre et à leur prédominance relative. Tous ces aspects de biodiversité peuvent être estimés. Cependant, c'est le nombre de catégories d'organismes trouvées dans un emplacement donné (connu sous le nom de richesse taxonomique) qui est le plus facilement quantifié et surveillé.

---

On sait que la richesse taxonomique augmente asymptotiquement avec l'intensité d'échantillonnage. Ainsi, une correction statistique (« raréfaction ») de l'intensité d'échantillonnage spatiale et temporelle doit être appliquée pour être réellement comparable dans les emplacements et dans le temps. Plus précisément, un simple modèle de régression a été utilisé pour prédire une richesse prévue  $R$  à une surface et échelle chronologique standard :

$$R \sim \text{lognormale}((\beta + \alpha_s \log(SA) + \alpha_t \log(TS)), \tau)$$

Les autres termes sont  $\beta$ , une constante,  $SA$ , la surface (s'étendant de 1 à 50 km, échelle de distance radiale),  $TS$ , le nombre d'années inclus dans le dénombrement (variant de 0 à 5 ans) et  $\tau$  est l'erreur lognormale. L'autocorrélation dans  $SA$  et  $TS$  est ignorée à l'heure actuelle, mais elle sera plus tard également modélisée par l'intermédiaire d'un processus de Poisson.

L'objectif est de modéliser les profils spatiotemporels, puis de les intégrer à un modèle de probabilité fondé sur le risque pour permettre des déclarations officielles de risque et de probabilité de dépassement des seuils.

## PRODUCTIVITÉ

La biomasse courante totale du système est généralement utilisée comme un indicateur de productivité. Elles ne désignent pas la même chose. Cependant, elles seront utilisées pour décrire l'abondance totale de diverses catégories d'organismes, comme la biomasse totale au fond, les macroinvertébrés, le zooplancton, le phytoplancton, la chlorophylle a, etc.

Pour estimer la véritable production, une approche modélisée est nécessaire. Ces indices peuvent ensuite être associés à des débarquements totaux spatialement explicites pour estimer la biomasse et la production secondaire liées au biote et à l'exploitation des pêches/l'empreinte de la pêche.

L'objectif est, par conséquent, de modéliser les profils spatiotemporels, puis de les intégrer à une approche fondée sur le risque pour permettre des déclarations officielles de risque et de probabilité de dépassement des seuils et pour peut-être même estimer la production nette.

## HABITAT

La notion de base de Hutchinson de « niche écologique » est étroitement liée à notre compréhension actuelle de l'« habitat ». Il s'agit d'un concept multidimensionnel dans le sens où il intègre un ensemble non défini de variables environnementales et les contraintes/spécialisations/exigences biologiques connexes (p. ex. les nutriments, les effets thermiques, l'oxygène, le pH) liées à un organisme d'intérêt.

On peut distinguer deux notions d'habitat, en fonction des perspectives :

- Fonctionnel ( $H_f$ ) – donne des définitions de l'habitat de plus en plus précises en ajoutant plus de facteurs environnementaux et biologiques pour des catégories d'organismes de plus en plus précises.
- Habitat intégratif ( $H_i$ ) – les biotes vivant à un moment et un emplacement donnés représentent une intégration complète de tous les facteurs environnementaux et biologiques pertinents à leurs échelles spatio-temporelles appropriées et caractérisent, en réalité, le concept complet, à l'échelle du système, d'« espace d'habitat ».

### Modélisation de l'habitat fonctionnel

Un moyen pratique de décrire l'espace d'**habitat fonctionnel** ( $H_f$ ) d'un organisme consiste à examiner la présence/l'absence ou l'abondance relative d'organismes comme une fonction des

---

gradients environnementaux et des contraintes biologiques/du cycle biologique. À partir de tels renseignements, la vraisemblance qu'un emplacement donné soit un habitat possible d'un organisme d'intérêt peut être déduite. La méthode la plus solide consiste à élaborer un modèle de probabilité en partant de l'hypothèse que la présence ou l'absence d'un organisme est un processus de Bernoulli. Cela peut être facilement paramétré à l'aide de modèles linéaires généralisés standard. Cependant, les contraintes environnementales étant presque toujours modales en matière d'influence, compte tenu d'un gradient environnemental suffisamment vaste, un modèle non linéaire est plus utile. Les modèles additifs généralisés et les modèles d'équation différentielle partielle stochastique sont deux méthodes qui peuvent régler de façon simple et efficace ces contraintes environnementales (Choi 2010; annexe 3).

L'utilité d'une telle approche est la plus pertinente pour les organismes dont les besoins en matière d'habitat sont très précis. Ils sont utilisés dans ce cadre. L'objectif est d'élaborer de tels modèles d'habitat fonctionnel pour des espèces d'intérêt clés : le loup de mer, la morue, etc., afin d'évaluer les changements dans leur « habitat » disponible. Les exemples sont fournis à partir de ceux provenant de l'évaluation du crabe des neiges (voir les résultats). Bien que ce concept d'habitat fonctionnel n'exclue pas lui-même les interactions des espèces, en pratique, elles sont généralement ignorées, car elles entraînent un surparamétrage de l'estimation statistique (mais se reporter à Choi *et al.* 2012 pour connaître une solution possible). En outre, étant donné qu'il y aura toujours des facteurs mal connus, mal échantillonnés ou mal paramétrés (p. ex. oxygène dissous, pH, redox, bactéries, scyphozoaires, calmars, pollution, type de substrat), ces modèles seront toujours incomplets.

Il est relativement simple de modéliser les profils spatiotemporels, puis de les intégrer à une approche fondée sur le risque pour permettre des déclarations plus officielles de risque et de probabilité de dépassement des seuils.

### **Habitat intégral – À l'échelle du système complet**

Bien que le concept d'habitat fonctionnel soit intéressant et pragmatique, il s'agit incontestablement d'une perspective réductionniste. Les exigences relatives à la surveillance et à l'évaluation d'une ZPM imposent également une perspective du système (phénoménologique) complet. Nous *supposons* que **l'abondance relative des organismes trouvés dans un lieu et à un moment donnés définit et reflète le type d'habitat dans lequel ils vivent**. Les organismes sessiles, qui nécessitent des milieux à forts courants et le biote qui leur est associé, ont tendance à exister et à se proliférer avec un groupe donné d'autres organismes adaptés de la même manière, et ils diffèrent de ceux qui nécessitent des eaux froides et un débit d'eau minimal, etc.

Ainsi, si nous pouvons quantifier la composition des espèces observée dans un lieu et à un moment donnés, nous décrivons, en effet, l'habitat. Nous qualifierons cela d'**habitat intégral** ( $H_i$ ) : information sur une communauté d'espèces qui reflète directement toutes les interactions biologiques et environnementales simultanément, mesurées ou pas et certaines interactions qui sont trop fugaces pour pouvoir être mesurées.

Heureusement, ces associations sont facilement quantifiées à l'aide de méthodes multivariées d'ordination des données. Dans le présent document, nous nous concentrons sur l'analyse des composantes principales qui met l'accent sur une analyse des valeurs et vecteurs propres de la structure corrélacionnelle des communautés d'espèces. Un exemple provenant de l'évaluation du crabe des neiges est fourni dans les résultats.

L'objectif est de modéliser les profils spatiotemporels, puis de les intégrer à une approche fondée sur le risque pour permettre des déclarations officielles de risque et de probabilité de dépassement des seuils.

---

## CONNECTIVITÉ : ÉCHELLES SPATIALES ET TEMPORELLES

### Échelle spatiale

Des zones de protection marine existent dans un contexte spatial. L'échelle spatiale caractéristique de la productivité, de la diversité et de l'habitat, constatée dans la ZPM déterminera quels processus seront pertinents pour ces aspects d'une ZPM. Si les variations spatiales de la productivité d'une espèce d'intérêt sont faibles par rapport à la taille d'une ZPM, les chances que la ZPM exerce une influence sur l'espèce sont augmentées. Cela est généralement le cas lorsque des processus à courte portée prédominent (p. ex. moins d'espèces mobiles, peu dispersées, faibles courants, hétérogénéité de l'habitat à de petites échelles). Si, toutefois, l'échelle spatiale est plus importante que la ZPM, cela signifierait alors que des processus plus généraux/plus vastes influencent la productivité de l'espèce (p. ex. mobilité ou processus de dispersion/courant plus élevés et connectivité spatiale plus forte, hétérogénéité de l'habitat à de plus grandes échelles), ce qui diminue la vraisemblance que la ZPM exerce une influence sur l'espèce ou la composante d'intérêt.

Un deuxième facteur important est la relation de l'échelle spatiale caractéristique à la surveillance. Étant donné que des organismes existent à une échelle spatiale donnée, dans une zone donnée, un protocole d'échantillonnage/de surveillance doit renvoyer à ces échelles spatiales ou les aborder. Par exemple, lorsqu'une caractéristique spatiale (p. ex. la biodiversité) démontre des échelles spatiales caractéristiques limitées (c.-à-d. une structure spatiale importante à des échelles plus petites), toute approche d'échantillonnage doit respecter cela et doit, de la même façon, fonctionner à des échelles aussi limitées, voire plus limitées, si l'on veut être en mesure de résoudre les profils et de décrire correctement le sujet d'intérêt. De même, si une caractéristique (p. ex. la biodiversité) a une longue portée et que l'on souhaite résoudre les profils correctement, alors un protocole d'échantillonnage doit avoir une longue portée pour résoudre le profil. Un programme d'échantillonnage beaucoup plus petit que l'échelle spatiale caractéristique serait avantageux, mais les avantages qui en découlent par rapport au coût de l'échantillonnage diminueraient rapidement. Au cours de cette période, les besoins en matière d'effort et de ressources augmentent généralement plus rapidement que les avantages (p. ex. dans le cas le plus simple, si on ne fait que considérer naïvement l'erreur standard comme une mesure des avantages, ceux-ci augmenteraient asymptotiquement avec les efforts accrus, à une capacité de  $-1/2$ ).

Pour ces raisons fondamentales, il est impératif de définir l'échelle spatiale d'une observation ou d'un processus donnés afin d'élaborer une évaluation ou une surveillance des ZPM. À cette fin, nous représentons toute observation spatialement explicite par  $Y(\mathbf{s})$  qui est mesurée dans un espace des coordonnées  $\{\mathbf{s} \in S \in \mathbb{R}^d\}$  et le domaine  $S$  de dimension  $d$ . Dans ce cadre, nous mettrons principalement l'accent sur le cas de dimensions spatiales  $d = 2$  (p. ex. longitude et latitude ou abscisse et ordonnée). On suppose que les observations  $Y(\mathbf{s})$  sont des réalisations d'un **processus stochastique spatial**,  $y$ , c'est-à-dire une fonction stochastique génératrice latente, inobservable, mais réelle. Elles sont aussi connues sous le nom de « champs aléatoires » (spatiaux) dans les ouvrages. La façon dont la variabilité de  $y$  change en fonction de la distance,  $h = \|\mathbf{s} - \mathbf{s}'\|$ , est connue sous le nom de fonction d'autocorrélation spatiale. Cette dépendance spatiale est hautement informative, car elle définit comment la similitude des observations change avec la distance et, en fin de compte, elle définit l'**échelle spatiale**.

Le modèle spatial est exprimé de façon succincte comme un modèle de régression d'un processus stochastique (Banerjee *et al.* 2014) :

$$Y(\mathbf{s}) = \mu(\mathbf{s}) + e(\mathbf{s})$$

où les observations  $Y(\mathbf{s})$  sont une fonction d'un certain processus à moyenne  $\mu(\mathbf{s})$  et un processus d'erreurs résiduelles  $e(\mathbf{s})$ . Ces derniers sont définis plus en détail comme suit :

$$\begin{aligned}\mu(\mathbf{s}) &= \mathbf{x}(\mathbf{s})^T \boldsymbol{\beta} \\ e(\mathbf{s}) &= \omega(\mathbf{s}) + \varepsilon(\mathbf{s})\end{aligned}$$

où  $\mathbf{x}(\mathbf{s})$  sont des prédicteurs à référence spatiale avec des paramètres connexes  $\boldsymbol{\beta}$ ; et le processus d'erreurs résiduelles est décomposé en composantes spatiales  $\omega(\mathbf{s})$  et non spatiales  $\varepsilon(\mathbf{s})$ . Cette dernière est également connue sous le nom d'erreur « indépendante des effets spatiaux » en géostatistique et représente une erreur liée à une mesure et/ou à une variabilité/des processus à microéchelle.

On suppose habituellement que les structures d'erreur sont les suivantes :

$$\begin{aligned}\varepsilon(\mathbf{s}) &\sim N(0, \tau^2) \\ \omega(\mathbf{s}) &\sim GP(0, C(\mathbf{s}, \mathbf{s}'; \boldsymbol{\theta})) \\ \mathbf{Y} &\sim MVN(\boldsymbol{\mu}, \boldsymbol{\Sigma}).\end{aligned}$$

On suppose que l'erreur non spatiale est normale avec une moyenne de 0 et un écart-type  $\tau$ . On suppose que l'erreur spatiale suit un processus de Gauss avec une moyenne de 0 et une covariance  $C(\mathbf{s}, \mathbf{s}'; \boldsymbol{\theta})$ , c'est-à-dire une *fonction de covariance spatiale* avec des paramètres  $\boldsymbol{\theta}$ . On suppose habituellement une vraisemblance normale à variables multiples pour les observations  $\mathbf{Y} = (Y(\mathbf{s}_1), \dots, Y(\mathbf{s}_n))^T$ , avec une moyenne  $\boldsymbol{\mu} = \mathbf{X}\boldsymbol{\beta}$  et une covariance  $\boldsymbol{\Sigma} = [C(\mathbf{s}_i, \mathbf{s}_j; \boldsymbol{\theta})]_{i,j=1}^n + \tau^2 I_n$ . La matrice de variables explicatives est  $\mathbf{X} = [\mathbf{x}(\mathbf{s}_i)^T]_{i=1}^n$  et  $I_n$  est une matrice unité de taille  $n$ .

La fonction de covariance spatiale  $C(h) = C(\mathbf{s}, \mathbf{s}')$  exprime la tendance que les observations plus proches les unes des autres ont, à savoir qu'elles sont plus similaires les unes aux autres que celles qui sont plus éloignées;  $h = \|\mathbf{s} - \mathbf{s}'\|$  est la distance séparant les observations. Par le passé, un certain nombre de formes ont été utilisées. Les formes les plus souvent utilisées sont notamment (pour  $h > 0$ ) :

$$\begin{aligned}C(h)_{\text{Sphérique}} &= \begin{cases} \sigma^2(1 - \frac{3}{2}h/\phi + \frac{1}{2}(h/\phi)^3); & 0 < h \leq \phi \\ 0; & h > \phi \end{cases} \\ C(h)_{\text{Exponentielle}} &= \sigma^2(\exp(-h/\phi)) \\ C(h)_{\text{Gaussienne}} &= \sigma^2(\exp(-(h/\phi)^2)) \\ C(h)_{\text{Exponentielle activée}} &= \sigma^2(\exp(-|h/\phi|^p)) \\ C(h)_{\text{Matérn}} &= \sigma^2 \frac{1}{2^{\nu-1} \Gamma(\nu)} (\sqrt{2\nu}h/\phi)^\nu K_\nu(\sqrt{2\nu}h/\phi).\end{aligned}$$

À une distance de zéro,  $C(0) = Cov(Y(\mathbf{s}), Y(\mathbf{s})) = Var(Y(\mathbf{s})) = \tau^2 + \sigma^2$  (c.-à-d., variance globale), où  $\tau$  est l'erreur non spatiale,  $\sigma$  est l'erreur spatiale et  $\boldsymbol{\theta} = \{\phi, \nu, p, \dots\}$  are sont les paramètres propres à la fonction, y compris  $\phi$  le paramètre de *portée*.  $\Gamma(\cdot)$  est la fonction Gamma et  $K_\nu(\cdot)$  est la fonction de Bessel de deuxième espèce avec un lissage  $\nu$ . Cette dernière, la fonction de covariance de Matérn, est souvent utilisée, étant donné que la forme de cette fonction est plus souple (figure 33), quoiqu'aux dépens d'un paramètre supplémentaire (annexe 2).

La semi-variance, plus souvent utilisée en géostatistique, est la covariance reflétée sur l'axe horizontal de la variance globale :  $\gamma(h) = C(0) - C(h) = \frac{1}{2} Var[Y(\mathbf{s}) - Y(\mathbf{s}')]$ .

---

La **fonction d'autocorrélation spatiale** est définie comme la fonction de covariance mise à l'échelle par la variance globale :  $p(h) = C(h)/C(0)$ . Aux fins du présent cadre, nous définirons l'**échelle spatiale** comme étant la distance à laquelle l'autocorrélation spatiale diminue asymptotiquement à  $p(x) \rightarrow 0,05$  (échelle « pratique »). Elle sera déterminée sous une forme modélisée, dans la mesure du possible et, lorsque cela n'est pas possible, une estimation empirique sera calculée à partir du semi-variogramme empirique. Nous mettons l'accent sur des profils spatiaux dont la résolution est supérieure à 1 km et dont la taille est inférieure à celle de la zone d'étude, l'« écosystème du plateau néo-écossais ».

## Échelle temporelle

Des zones de protection marine existent aussi dans un cadre dynamique. Ainsi, à l'instar des considérations spatiales susmentionnées, il existe également une certaine échelle temporelle caractéristique à laquelle une ZPM et ses sous-composantes fonctionnent. Si les variations temporelles générales du biote et du milieu sont faibles par rapport à la durée de vie globale d'une ZPM, les chances que la ZPM exerce une influence sur l'espèce sont augmentées. La durée de vie des ZPM sera vraisemblablement longue et garantira donc une certaine influence, fût-elle réduite; cet effet serait augmenté si l'objet est de courte portée dans les échelles spatiales.

Une fois encore, comme pour le cas de l'échelle spatiale, cela a également une incidence simple et évidente en matière de surveillance et d'évaluation. Les variations à courte portée nécessitent un effort d'échantillonnage plus important pour résoudre/comprendre les problèmes et inversement.

L'échelle temporelle étant une mesure informative de la surveillance et de l'évaluation d'une ZPM, nous devons la définir de manière précise. Comme dans le cas de l'échelle spatiale, nous mettons l'accent sur la façon dont la corrélation et la variabilité de certaines quantités changent avec une plus grande différence dans la durée. L'équivalent du semi-variogramme dans le contexte d'une série chronologique est connu sous le nom d'un **périodogramme cumulatif**.

Un périodogramme exprime le degré de variance constaté à différentes longueurs d'onde ( $\omega$ ). Il s'agit d'une estimation d'échantillons discrète du concept continu de densité spectrale,  $\gamma(t)$  :

$$y(t) = \int_{-1/2}^{1/2} e^{2\pi i \omega t} f(\omega) d\omega.$$

Elle est facilement obtenue à partir d'une transformation rapide de Fourier de toute série chronologique arbitraire et la distribution cumulée permet ainsi une identification rapide de l'échelle temporelle à laquelle la corrélation baisse jusqu'à un certain niveau arbitraire. Pour que l'échelle temporelle soit à peu près comparable à l'échelle spatiale, nous la définissons comme l'écart de temps auquel la densité spectrale de puissance cumulative augmente à 95 % de la variance totale.

Si l'objectif est de résoudre des processus à court terme, l'échantillonnage doit alors aussi être nécessairement plus fréquent. Cependant, comme avec les problèmes liés à l'échelle spatiale, à un moment donné, on constatera des rendements décroissants parallèlement à toute augmentation de la résolution d'un signal temporel. Ce cadre vise à fonctionner sur une échelle temporelle d'au moins un an. Les signaux infra-annuels, lorsqu'ils sont disponibles, seront utilisés pour décomposer les signaux saisonniers à partir des signaux interannuels afin d'éviter les biais dus à des erreurs de discrétisation.

---

## Modèles spatio-temporels

En réalité, des profils spatio-temporels coexistent et évoluent. Ils sont des processus corrélés et, de ce fait, leur modélisation adéquate représente un défi (« indissociables » – voir ci-dessous). Cela rend problématiques le traitement indépendant et l'estimation d'autocorrélation dans le temps et l'espace. Néanmoins, de nouvelles élaborations en matière de méthodes de calcul étendent la portée d'utilisation de tels modèles à un cadre de ce type. Cela est principalement dû aux méthodes efficaces liées à la modélisation numérique des équations différentielles partielles stochastiques, notamment dans l'espace spectral (Fourier).

Une fois encore, nous suivons l'élaboration de modèles spatio-temporels de Banerjee *et al.* (2014) comme une simple extension du modèle de régression spatiale. Les observations,  $Y(\mathbf{s}, t)$  sont mesurées dans un espace des coordonnées  $(\mathbf{s}, t) \in S \in \mathfrak{R}^d \times \mathfrak{R}$  dans le domaine  $S$  de dimension  $d + 1$ . Le modèle de régression spatio-temporel peut alors être précisé comme suit :

$$Y(\mathbf{s}, t) = \mu(\mathbf{s}, t) + e(\mathbf{s}, t),$$

où  $\mu(\mathbf{s}, t) = x(\mathbf{s}, t)^T \beta(\mathbf{s}, t)$  est le processus à moyenne et  $e(\mathbf{s}, t)$  l'erreur résiduelle. Les paramètres  $\beta$  des prédicteurs à référence spatiale  $x$  peuvent avoir des formes variables :

- $\beta(\mathbf{s}, t)$  – divers dans le temps et l'espace.
- $\beta(\mathbf{s})$  – divers sur le plan spatial (fixe dans le temps).
- $\beta(t)$  – divers sur le plan temporel (et fixe dans l'espace).
- $\beta$  – complètement fixe (aucune variation dans le temps et l'espace).
- $\beta_s(\mathbf{s}) + \beta_t(t)$  – complexe, hiérarchique (mixte).

Le processus d'erreurs peut être réparti en une composante structurée de manière spatio-temporelle  $\omega$  et en une composante non structurée  $\varepsilon$  :

$$e(\mathbf{s}, t) = \omega(\mathbf{s}, t) + \varepsilon(\mathbf{s}, t).$$

On suppose habituellement que l'erreur *non structurée* est un processus d'erreurs de type bruit blanc :  $\varepsilon(\mathbf{s}, t) \sim N(0, \sigma_\varepsilon^2)$ . Cependant, la façon dont l'erreur *structurée sur le plan spatio-temporel* est traitée n'est pas simple :

- $\omega_s(t)$  – effets temporels imbriqués dans des sites (évolution temporelle à chaque site; l'espace n'est pas modélisé).
- $\omega_t(\mathbf{s})$  – effets spatiaux imbriqués dans le temps (évolution spatiale à chaque moment; le moment n'est pas modélisé).
- $\omega(\mathbf{s})v(t)$  ou  $\omega(\mathbf{s}) + v(t)$  – *dissociables* (la structure dans l'espace et la structure dans le temps sont indépendantes).
- $\omega(\mathbf{s}, t)$  – indissociables (la structure dans le temps et l'espace évolue d'une façon complexe).

Si les autocorrélations spatiales et temporelles agissent de manière indépendante (« séparément »), alors :

$$\begin{aligned} v(t) &\sim \text{GP}(0, C(t, t'; \boldsymbol{\theta}_t)) \\ \omega(\mathbf{s}) &\sim \text{GP}(0, C(\mathbf{s}, \mathbf{s}'; \boldsymbol{\theta}_s)). \end{aligned}$$

On suppose généralement que les erreurs spatio-temporelles suivent les processus de Gauss avec une moyenne de 0 et une covariance  $C(\cdot, \cdot; \boldsymbol{\theta})$ . La covariance spatiale peut être modélisée à l'aide de toute forme spatiale comme :  $C(\mathbf{s}, \mathbf{s}'; \boldsymbol{\theta}_s) = C(h)_{\text{Matérn}}$ . De même, la covariance

temporelle peut être formulée comme tout modèle d'autocorrélation :

$C(t, t'; \boldsymbol{\theta}_t) = \sigma_t^2 \exp(-\phi_t |t - t'|)$ , ou si elle est discrète dans le temps : AR(1):  $v(t + 1) = \rho_t v(t) + \eta(t)$  avec  $\eta(t) \stackrel{iid}{\sim} N(0, \sigma_t^2)$ , etc.

Bien qu'intéressante sur le plan des calculs, même dans ce cas simple de modèles « dissociables », une évaluation de la vraisemblance nécessite la formule inverse  $\Sigma_{n \times n}^{-1}$  qui s'avère augmenter avec les opérations  $O(n^3)$ . Cela a été un obstacle majeur à l'élaboration ultérieure de ces méthodes fondées sur la covariance dans des problèmes à grande échelle en matière d'espace et d'espace-temps. Des approximations ont été proposées pour surmonter ce problème numérique handicapant : modéliser le processus spatial  $\omega(\mathbf{s})$  au moyen d'un processus dimensionnel inférieur par l'intermédiaire de convolutions de noyaux, déplacer des moyennes, fonctions splines/de base de degré faible et processus prédictifs (projection d'un processus spatial sur un sous-ensemble plus petit; Sølna et Switzer 1996, Wikle et Cressie 1999, Hung *et al.* 2004, Xu *et al.* 2005, Banerjee *et al.* 2014); estimer approximativement le processus spatial comme un champ aléatoire de Markov avec les approximations de Laplace et des équations différentielles partielles stochastiques (Lindgren et Rue 2015) et estimer approximativement la vraisemblance du processus spatiotemporel solution de l'équation différentielle partielle stochastique à l'aide d'un processus du domaine spectral (Sigrist *et al.* 2015).

Dans ce cadre, nous mettons l'accent sur l'approche de Sigrist *et al.* (2015) en raison de l'hypothèse plus réaliste de non-divisibilité des processus spatial et temporel et des performances de calculs élevées liées à un fonctionnement dans un espace spectral. Plus précisément, l'erreur spatiotemporelle  $\omega(\mathbf{s}, t)$  est formulée comme un processus (équation différentielle partielle stochastique) d'advection-dispersion :

$$\frac{\partial}{\partial t} \omega(\mathbf{s}, t) = -\mathbf{u}^T \nabla \omega(\mathbf{s}, t) + \nabla \cdot \Sigma \nabla \omega(\mathbf{s}, t) - \zeta \omega(\mathbf{s}, t) + \epsilon(\mathbf{s}, t).$$

Ici,  $\mathbf{s} = (x, y)^T \in \mathcal{R}^2$ :  $\mathbf{u} = (u_x, u_y)^T$  paramètre la vitesse de dérive (advection);  $\nabla = (\frac{\partial}{\partial x}, \frac{\partial}{\partial y})^T$  est l'opérateur gradient;  $\nabla \cdot \mathbf{F} = (\frac{\partial F_x}{\partial x}, \frac{\partial F_y}{\partial y})^T$  est l'opérateur de divergence d'un champ vectoriel donné  $\mathbf{F} = (F_x, F_y)^T$ ;  $\Sigma^{-1} = \frac{1}{\phi_d^2} \begin{pmatrix} \cos \alpha & \sin \alpha \\ -\gamma \cdot \sin \alpha & \gamma \cdot \cos \alpha \end{pmatrix}^T \begin{pmatrix} \cos \alpha & \sin \alpha \\ -\gamma \cdot \sin \alpha & \gamma \cdot \cos \alpha \end{pmatrix}$  paramètre l'anisotropie de dispersion par l'intermédiaire de ( $\gamma > 0$ ,  $\alpha \in [0, \pi/2]$ ) avec  $\phi_d > 0$  paramétrant la plage de dispersion;  $\zeta > 0$  paramétrant l'amortissement local et  $\epsilon(\mathbf{s}, t)$  paramétrant un champ aléatoire gaussien qui représente les processus source et puits avec un bruit blanc de covariance temporelle et spatiale de Matérn (c.-à-d. « innovation »).

La caractéristique complète du modèle d'advection-dispersion sous la forme d'un modèle état-espace est la suivante (Sigrist *et al.* 2015) :

$$\begin{aligned} Y(\mathbf{s}, t) &= x(\mathbf{s}, t)^T \boldsymbol{\beta} + \omega(\mathbf{s}, t) + \epsilon(\mathbf{s}, t) \\ \omega(\mathbf{s}, t) &= \boldsymbol{\Phi} \boldsymbol{\alpha}(\mathbf{s}, t) \quad \{\text{processus d'advection - dispersion discrétisé}\} \\ \boldsymbol{\alpha}(\mathbf{s}, t) &= \mathbf{G} \boldsymbol{\alpha}(\mathbf{s}, t - 1) + \hat{\epsilon}(\mathbf{s}, t) \quad \{\text{modèle de transition}\} \\ \epsilon(\mathbf{s}, t) &\sim N(\mathbf{0}, \tau^2 \mathbf{1}) \quad \{\text{erreur non structurée}\} \\ \hat{\epsilon}(\mathbf{s}, t) &\sim N(\mathbf{0}, \hat{\mathbf{Q}}) \quad \{\text{innovation}\} \end{aligned}$$

où  $\boldsymbol{\alpha}(\mathbf{s}, t)$  sont des coefficients de Fourier;  $\boldsymbol{\Phi} = [\boldsymbol{\phi}(\mathbf{s}_1), \dots, \boldsymbol{\phi}(\mathbf{s}_N)]^T$  est une matrice de fonctions de base spatiales;  $\mathbf{G}$  est la matrice de transition et  $\hat{\mathbf{Q}}$  est la matrice de covariance d'innovation (erreurs résiduelles). Voir l'annexe 3 pour obtenir plus de détails.

Une fois que la forme du modèle spatiotemporel est formulée, elle peut être utilisée comme une méthode de prédiction/d'interpolation. Une telle interpolation est nécessaire pour décrire et comprendre les liens entre les caractéristiques clés de productivité, de biodiversité, d'habitat et d'espèces d'intérêt de l'écosystème, ainsi que pour estimer les échelles spatiales et temporelles.

Nous utilisons une mise en œuvre sur le logiciel R de l'espace et de l'espace-temps ci-dessus ([stmv](https://github.com/jae0/stmv), [<https://github.com/jae0/stmv>]). La bibliothèque stmv permet, en outre, des interpolations localisées, hiérarchiques, fondées sur un modèle, pour un sous-domaine donné (local), indexé par  $\lambda$ . Il convient de noter que  $\mu$  indique une variable indépendante globale sous une forme fonctionnelle linéaire, non linéaire ou binomiale  $f$  et  $\mu_\lambda$  représente une variable indépendante locale propre au sous-domaine  $\lambda$ . Les caractéristiques du modèle pour chaque série de données sont les suivantes :

- Bathymétrie (pur modèle spatial) :

$$\begin{aligned} Y_\lambda(\mathbf{s}) &= \omega_\lambda(\mathbf{s}) + \varepsilon_\lambda(\mathbf{s}) \\ \omega_\lambda(\mathbf{s}) &\sim \text{GP}(0, C(\mathbf{s}, \mathbf{s}'; \boldsymbol{\theta}_\lambda)) \\ \varepsilon_\lambda(\mathbf{s}) &\sim N(\mathbf{0}, \tau_\lambda(\mathbf{s})^2) \end{aligned}$$

- Taille de grain du substrat (espace avec covariables) :

$$\begin{aligned} Y_\lambda(\mathbf{s}) &= \mu(\mathbf{s}) + \omega_\lambda(\mathbf{s}) + \varepsilon_\lambda(\mathbf{s}) \\ \mu(\mathbf{s}) &= f(\text{profondeur, pente, courbure}) \\ \omega_\lambda(\mathbf{s}) &\sim \text{GP}(0, C(\mathbf{s}, \mathbf{s}'; \boldsymbol{\theta}_\lambda)) \\ \varepsilon_\lambda(\mathbf{s}) &\sim N(\mathbf{0}, \tau_\lambda(\mathbf{s})^2) \end{aligned}$$

- Température au fond (effets temporels imbriqués dans des sites) :

$$\begin{aligned} Y_\lambda(\mathbf{s}, t) &= \mu(\mathbf{s}) + \omega_\lambda(\mathbf{s}) + \varepsilon_\lambda(\mathbf{s}) \\ \mu(\mathbf{s}) &= f(\text{profondeur}) \\ \omega_\lambda(\mathbf{s}, t) &= \boldsymbol{\Phi}_\lambda \boldsymbol{\alpha}_\lambda(\mathbf{s}, t) \\ \boldsymbol{\alpha}_\lambda(\mathbf{s}, t) &= \mathbf{G}_\lambda \boldsymbol{\alpha}_\lambda(\mathbf{s}, t - 1) + \hat{\varepsilon}_\lambda(\mathbf{s}, t) \\ \varepsilon_\lambda(\mathbf{s}, t) &\sim N(\mathbf{0}, \tau_\lambda^2 \mathbf{1}) \\ \hat{\varepsilon}_\lambda(\mathbf{s}, t) &\sim N(\mathbf{0}, \hat{\mathbf{Q}}_\lambda) \end{aligned}$$

- Indicateurs écosystémiques (y compris l'habitat intégratif  $H_i$ ; effets temporels imbriqués dans des sites) :

$$\begin{aligned} Y_\lambda(\mathbf{s}, t) &= \mu(\mathbf{s}) + \mu_\lambda(\mathbf{s}, t) + \omega_\lambda(\mathbf{s}) + \varepsilon_\lambda(\mathbf{s}) \\ \mu(\mathbf{s}) &= f(\text{profondeur, pente, courbure, taille de grain du substrat}) \\ \mu_\lambda(\mathbf{s}, t) &= f_\lambda(\text{température}) \\ \omega_\lambda(\mathbf{s}, t) &= \boldsymbol{\Phi}_\lambda \boldsymbol{\alpha}_\lambda(\mathbf{s}, t) \\ \boldsymbol{\alpha}_\lambda(\mathbf{s}, t) &= \mathbf{G}_\lambda \boldsymbol{\alpha}_\lambda(\mathbf{s}, t - 1) + \hat{\varepsilon}_\lambda(\mathbf{s}, t) \\ \varepsilon_\lambda(\mathbf{s}, t) &\sim N(\mathbf{0}, \tau_\lambda^2 \mathbf{1}) \\ \hat{\varepsilon}_\lambda(\mathbf{s}, t) &\sim N(\mathbf{0}, \hat{\mathbf{Q}}_\lambda) \end{aligned}$$

- Abondance et habitat fonctionnel ( $H_f$ ; effets temporels imbriqués dans des sites) :

$$\begin{aligned}
 Y_\lambda(\mathbf{s}, t) &= \mu(\mathbf{s}) + \mu_\lambda(\mathbf{s}, t) + \omega_\lambda(\mathbf{s}) + \varepsilon_\lambda(\mathbf{s}) \\
 \mu(\mathbf{s}) &= f(\text{profondeur, pente, courbure, taille de grain du substrat}) \\
 \mu_\lambda(\mathbf{s}, t) &= f_\lambda(\text{température, indicateurs écosystémiques}) \\
 \omega_\lambda(\mathbf{s}, t) &= \Phi_\lambda \alpha_\lambda(\mathbf{s}, t) \\
 \alpha_\lambda(\mathbf{s}, t) &= \mathbf{G}_\lambda \alpha_\lambda(\mathbf{s}, t - 1) + \hat{\varepsilon}_\lambda(\mathbf{s}, t) \\
 \varepsilon_\lambda(\mathbf{s}, t) &\sim N(\mathbf{0}, \tau_\lambda^2 \mathbf{1}) \\
 \hat{\varepsilon}_\lambda(\mathbf{s}, t) &\sim N(\mathbf{0}, \hat{\mathbf{Q}}_\lambda)
 \end{aligned}$$

## Marquage et marquage-recapture

Un moyen concret de quantifier les échelles temporelles et spatiales (connectivité) consiste à démontrer une similitude en matière de déplacement et de génétique. Dans le dernier cas, aucun effort n'a été déployé. Dans le premier cas, en raison de synergies avec l'industrie de la pêche, des efforts accrus de marquage ont été fournis à proximité du BSA. La plupart des efforts ont été suscités par l'intérêt manifesté par l'industrie, par l'Ocean Tracking Network (OTN) et par Emera à l'égard des déplacements du crabe des neiges près du BSA. Cependant, le marquage acoustique d'autres espèces d'intérêt a également été effectué. Au total, 80 étiquettes ont été déployées : 58 morues, 14 loups atlantiques, 1 chaboisseau à épines courtes et 7 crabes des neiges. Ces étiquettes nous permettront de suivre ces espèces au cours des années à venir dans la ZPM (par l'intermédiaire des deux lignes réceptrices existantes), ainsi qu'à l'extérieur de la ZPM avec d'autres lignes réceptrices de l'OTN et potentiellement avec un planeur de l'OTN. Elles aideront à définir la connectivité spatiale et l'aire de répartition des espèces d'intérêt. L'objectif est d'élaborer des modèles de déplacement, dans la mesure du possible, et d'estimer la répartition spatiale directement.

Des données sur le marquage et la recapture de tortues de mer, de phoques, de requins et de diverses autres espèces existent dans la zone. Ces données n'ont pas été examinées et ne sont pas toujours disponibles et elles représentent une lacune dans les données à l'heure actuelle.

## MODÉLISATION DU RISQUE

Un risque a plusieurs significations pour beaucoup de personnes. Nous utilisons ce terme précisément dans le sens d'avoir une distribution d'erreur plausible pour une certaine quantité d'intérêts, de sorte que des inférences probabilistes peuvent être faites. Une fois que les distributions d'erreurs sont déterminées, il est simple de formuler des énoncés de probabilité liés à la probabilité que l'état actuel diffère d'un état précédent ou d'un seuil arbitraire.

L'estimation de telles distributions d'erreurs nécessite une méthode fiable pour diffuser les erreurs des observations aux prédictions. Une méthode respectée (**déterministe**) consiste à créer un modèle mécaniste puis, à l'aide d'approximations ou de simulations, à déterminer les distributions d'erreurs d'intérêt. Une deuxième méthode (**phénoménologique**) quantifie de manière empirique les erreurs et les diffuse par l'intermédiaire de méthodes statistiques/corrélationnelles. Cette dernière est choisie dans ce cadre, car elle est très générale et simple à mettre en œuvre. La première méthode n'est pas choisie, car les auteurs ne connaissent aucun modèle d'exploitation d'un écosystème, ni aucune sous-composante capable de fonctionner avec des compétences suffisantes pour diffuser des erreurs, et encore moins leur ampleur.

L'approche proposée consiste à utiliser la forme discrète de l'équation logistique à cette fin. Verhulst, Pearl et Lotka, à la fin des années 1800 et au début des années 1900, ont popularisé

---

cette équation, en l'utilisant pour décrire des tendances d'augmentation asymptotique (croissance de la population, croissance économique, etc.). Le modèle est suffisamment général, de sorte qu'il peut s'appliquer facilement à la plupart des quantités d'intérêt qui présentent un certain comportement dynamique, par exemple : les estimations globales de la biomasse (productivité), la biodiversité (changements touchant la biodiversité) et l'habitat (changements touchant l'habitat). Des techniques similaires peuvent s'appliquer aux autres indicateurs d'intérêt et peuvent être utilisées en fonction de la disponibilité de temps. La justification des raisons pour lesquelles il peut être communément utilisé est développée à l'annexe 4.

La forme discrète de l'équation logistique de base est, après normalisation à  $K$ , la « capacité de charge » (se reporter à l'annexe 4) :

$$y_t \approx r y_{t-1} (1 - y_{t-1}).$$

La méthode d'estimation des paramètres qui est peut-être la plus puissante et la plus souple,  $\theta = \{r, K\}$ , est une représentation état-espace où un modèle d'observation supplémentaire est ajouté pour faire le lien entre les indices observés  $O$ , les indices non observés et l'état réel du système (généralement inobservable)  $y$ . Le modèle le plus simple de ce type est un facteur d'échelle linéaire,  $q$ , bien qu'encore une fois, d'autres modèles soient possibles, aux dépens d'une plus grande complexité :

$$O_t = q y_t$$

où  $\theta = \{r, K, q\}$ .

L'utilisation d'une méthode bayésienne pour résoudre le problème état-espace non linéaire ci-dessus est fréquente, car elle offre l'occasion : d'avoir une plus grande stabilité numérique, d'intégrer des connaissances scientifiques préalables d'une manière officielle, de diffuser de façon réaliste des erreurs crédibles, d'estimer des états non observés (« véritables ») et d'estimer simultanément les erreurs de « processus » du modèle et les erreurs d'« observation » des données. [Il convient de noter que les erreurs de processus ( $\sigma_p^2$ ) sont les incertitudes qui alimentent des situations futures par l'entremise de la propagation d'erreur, p. ex. par l'intermédiaire de la forme récursive de l'équation logistique (c.-à-d. les erreurs dans  $y_{t+1}$  dans l'état-espace de  $y_t$  par rapport à  $y_{t+1}$ ). Elles sont importantes si le risque prédictif est évalué. Les erreurs d'observation ( $\sigma_o^2$ ) désignent les incertitudes liées aux mesures et aux observations (c.-à-d. les erreurs liées aux mesures/données des deux variables dans l'état-espace de  $y_t$  p/r à  $y_{t+1}$ ).]

Cette dernière capacité est particulièrement importante, car les estimations et prévisions de paramètres fondées sur des erreurs d'observation uniquement fournissent des limites d'erreur exagérément optimistes (petites et constantes). Les estimations et prévisions de paramètres fondées sur des erreurs de processus uniquement se projettent rapidement dans l'avenir, ce qui entraîne des limites d'erreur exagérément pessimistes (grandes et généralement croissantes).

La distribution a posteriori des paramètres d'intérêt,  $\theta$ , qui dépend des données, est estimée par l'intermédiaire de l'échantillonnage selon la méthode de Monte-Carlo par chaîne de Markov (MCMC) (Gibbs), à l'aide de la plateforme JAGS (Plummer 2003). Le [modèle JAGS utilisé](https://github.com/jae0/stmdev/) pour l'estimation de paramètres est disponible à l'adresse : <https://github.com/jae0/stmdev/>.

## **MENACES ANTHROPIQUES**

La surveillance de la productivité, de l'habitat et de la biodiversité est essentielle s'il s'agit d'évaluer si les ZPM permettent l'atteinte des principaux objectifs. Il est essentiel d'examiner les menaces anthropiques dans la zone du banc de Sainte-Anne, ainsi que les effets cumulatifs sur

---

la productivité, l'habitat, la biodiversité et les espèces en voie de disparition ou menacées. À partir des données disponibles, nous pouvons examiner les perturbations dues à la pêche au chalut et au dragage, l'exploitation des ressources marines par les pêches, les menaces d'empêchement dans les engins de pêche qui pèsent sur les mammifères marins et les tortues de mer, les menaces de collisions avec des navires en raison du trafic maritime et les perturbations sonores des navires. Chaque menace peut être normalisée sur une échelle allant de zéro à un, afin de comparer l'intensité des menaces dans l'ensemble de la région, puis elle peut être pondérée et combinée pour examiner les menaces anthropiques cumulatives comme dans Coll *et al.* (2012).

## RÉSULTATS

La plupart des analyses n'ont pas été réalisées. Jusqu'à présent, l'effort consistait à assimiler et à élaborer l'échafaudage visant à appuyer les analyses ainsi que la surveillance et l'évaluation futures. Ces rubriques tiennent principalement lieu de paramètres fictifs. Cependant, certains résultats préliminaires peuvent être communiqués pour donner une indication. Nous mettons en évidence quelques-uns de ces résultats, mais nous soulignons leur nature très préliminaire.

### BIODIVERSITÉ

Pour le moment, aucun résultat analytique n'est disponible à des fins de présentation.

### PRODUCTIVITÉ

Pour le moment, seuls les modèles relatifs au crabe des neiges ont été réalisés à l'aide de cette méthode (figure 34; voir Choi *et al.* 2012 pour obtenir de plus amples détails).

### HABITAT

#### Habitat fonctionnel

Pour le moment, seuls les modèles relatifs au crabe des neiges ont été réalisés à l'aide de cette méthode (figures 35 et 36; voir Choi *et al.* 2012 pour obtenir des détails).

#### Habitat intégral

Exemple d'**habitat intégral** ( $H_i$ ) comme le reflète une ordination de taxons observés ensemble dans divers chaluts de fond (figure 37).

### CONNECTIVITÉ

#### Échelle spatiale

Il s'agit de la première tentative pour décrire l'échelle spatiale du BSA et les zones périphériques. Essentiellement,  $S_s$  représente la distance qu'il faut parcourir avant la perte de mémoire de l'endroit où le parcours a commencé (définie arbitrairement à un niveau d'autocorrélation de 5 %). En utilisant comme norme ce niveau de similitude, les variations de la profondeur sont manifestement inégales/regroupées (figure 38). Dans la zone du BSA, il existe un mélange de grandes échelles d'autocorrélation ( $\exp(6) = 400$  km) dans les zones du nord-est, tandis que les zones du sud-ouest ont des échelles spatiales d'environ 20 km ou moins.

Il faut se rappeler que si  $S_s$  est petite, alors des processus à courte portée prédominent (p. ex. moins d'espèces mobiles, peu dispersées, faibles courants, hétérogénéité de l'habitat à de petites échelles). Si  $S_s$  est grande, alors des processus plus généraux ont influencé la

---

productivité de l'espèce (p. ex. mobilité ou processus de dispersion/courant plus élevés, connectivité spatiale plus forte, hétérogénéité de l'habitat à de plus grandes échelles).

Un autre exemple, les densités du crabe des neiges, semble indiquer des tendances d'autocorrélation spatiale différentes (figure 39), l'échelle de distance de la plupart des lieux de pêche essentiels variant de 60 à 90 km. À proximité du BSA, ces échelles spatiales diminuent d'environ 10 à 60 km.

### **Échelle temporelle**

Comme pour l'échelle spatiale, nous avons défini l'échelle temporelle ( $S_t$ ) comme la durée nécessaire pour atteindre un état où l'autocorrélation baisse jusqu'à un niveau insignifiant (5 %). Il faut se rappeler que si  $S_t$  est petite, des variations à courte portée prédominent (effort d'échantillonnage plus important pour résoudre/décrire). Si  $S_t$  est grande, des variations à longue portée prédominent (effort d'échantillonnage moins important nécessaire pour résoudre/décrire). Pour le moment, aucun résultat analytique n'est disponible à des fins de présentation.

### **Marquage**

Pour le moment, aucun résultat analytique n'est disponible à des fins de présentation en dehors des [aperçus](#).

## **DISCUSSION**

Il n'y aura aucune discussion tant qu'un plus grand nombre d'analyses n'ont pas été réalisées.

## **CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS**

Le présent rapport était un exercice visant à démontrer ce qui est disponible et possible. Toutes les méthodes abordées sont viables et informatives et devraient donc servir de base solide pour un cadre de surveillance ultérieur dans le BSA et les ZPM en général.

## **REMERCIEMENTS**

Nous tenons à souligner l'aide inestimable offerte par un grand nombre de scientifiques qui ont participé aux divers relevés qui étayaient le présent document. Ce rapport n'aurait pas pu être produit sans l'orientation et l'aide des personnes suivantes : Shelley Bond (DataShop), Carla Caverhill, George White (groupe de télédétection), Catherine Johnson, Benoit Casault (Programme de monitoring de la zone Atlantique), Ben Zisseron, Brent Cameron, Snow Crab industry (relevé sur le crabe des neiges), Scott Wilson, Bill MacEachern, Don Clark (relevé sur le poisson de fond), Dale Roddick (relevé sur la palourde), Vladimir Kostelev, Charles Hannah (taille de grain du substrat), Service hydrographique du Canada (données bathymétriques), Roger Pettipas (science océanique, données sur la température océanique), Robert Grandy, Greg Croft et Krista Wry (Division des données commerciales) et Tanya Koropatnick et Norman Cochrane (données des navires).

---

## RÉFÉRENCES

- Banerjee, S., Carlin, B.P., Gelfand, A.E. 2014. Hierarchical Modeling and Analysis for Spatial Data. CRC Press.
- Carr, M-E., Friedrichs, M.A.M., Schmeltz, M., Aita, M.N., Antoine, D., Arrigo, K.R., Asanuma, I., Aumont, O., Barber, R., Behrenfeld, M., Bidigare, R., Buitenhuis, E.T., Campbell, J., Ciotti, A., Dierssen, H., Dowell, M., Dunne, J., Esaias, W., Gentili, B., Gregg, W., Groom, S., Hoepffner, N., Ishizaka, J., Kameda, T., Le Quéré, C., Lohrenz, S., Marra, J., Mélin, F., Moore, K., Morel, A., Reddy, T.E., Ryan, J., Scardi, M., Smyth, T., Turpie, K., Tilstone, G., Waters, K., Yamanaka, Y. 2006. A Comparison of Global Estimates of Marine Primary Production from Ocean Color. *Deep Sea Res., Part II* 53(5). Elsevier: 741-770.
- Caverhill, C., Maas, H., Porter, C., White III, G., Fuentes-Yaco, C. 2015. MODIS/Aqua Ocean Colour Dataset, Remote Sensing Unit. Bedford Institute of Oceanography RSU-BIO Technical Document 5.
- Choi, J.S. 2010. Habitat Preferences of the Snow Crab, *Chionoecetes Opilio*: Where Stock Assessment and Ecology Intersect; pp. 361-376. *In* G.H. Kruse, G.L. Eckert, R.J. Foy, R.N. Lipcius, B. Sainte-Marie, D.L. Stram, and D. Woodby (eds.) *Biology and Management of Exploited Crab Populations Under Climate Change*. Alaska Sea Grant, University of Alaska Fairbanks.
- Choi, J.S., Zisserson, B., Cameron, B. 2012. Assessment of Scotian Shelf Snow Crab in 2011. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/024.
- Coll, M., Piroddi, C., Albouy, C., Lasram, F.B.R., Cheung, W.W.L., Christensen, V., Karpouzi, V.S., Guilhaumon, F., Mouillot, D., Paleczny, M., Palomares, M.L., Steenbeek, J., Trujillo, P., Watson, R., Pauly, D. 2012. The Mediterranean Sea Under Siege: Spatial Overlap Between Marine Biodiversity, Cumulative Threats and Marine Reserves. *Global Ecol. Biogeogr.* 21 (4). Wiley Online Library: 465-480.
- Constantine, A.G., Hall, P. 1994. Characterizing Surface Smoothness via Estimation of Effective Fractal Dimension. *J. R. Stat. Soc., Ser. B (Statistical Methodology)* 56: 97-113.
- Cook, A.M., Bundy, A. 2010. The Food Habits Database: An Update, Determination of Sampling Adequacy and Estimation of Diet for Key Species. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2884: 1-140.
- Cook, A. M., Bundy, A. 2012. Use of Fishes as Sampling Tools for Understanding Biodiversity and Ecosystem Functioning in the Ocean. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 454. Inter-Research, Nordbunte 23 Oldendorf/Luhe 21385 Germany: 1-18.
- Darecki, M., Stramski, D. 2004. An Evaluation of Modis and Seawifs Bio-Optical Algorithms in the Baltic Sea. *Remote Sens. Environ.* 89(3). Elsevier: 326-50.
- Devine, L., Kennedy, M.K., St-Pierre, I., Lafleur, C., Ouellet, M., Bond, S. 2014. BioChem: The Fisheries and Oceans Canada Database for Biological and Chemical Data. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3073: iv + 40 pp.
- Diggle, P.J., Ribeiro Jr., P.J. 2007. *Model Based Geostatistics*. New York: Springer.
- Feldman, G.C., McClain, C.R. 2015. [Ocean Color Web](https://oceancolor.gsfc.nasa.gov/). Edited by N. Kuring and S.W. Bailey. MODIS Aqua Reprocessing 2013.1. NASA Goddard Space Flight Center. Accès : <https://oceancolor.gsfc.nasa.gov/>.
- Finley, A.O., Banerjee, S., Carlin, B.P. 2007. SpBayes: An R Package for Univariate and Multivariate Hierarchical Point-Referenced Spatial Models. *J. Stat. Software* 19(4): 1-24.

- 
- Ford, J., Serdynska, A. 2013. Ecological Overview of St. Anns Bank. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3023.
- Gerritsen, H.D., Minto, C., Lordan, C. 2013. How Much of the Seabed Is Impacted by Mobile Fishing Gear? Absolute Estimates from Vessel Monitoring System (Vms) Point Data. ICES J. Mar. Sci. Oxford University Press, fst017, 1-9.
- Green, R.H. 1979. Sampling Design and Statistical Methods for Environmental Biologists. Wiley Interscience, Chichester, England.
- Guzman, H.M, Gomez, C.G., Guevara, C.A., Kleivane, L. 2013. Potential Vessel Collisions with Southern Hemisphere Humpback Whales Wintering Off Pacific Panama. Mar. Mammal Sci. 29(4): 629-642.
- Hart, P.E., Nilsson, N.J., Raphael, B. 1968. A Formal Basis for the Heuristic Determination of Minimum Cost Paths. Systems Science and Cybernetics, IEEE Trans. 4(2). IEEE: 100-107.
- Hatch, L.T., Clark, C.W., Van Parijs, S.M., Frankel, A.S., Ponirakis, D.W. 2012. Quantifying Loss of Acoustic Communication Space for Right Whales in and Around a US National Marine Sanctuary. Conserv. Biol. 26(6): 983-94.
- Hatch, L.T., Clark, C., Merrick, R., Van Parijs, S., Ponirakis, D., Schwehr, K., Thompson, M., Wiley, D. 2008. Characterizing the Relative Contributions of Large Vessels to Total Ocean Noise Fields: A Case Study Using the Gerry E. Studts Stellwagen Bank National Marine Sanctuary. Environ. Manage. 42(5): 735-52.
- Hung, C.-W., Hsu, H.-H., Lu, M.-M. 2004. Decadal Oscillation of Spring Rain in Northern Taiwan. Geophys. Res. Lett. 31(22). Wiley Online Library.
- Hurlbert, S.H. 1984. Pseudoreplication and the Design of Ecological Field Experiments. Ecol. Monogr. 54(2). Wiley Online Library: 187-211.
- Kenchington, T.J. 2013. A Monitoring Framework for the St. Anns Bank Area of Interest. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/117.
- Lee, J., South, A.B., Jennings, S. 2010. Developing Reliable, Repeatable, and Accessible Methods to Provide High-Resolution Estimates of Fishing-Effort Distributions from Vessel Monitoring System (VMS) Data. ICES J. Mar. Sci. Oxford University Press, fsq010.
- Lindgren, F., Rue, H. 2015. [Bayesian Spatial Modelling with R-INLA](#). J. Stat. Software 63(1): 1-25.
- Lotka, A.J. 1925. Elements of Physical Biology. Williams and Wilkins.
- McKenna, M.F., Ross, D., Wiggins, S.M., Hildebrand, J.A. 2012. Underwater Radiated Noise from Modern Commercial Ships. J. Acoust. Soc. Am. 131(1): 92-103.
- Merchant, N.D., Pirota, E., Barton, T.R., Thompson, P.M. 2014. Monitoring Ship Noise to Assess the Impact of Coastal Developments on Marine Mammals. Mar. Pollut. Bull. 78(1): 85-95.
- Moore, S.K., Trainer, V.L. Mantua, N.J., Parker, M.S., Laws, E.A., Backer, L.C., Fleming, L.E. 2008. Impacts of Climate Variability and Future Climate Change on Harmful Algal Blooms and Human Health. Environ. Health 7(2). BioMed Central: S4.
- MPO. 2012. Priorités de conservation, objectifs et approche d'évaluation écosystémique liés à la zone d'intérêt du banc de Sainte-Anne. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2012/034.
-

- 
- Platt, T., Sathyendranath, S. 1988. Oceanic Primary Production: Estimation by Remote Sensing at Local and Regional Scales. *Science* 241: 1613-20.
- Platt, T., Sathyendranath, S., Forget, M.-H., White III, G.N., Caverhill, C., Bouman, H., Devred, E., Son, S. 2008. Operational Estimation of Primary Production at Large Geographical Scales. *Remote Sens. Environ.* 112: 3437-3448.
- Plummer, M. 2003. JAGS: A Program for Analysis of Bayesian Graphical Models Using Gibbs Sampling.
- R Core Team. 2015. [R: A Language and Environment for Statistical Computing](#). Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.
- Redfern, J.V., McKenna, M.F., Moore, T.J., Calambokidis, J., Deangelis, M.L., Becker, E.A., Barlow, J., Forney, K.A., Fiedler, P.C., Chivers, S.J. 2013. Assessing the Risk of Ships Striking Large Whales in Marine Spatial Planning. *Conserv. Biol.* 27(2): 292-302.
- Ribeiro Jr., P.J., Diggle, P.J. 2001. geoR: A Package for Geostatistical Analysis. *R-NEWS*: June 1(2): 15-18.
- Sigrist, F., Künsch, H.R., Stahel, W.A. 2015. Stochastic Partial Differential Equation Based Modelling of Large Space-Time Data Sets. *J. R. Stat. Soc., Ser. B (Statistical Methodology)* 77(1). Wiley Online Library: 3-33.
- Simard, Y., Roy, N., Giard, S., Yayla, M. 2014. Canadian Year-Round Shipping Traffic Atlas for 2013: Volume 1, East Coast Marine Waters. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3091: 1-327.
- Sølna, K., Switzer, P. 1996. Time Trend Estimation for a Geographic Region. *J. Am. Stat. Assoc.* 91 (434). Taylor & Francis: 577-89.
- Tremblay, M.J., Black, G.A.P., Branton, R.M. 2007. The Distribution of Common Decapod Crustaceans and Other Invertebrates Recorded in Annual Ecosystem Surveys of the Scotian Shelf 1999-2006. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2762: 1-74.
- Underwood, A.J. 1992. Beyond Baci: The Detection of Environmental Impacts on Populations in the Real, but Variable World. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 161: 145-178.
- Vanderlaan, A.S.M., Taggart, C.T. 2009. Efficacy of a Voluntary Area to Be Avoided to Reduce Risk of Lethal Vessel Strikes to Endangered Whales. *Conserv. Biol.* 23(6): 1467-1474.
- Wikle, C.K., Cressie, N. 1999. A Dimension-Reduced Approach to Space-Time Kalman Filtering. *Biometrika*. JSTOR, 815-29.
- Wiley, D.N., Thompson, M., Pace, R.M., Levenson, J. 2011. Modeling Speed Restrictions to Mitigate Lethal Collisions Between Ships and Whales in the Stellwagen Bank National Marine Sanctuary, USA. *Biol. Conserv.* 144(9): 2377-81.
- Xu, K., Wikle, C.K., Fox, N.I. 2005. A Kernel-Based Spatio-Temporal Dynamical Model for Nowcasting Weather Radar Reflectivities. *J. Am. Stat. Assoc.* 100(472). Taylor & Francis: 1133-1144.

## FIGURES

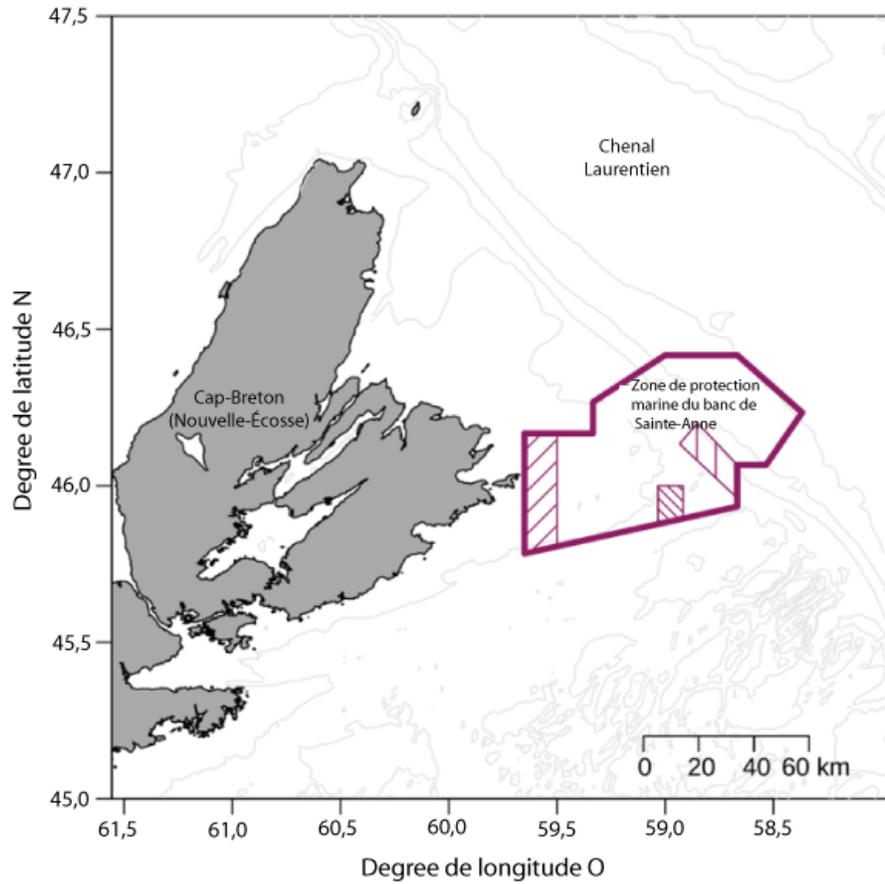


Figure 1. Carte bathymétrique de la zone du banc de Sainte-Anne (BSA) avec la zone de protection marine (ZPM, ligne épaisse) et les zones de pêche limitées (parties hachurées) proposées. Se reporter à la figure 2 pour voir l'emplacement géographique sur une carte agrandie.

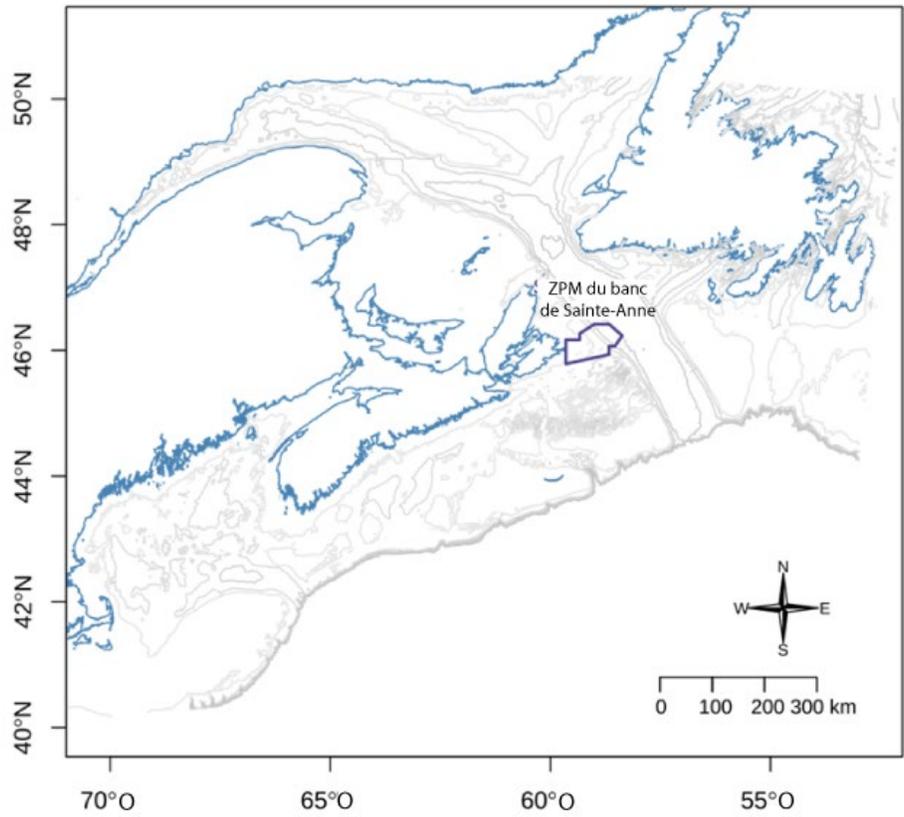


Figure 2. Carte de la zone d'extraction des données, de 37° N à 48° N et de 48° O à 71° O et de l'emplacement relatif de la ZPM du banc de Sainte-Anne.

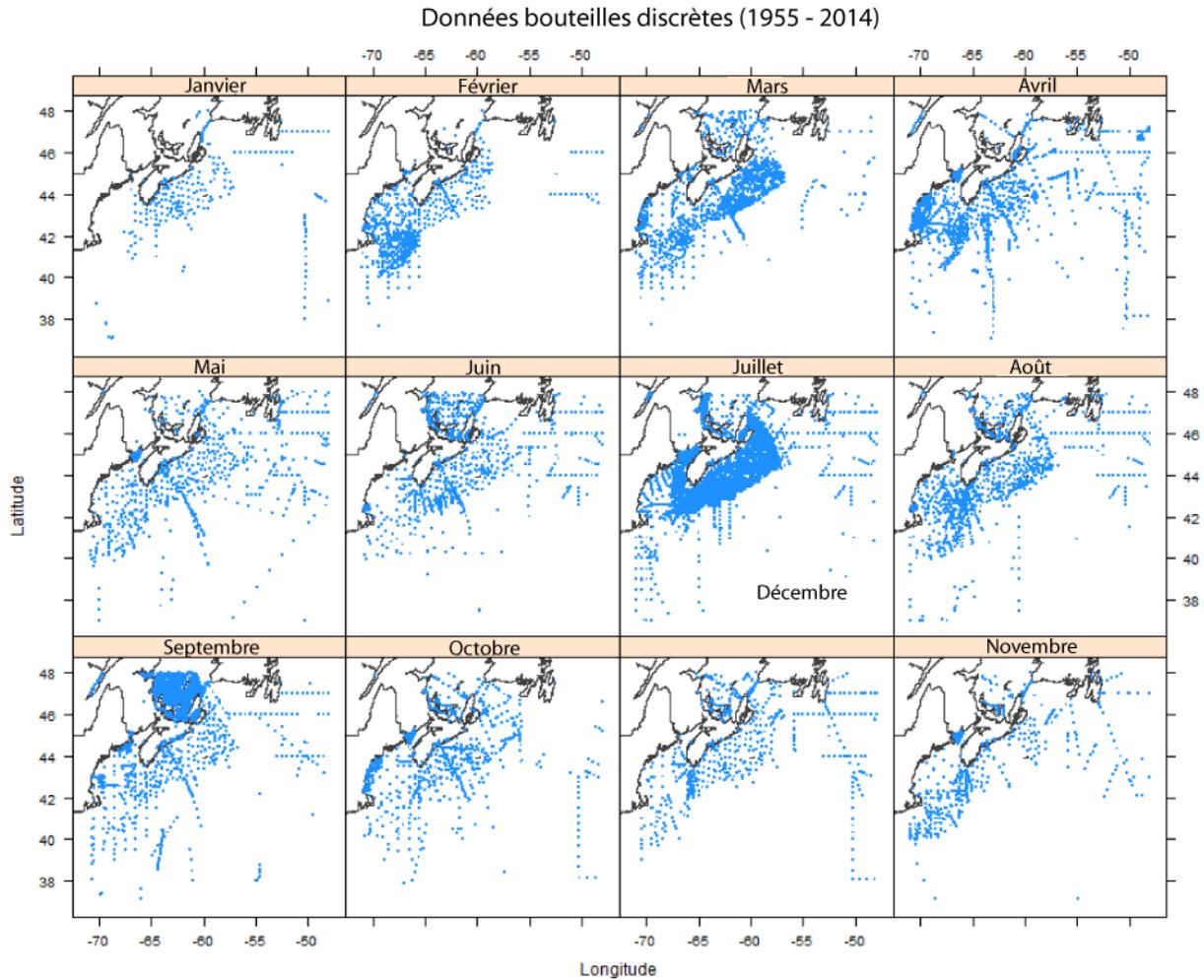


Figure 3. Distribution spatiale mensuelle des données bouteilles discrètes pour la période allant de 1955 à 2014.

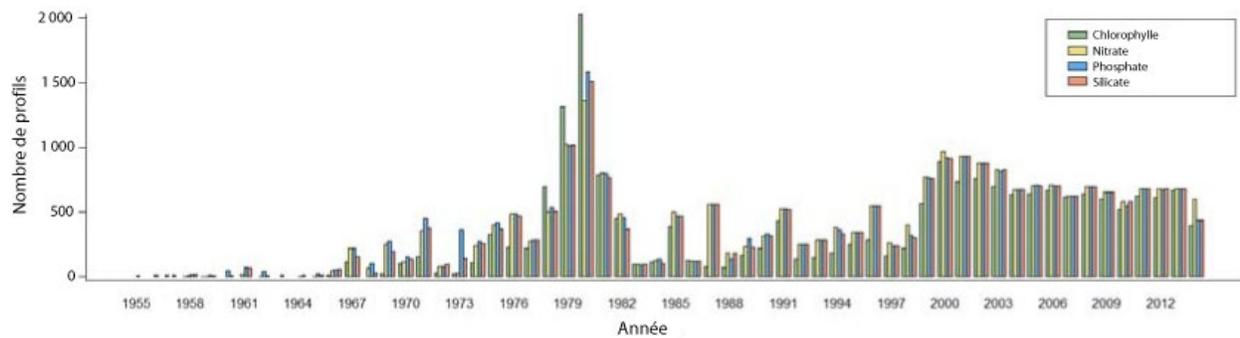


Figure 4. Nombre de profils de la chlorophylle et de nutriments extraits de la base de données BioChem pour chaque année, depuis 1955.

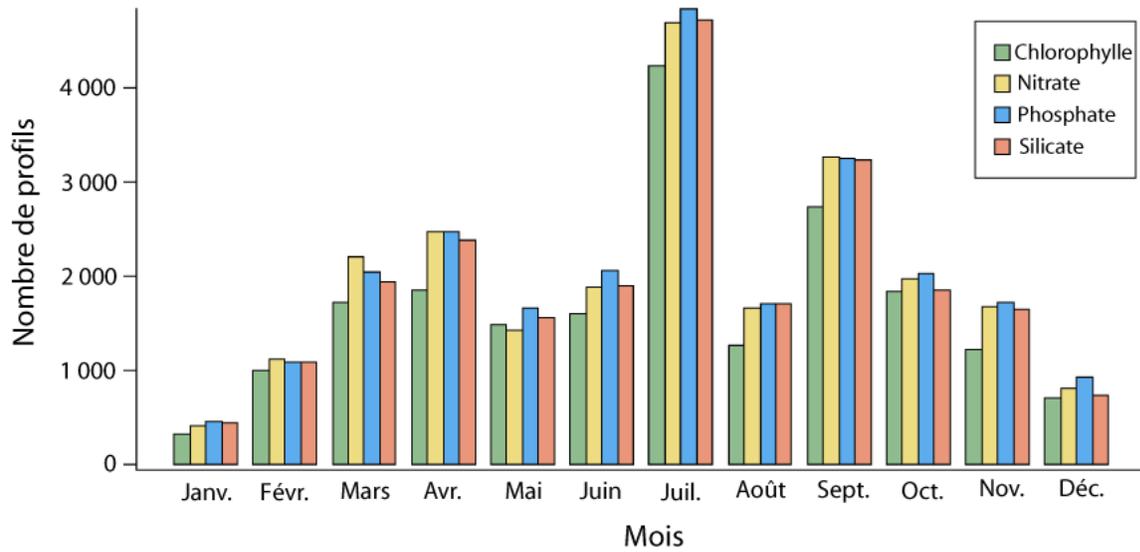


Figure 5. Nombre de profils de la chlorophylle et de nutriments extraits de la base de données BioChem pour la période allant de 1955 à 2014, regroupés mensuellement.

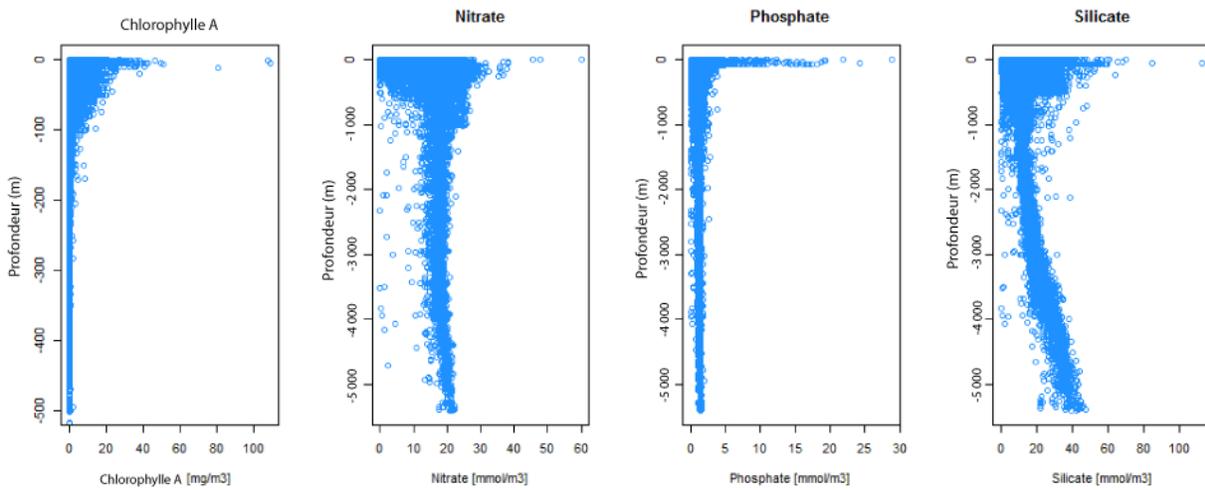


Figure 6. Profils de profondeur de la chlorophylle a et de nutriments; ensemble des données pour la période allant de 1955 à 2014.

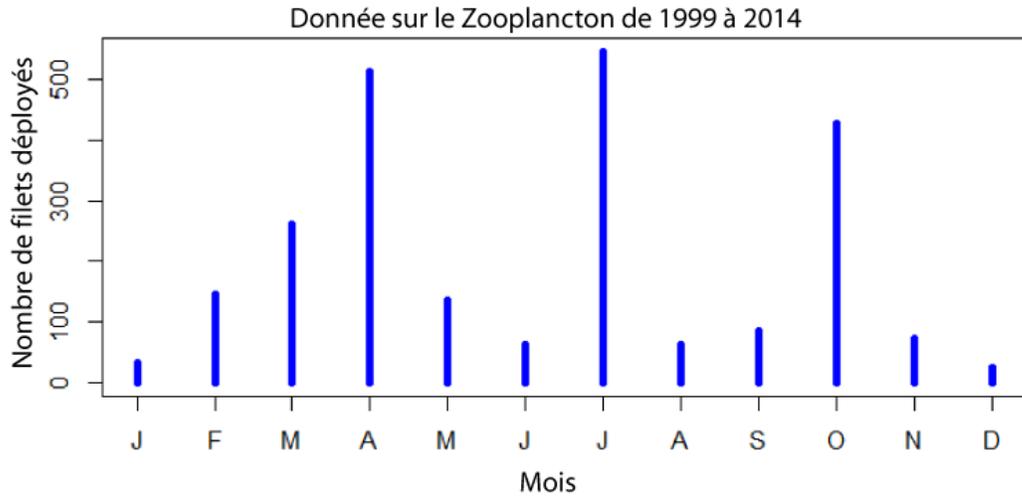


Figure 7. Nombre total de filets déployés chaque mois, pendant la période allant de 1999 à 2014.

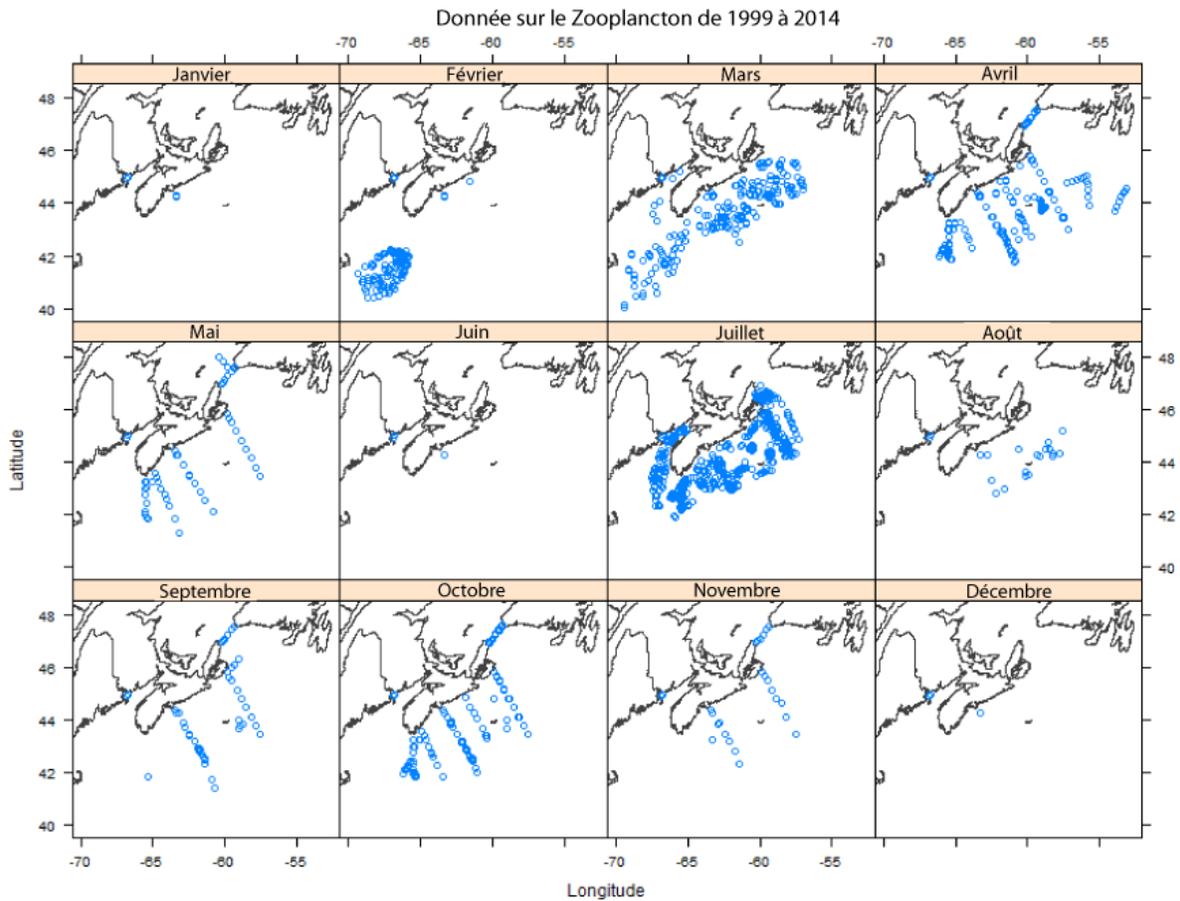


Figure 8. Nombre total de filets déployés chaque mois, pendant la période allant de 1999 à 2014.

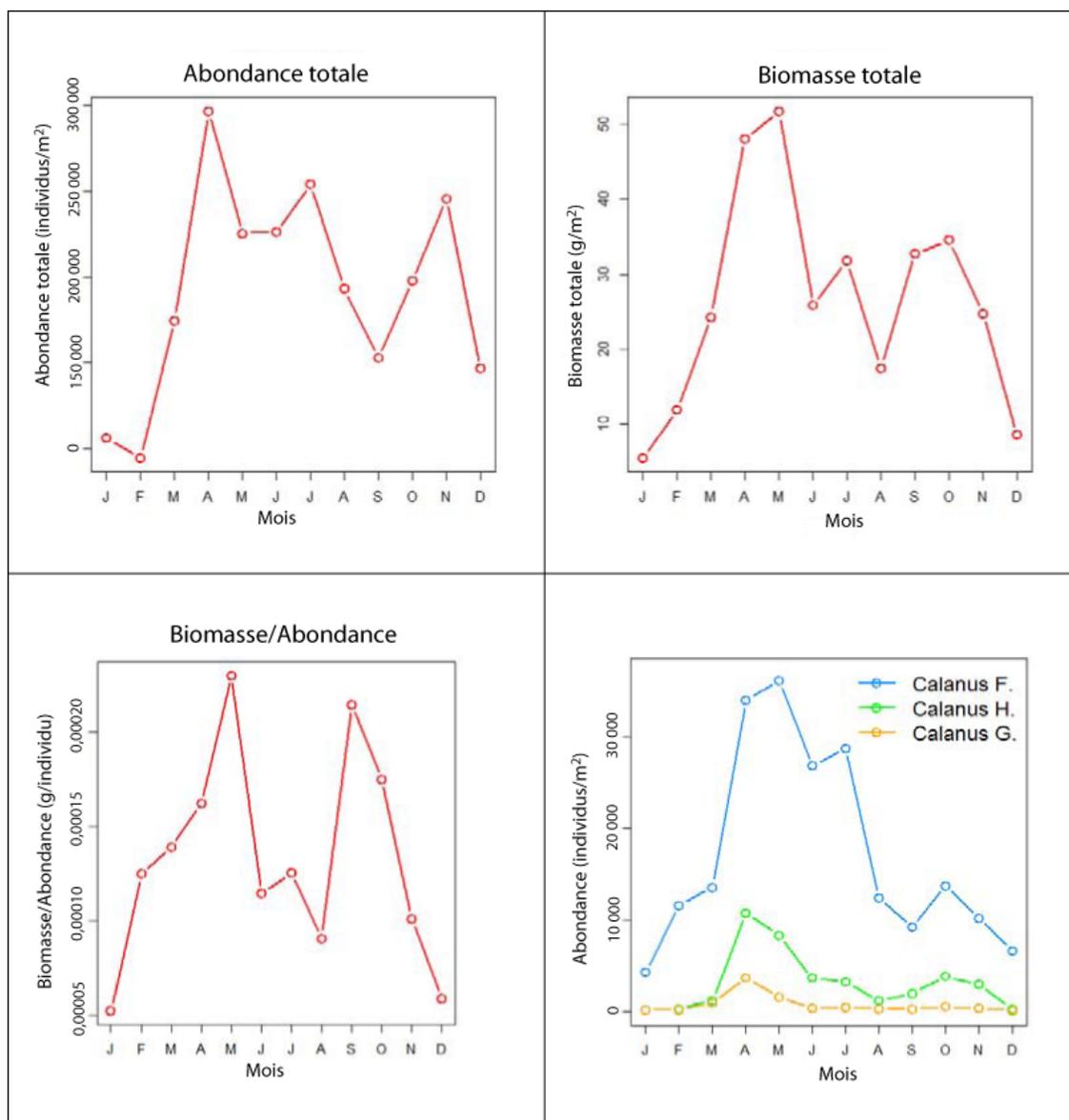


Figure 9. Moyennes mensuelles de toutes les données, de 1999 à 2014 : total de l'abondance (partie supérieure gauche), total de la biomasse calculé à partir du poids humide (partie supérieure droite), rapport du total de la biomasse calculé à partir du poids humide sur le total de l'abondance (partie inférieure gauche) comme mesure potentielle du poids moyen de l'organisme individuel et abondance de *Calanus finmarchicus*, *C. hyperboreus* et *C. glacialis* (partie inférieure droite).

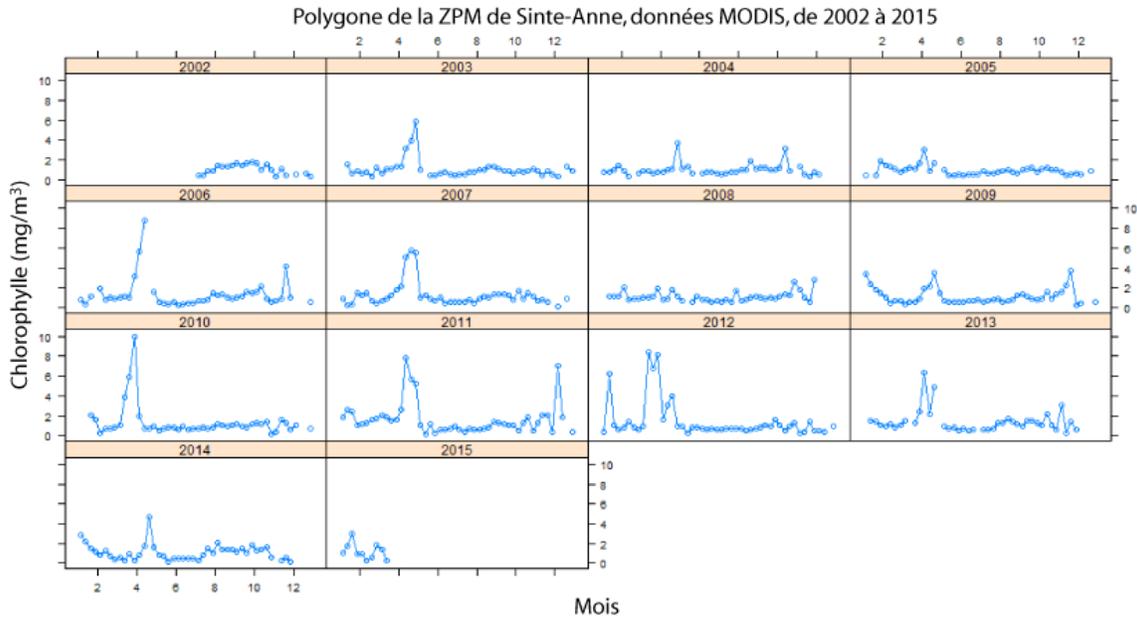


Figure 10. Concentration de chlorophylle a extraite d'images composites sur huit jours du capteur MODIS pour le polygone du banc de Sainte-Anne, pour la période allant de 2002 à 2015.

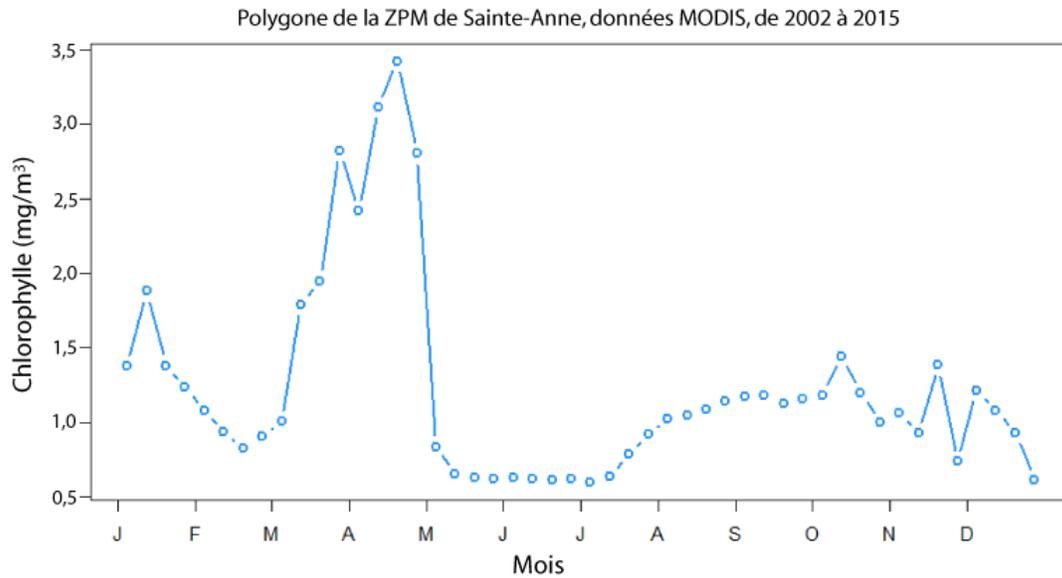


Figure 11. Concentration moyenne de chlorophylle a calculée à partir d'images composites sur huit jours pour le polygone du banc de Sainte-Anne, pour la période allant de 2002 à 2015.

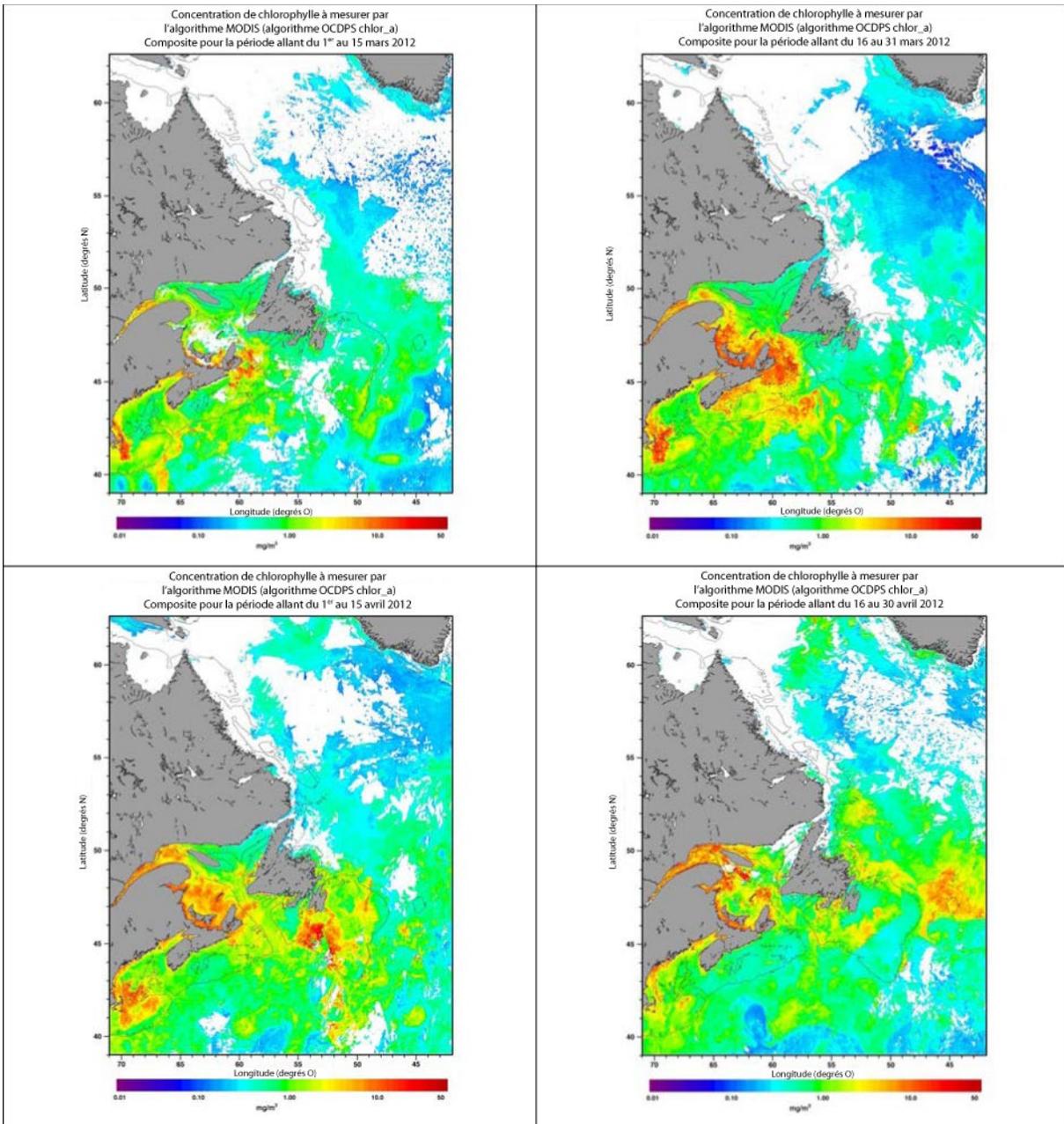


Figure 12. Concentration bimensuelle de chlorophylle a tirée du capteur MODIS montrant la progression des proliférations printanières dans l'Atlantique Nord-Ouest en 2012. Il convient de noter la prolifération intense dans le banc de Sainte-Anne pendant les deux dernières semaines du mois de mars.

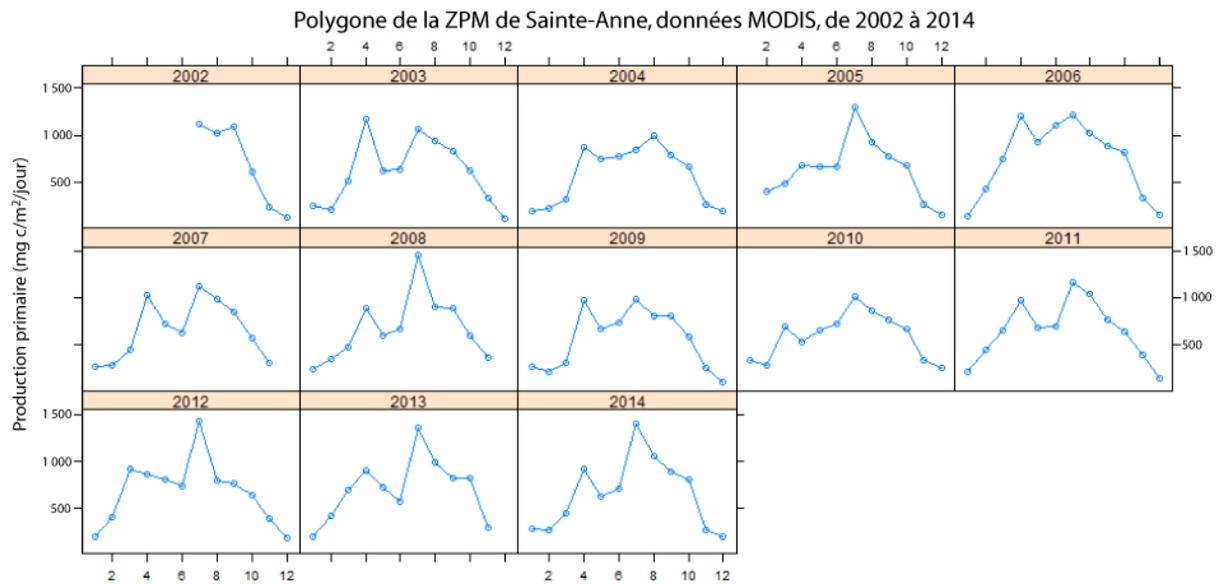


Figure 13. Production primaire (PP) mensuelle annuelle calculée à partir des images composites de la PP pour le polygone du banc de Sainte-Anne, pour la période allant de 2002 à 2014.

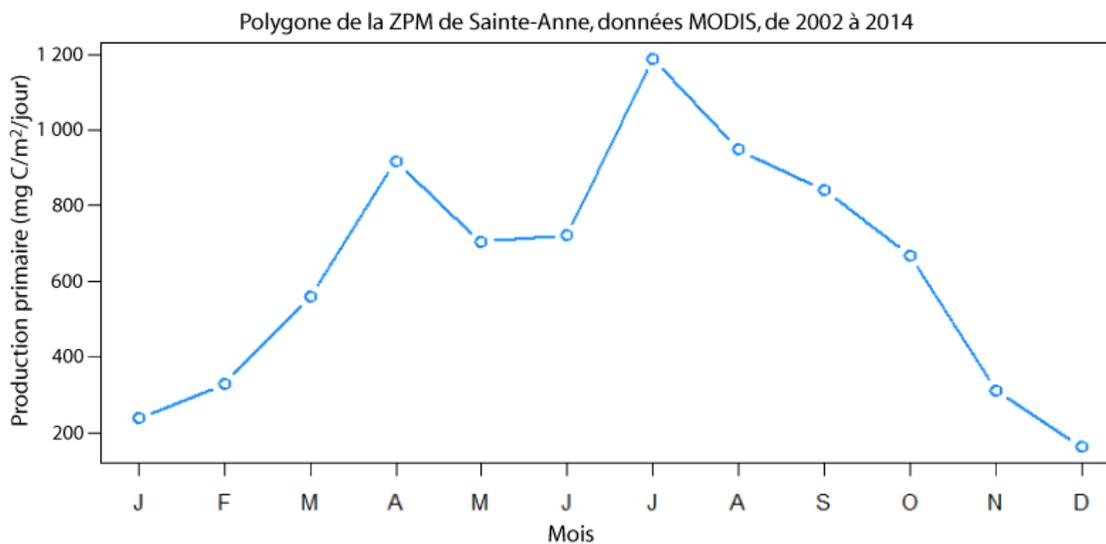


Figure 14. Production primaire (PP) moyenne calculée à partir d'images composites mensuelles pour le polygone du banc de Sainte-Anne, pour la période allant de 2002 à 2014.

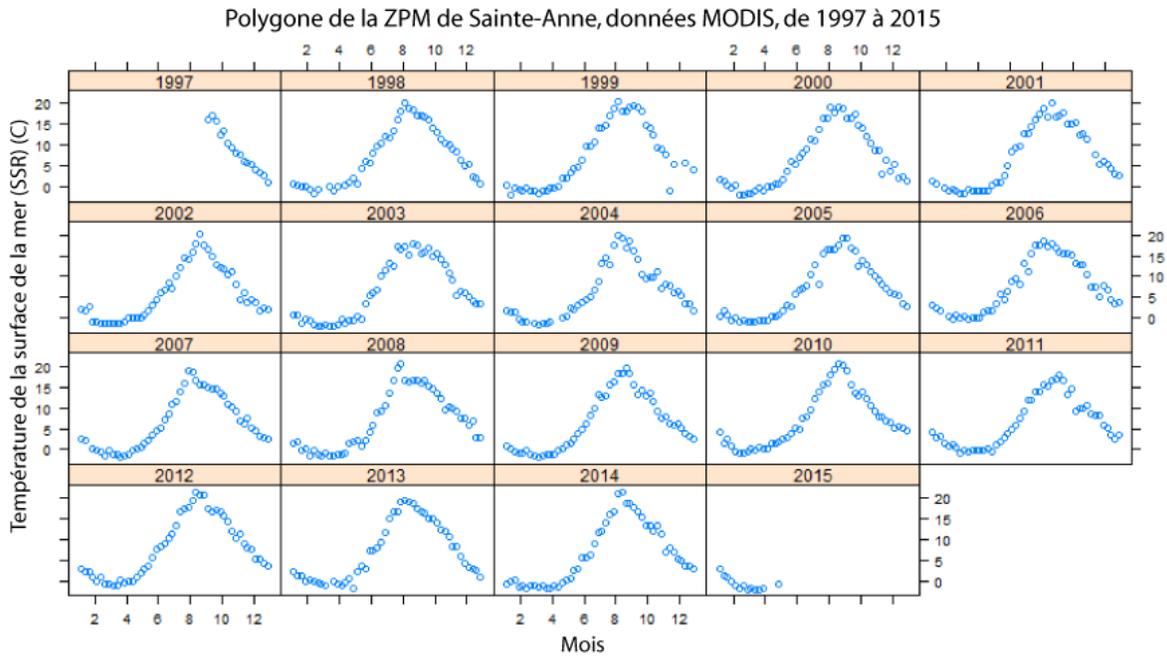


Figure 15. Température de la surface de la mer (SST) extraite à partir d'images composites sur huit jours de AVHRR pour le polygone du banc de Sainte-Anne, pour la période allant de 1997 à 2015.

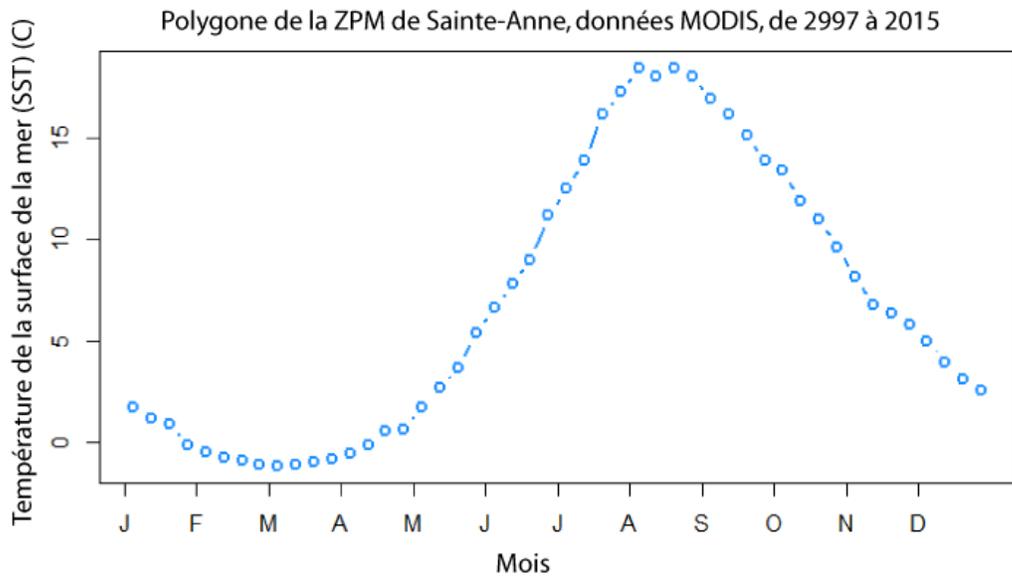


Figure 16. Température de la surface de la mer (SST) calculée à partir d'images composites sur huit jours de AVHRR pour le polygone du banc de Sainte-Anne, pour la période allant de 1997 à 2015.

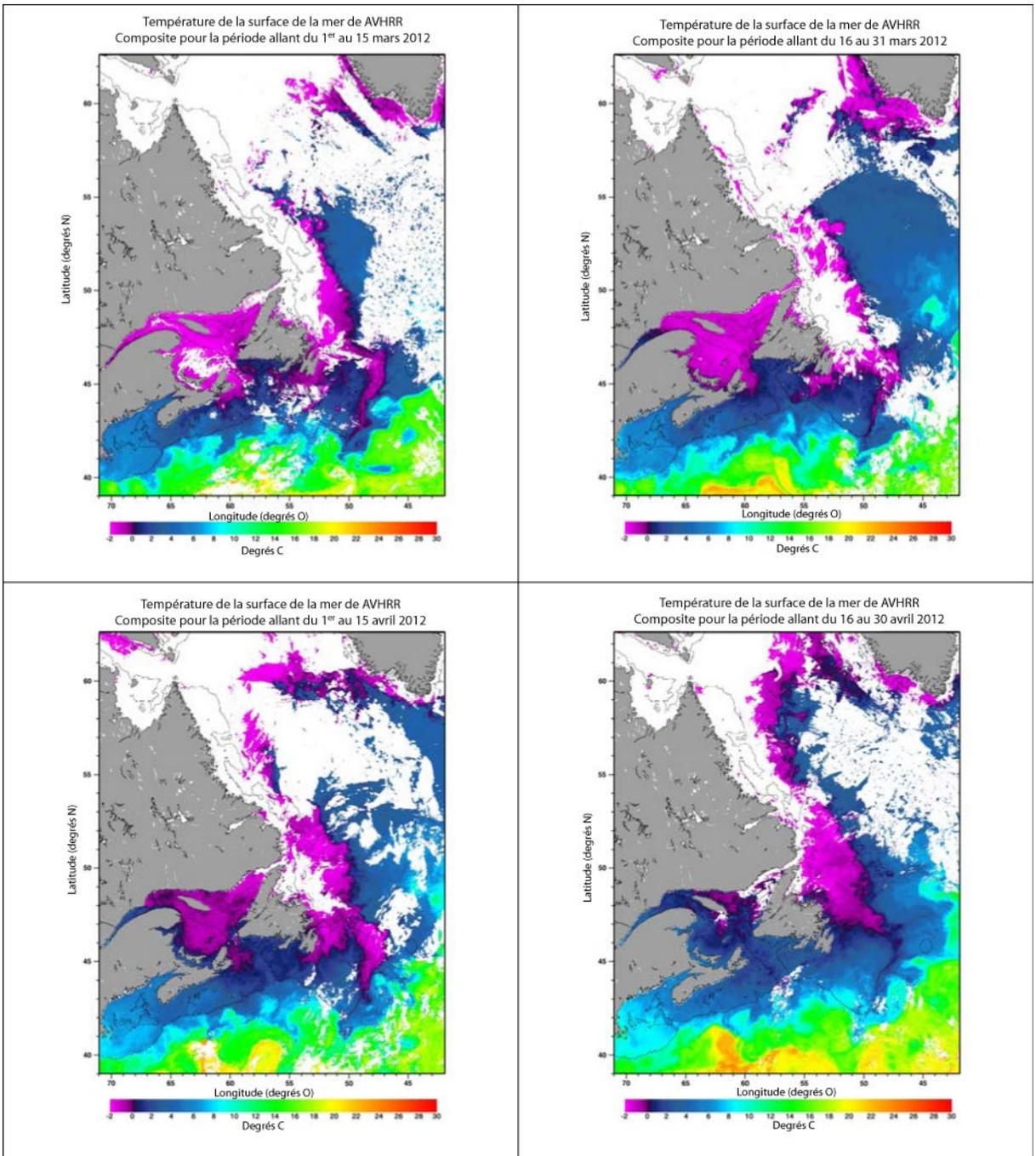


Figure 17. Composites sur deux semaines de AVHRR montrant la SST dans l'Atlantique Nord-Ouest au printemps de 2012, correspondant à la prolifération printanière intense dans le banc de Sainte-Anne présentée à la figure 2.

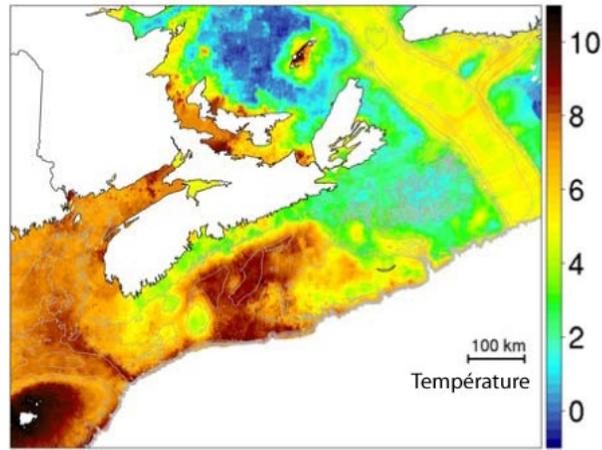


Figure 18. Températures au fond moyennes calculées à partir des données disponibles, de 1950 à 2016.

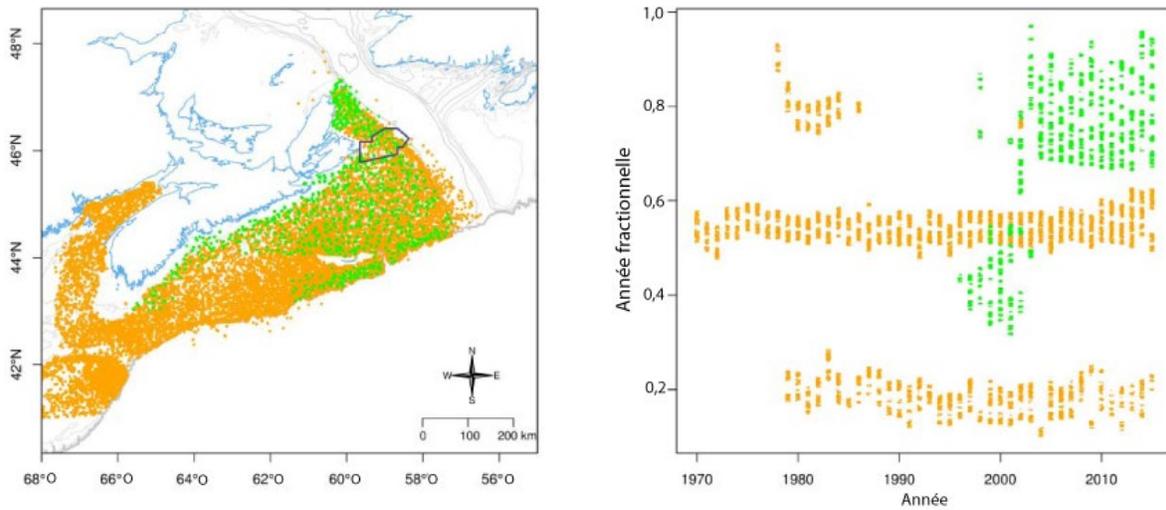


Figure 19. Figure à gauche : Emplacements des relevés dans le cadre du relevé sur le poisson de fond (orange) et du relevé sur le crabe des neiges (vert). Figure à droite : Moment des relevés dans le cadre du relevé sur le poisson de fond (orange) et du relevé sur le crabe des neiges (vert).

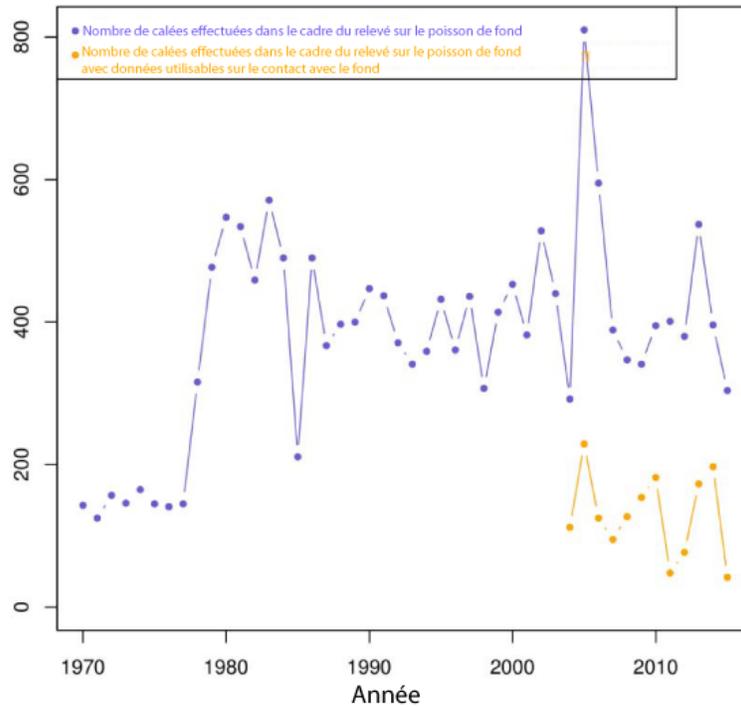


Figure 20. Nombre de calées dans le cadre des relevés sur le poisson de fond (bleu) et nombre de calées avec données utilisables sur la configuration de filet (orange).

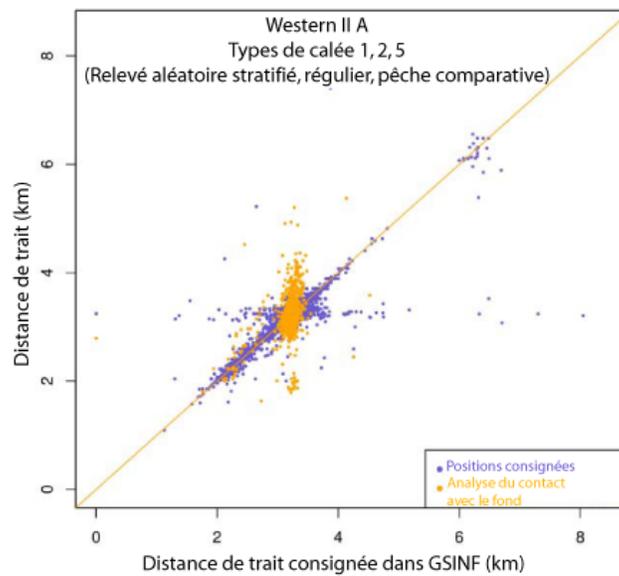


Figure 21. Comparaisons des distances de remorquage dans le cadre du relevé sur le poisson de fond.

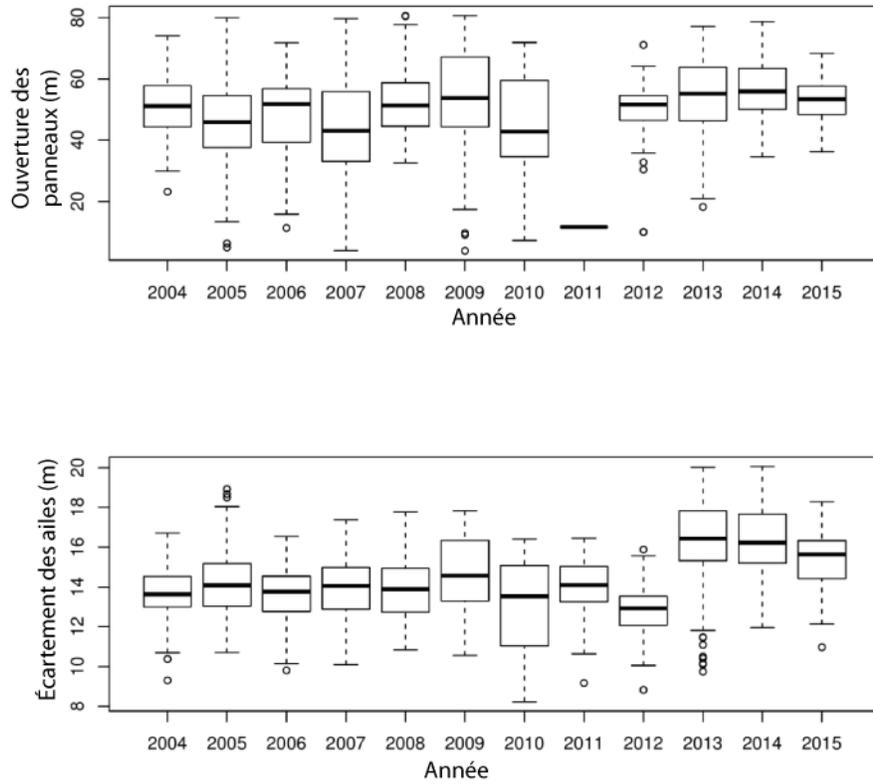


Figure 22. Variations de l'écartement du filet par année. Il convient de noter qu'en 2011, les capteurs d'ouverture des panneaux semblent ne pas avoir fonctionné. Il convient également de noter que l'écartement des ailes était bien plus grand de 2013 à 2015.

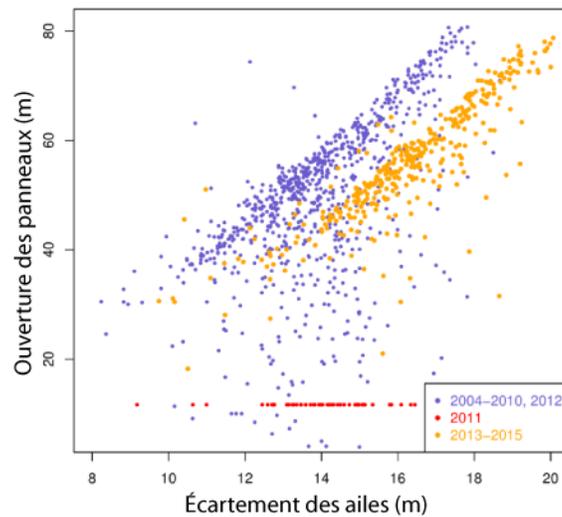


Figure 23. Variations de l'écartement des filets : ouverture des panneaux p/r à l'écartement des ailes. Il convient également de noter que l'écartement des ailes, mais pas l'ouverture des panneaux, était bien plus grand de 2013 à 2015. On ne connaît pas la cause de cette divergence.

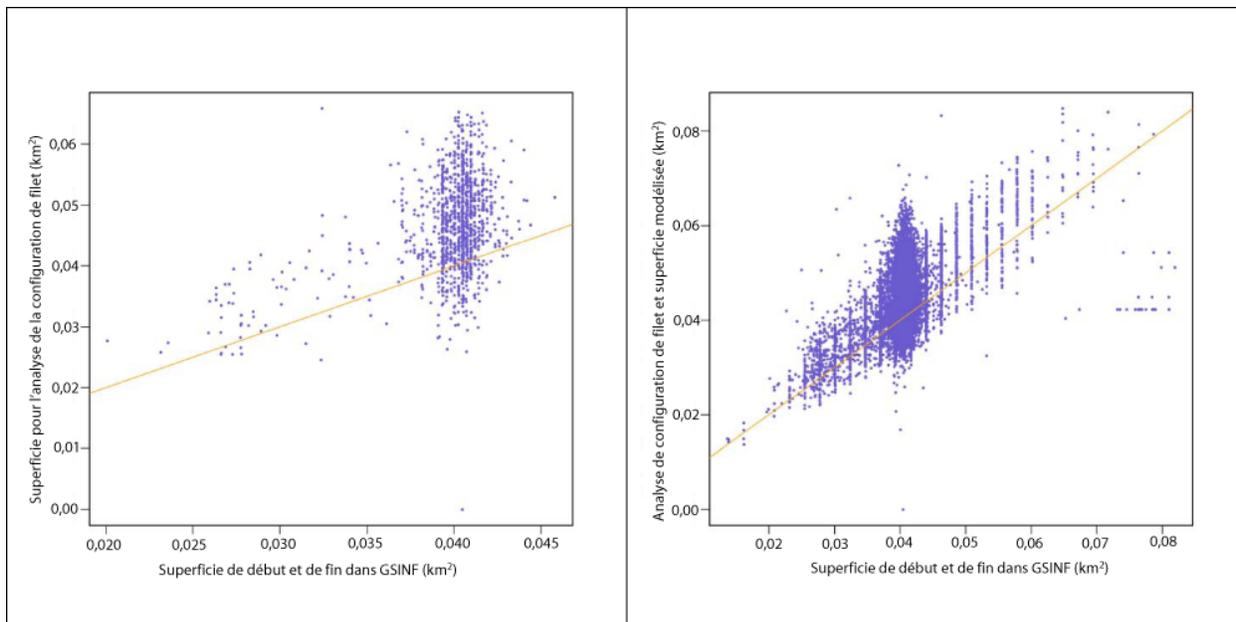


Figure 24. Figure de gauche : Estimations de la superficie fondées sur les positions de début et de fin consignées dans GSINF p/r aux estimations de la superficie calculées à partir du tracé des traits et de la configuration de filet. Figure de droite : Estimations de la superficie fondées sur les positions de début et de fin consignées dans GSINF p/r aux estimations de la superficie calculées à partir du tracé des traits et de la configuration de filet, ainsi que les solutions modélisées.

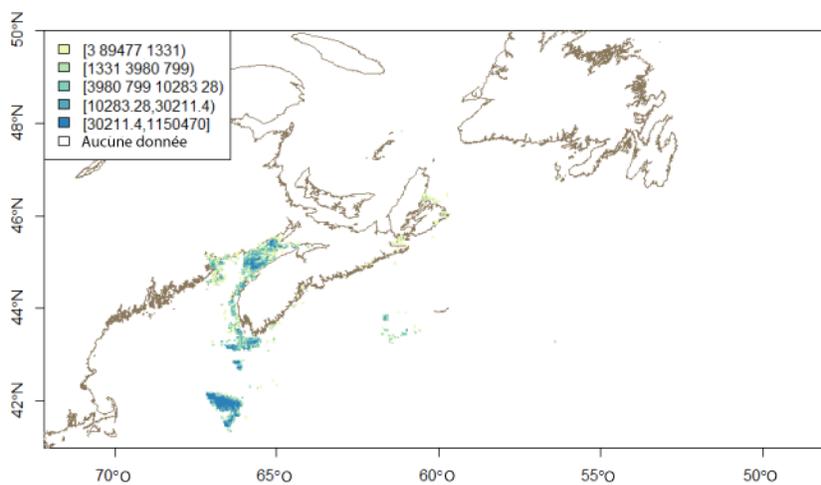


Figure 25. Poids des prises de la pêche commerciale de pétoncles géants (*Placopecten magellanicus*) sur le banc de Georges, le plateau néo-écossais et dans la baie de Fundy.

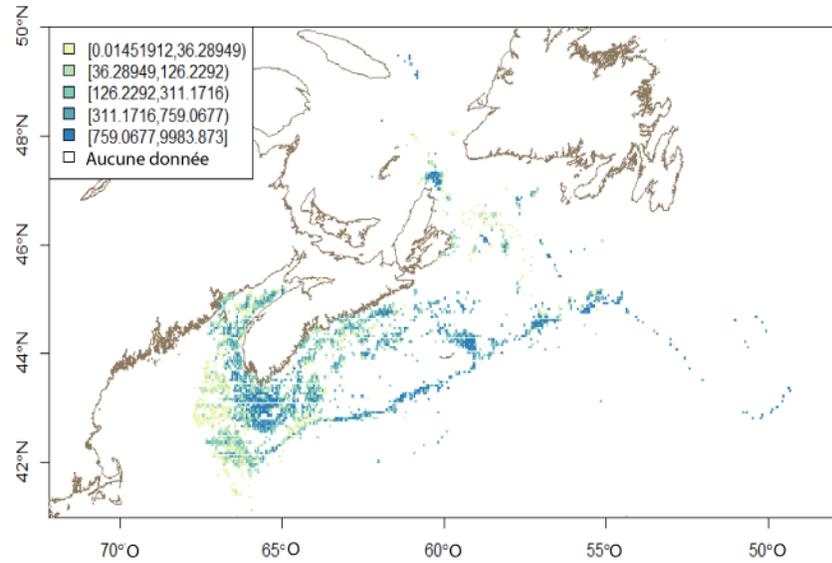


Figure 26. Poids des prises de la pêche commerciale de flétans de l'Atlantique (*Hippoglossus hippoglossus*) sur le banc de Georges, le plateau néo-écossais et dans la baie de Fundy.

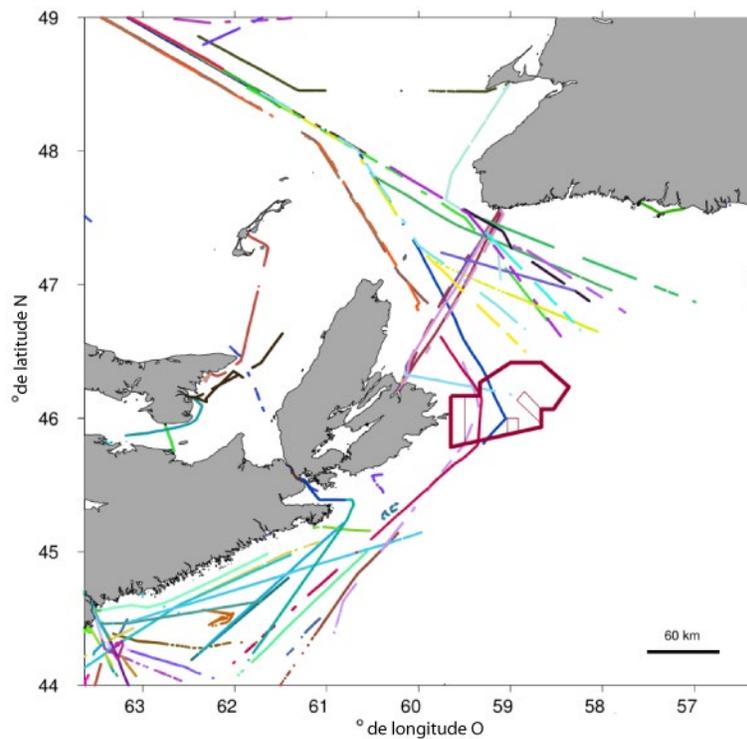


Figure 27. Données du Système d'identification automatique (SIA) recueillies à partir du réseau terrestre de la Garde côtière canadienne des stations de réception SIA le 8 décembre 2015. Au total, 127 navires ont été détectés dans la zone, chaque couleur représentant un navire unique.

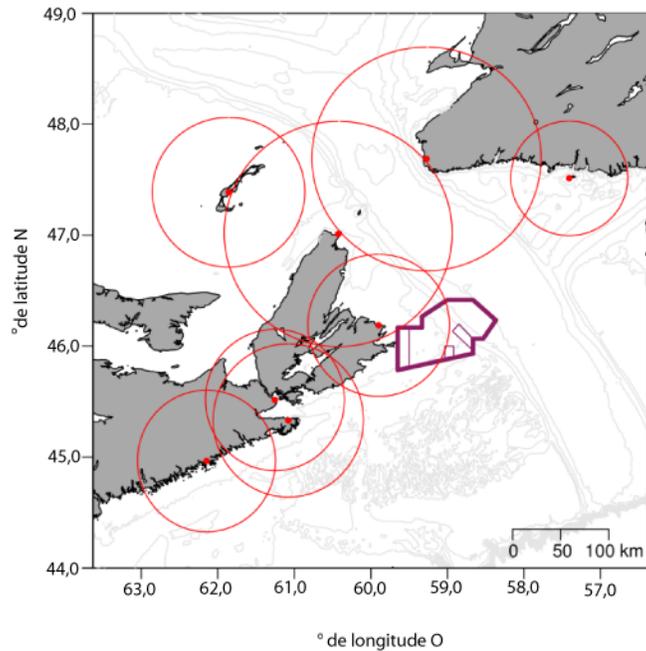


Figure 28. Carte bathymétrique (résolution de 100 m) de la zone du banc de Sainte-Anne avec détection de la ligne de visée (cercles rouges) pour les stations de réception SIA terrestres (points rouges) autour de la zone d'intérêt du banc de Sainte-Anne.

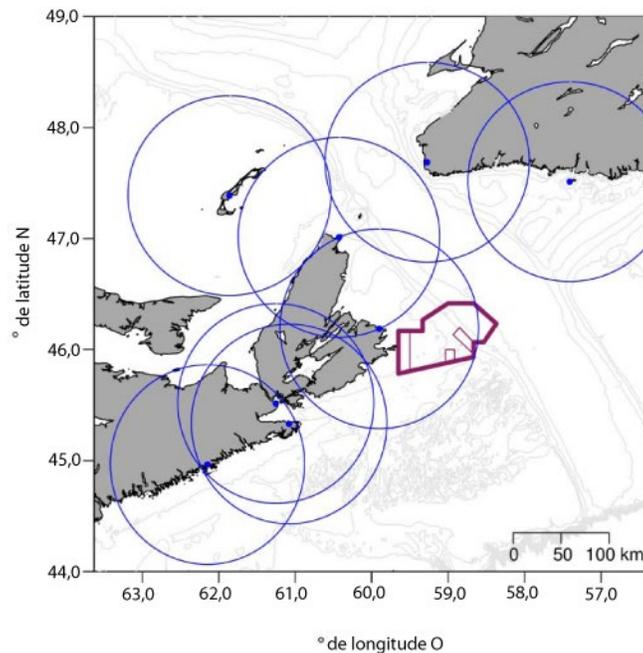


Figure 29. Carte bathymétrique (résolution de 100 m) de la zone du banc de Sainte-Anne accompagnée de l'estimation par Simard et al. (2014) des distances de détection des navires (cercles bleus) pour les stations de réception SIA terrestres (points bleus) autour de la zone d'intérêt du banc de Sainte-Anne.

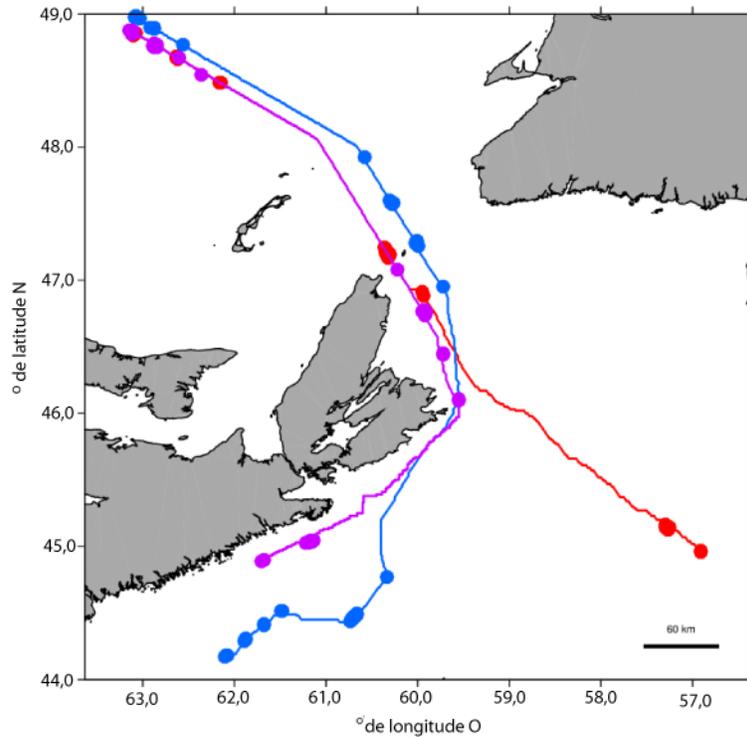


Figure 30. Positions hypothétiques des navires (grands cercles pleins) et positions interpolées des navires (lignes) fondées sur l'algorithme A\* concernant trois navires traversant la zone du banc de Sainte-Anne. Chaque couleur représente un navire unique.

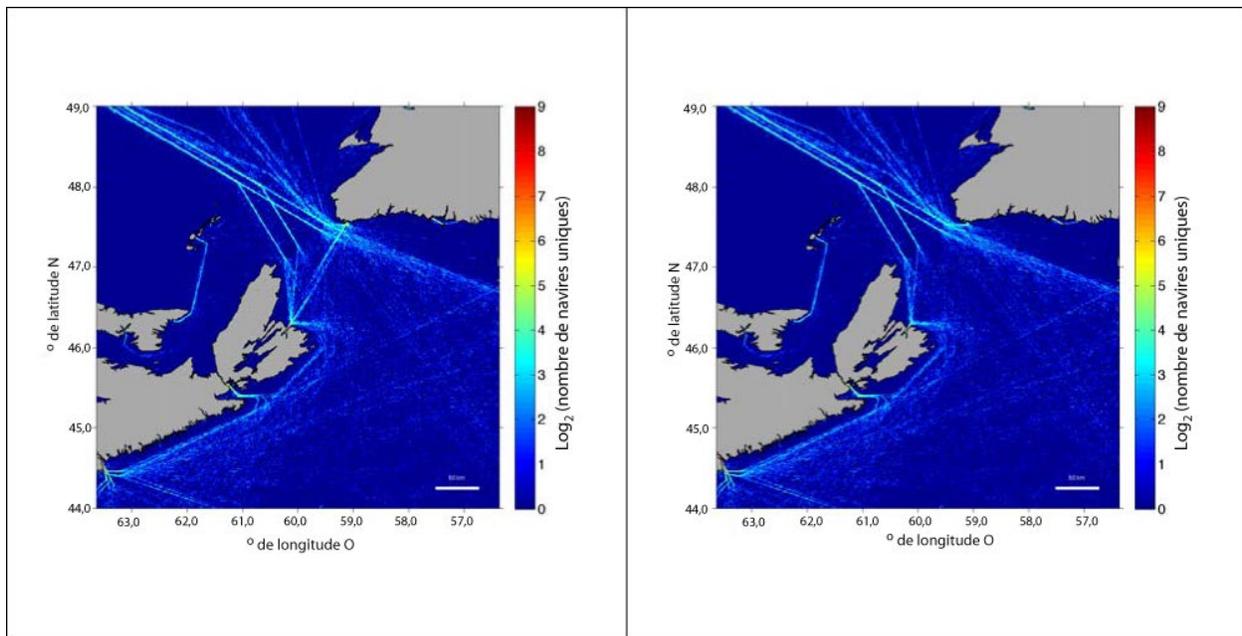


Figure 31. Cartes de densité du trafic maritime pour le premier trimestre d'une année fondées sur les données SIA satellites, de 2013 à 2015, pour tous les navires (graphique à gauche) et tous les navires à l'exception des traversiers de Terre-Neuve (graphique à droite).

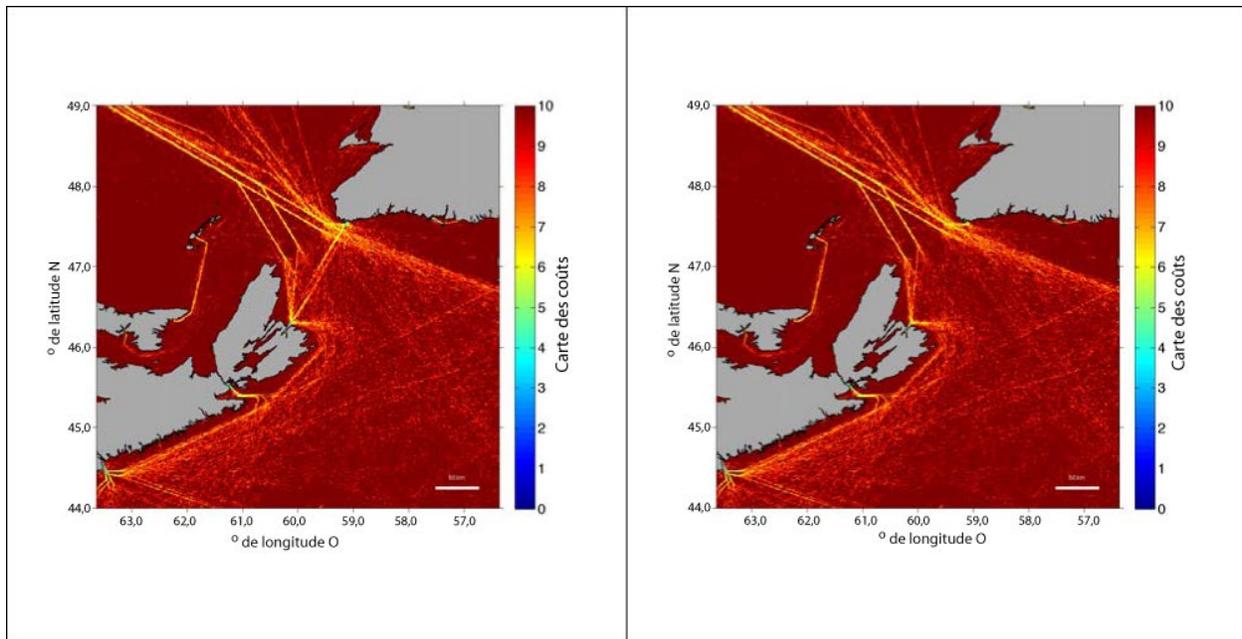


Figure 32. Cartes des coûts élaborées pour la fonction  $A^*$  afin d'interpoler les positions des navires non détectés au moment où les ils entrent dans le golfe du Saint-Laurent et en sortent.

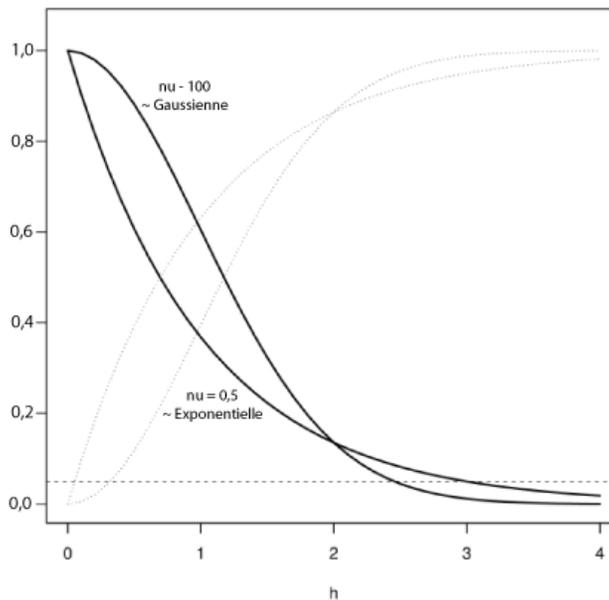


Figure 33. Fonction d'autocorrélation de Matérn,  $p(h) = C(h)/C(0)$ , la fonction de covariance  $C(h)$  mise à l'échelle par la variance totale  $C(0)$ , pour deux valeurs de  $\nu$  (courbes foncées). À  $\nu = 100$ , elle se rapproche de la courbe de Gauss (courbe foncée supérieure sur le côté gauche), tandis qu'à  $\nu = 0,5$  la courbe est exponentielle (courbe foncée inférieure sur le côté gauche). Les semi-variogrammes connexes (mis à l'échelle selon la variance unitaire)  $\gamma(h)$  sont présentés sous la forme de courbes pointillées claires. L'échelle spatiale est définie, dans ce cadre, comme la distance  $h$  à laquelle l'autocorrélation diminue à 0,05 % (ligne horizontale pointillée) – dans cet exemple, entre 2,5 et 3 unités, en fonction de la valeur de  $\nu$ .

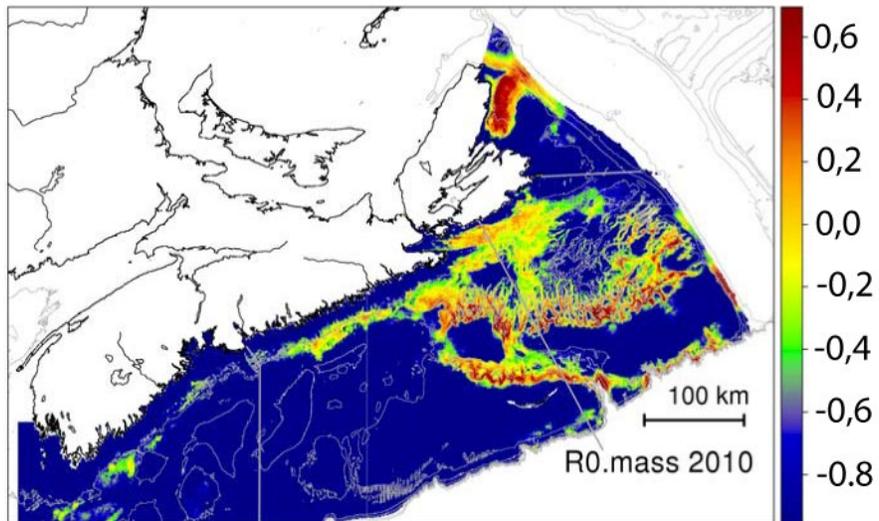


Figure 34. Densité de la biomasse prévue du crabe des neiges dans la région des Maritimes fondée sur la combinaison d'une méthode d'habitat fonctionnel et d'une interpolation spatiale simple.

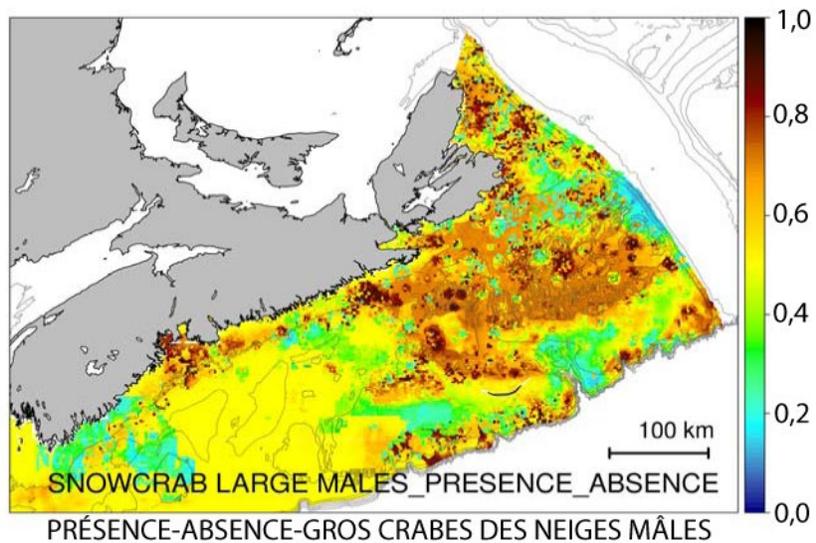


Figure 35. Habitat fonctionnel, ( $H_f$ ), la probabilité d'observation prévue du crabe des neiges.

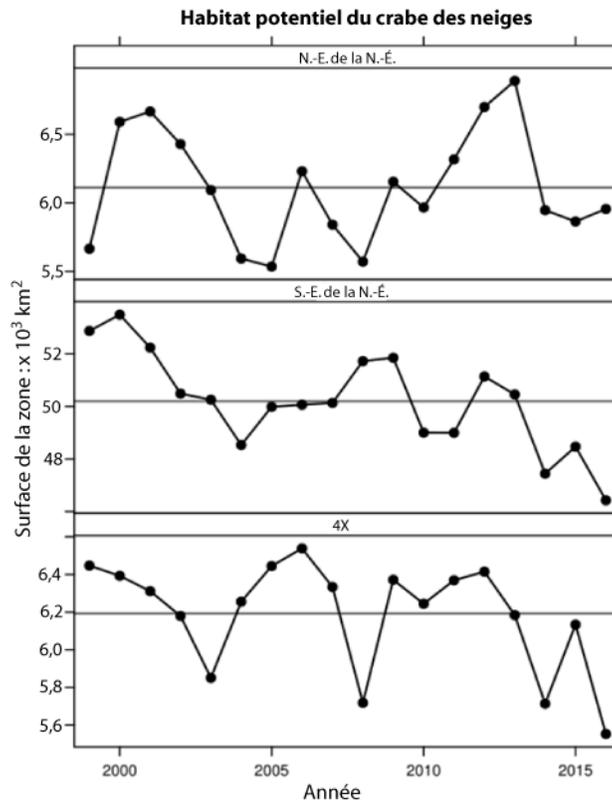


Figure 36. Superficie de l'habitat fonctionnel potentiel ( $H_f$ ) du crabe des neiges dans la région des Maritimes. Il convient de noter une grande variabilité interannuelle et un déclin à l'échelle décennale dans les zones du sud (les deux graphiques de la partie inférieure).

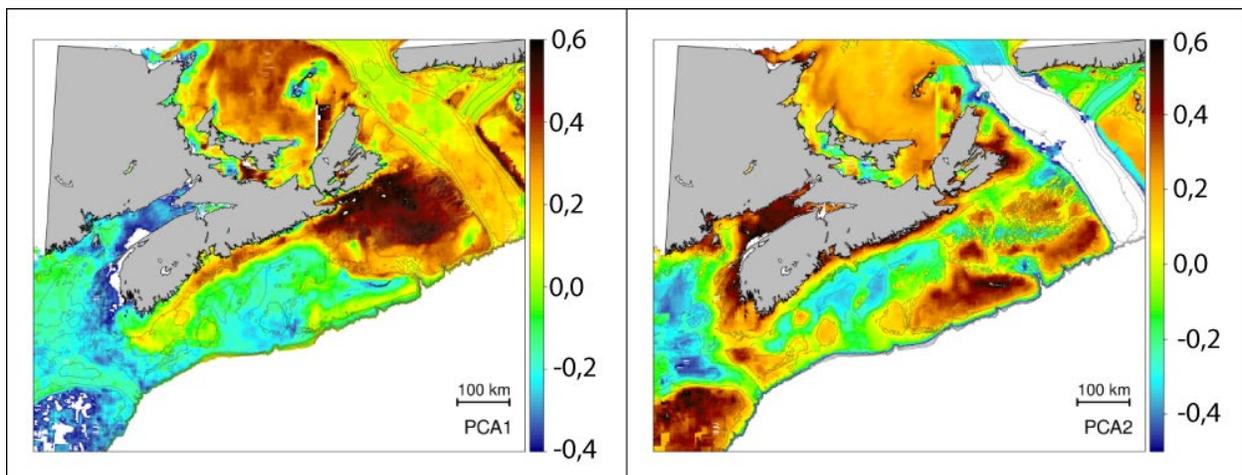


Figure 37. Habitat intégral ( $H_i$ ) fondé sur les symbioses entre les espèces dans la région des Maritimes. Il convient de noter que le premier axe est principalement un gradient de température et que le second est lié à la profondeur.

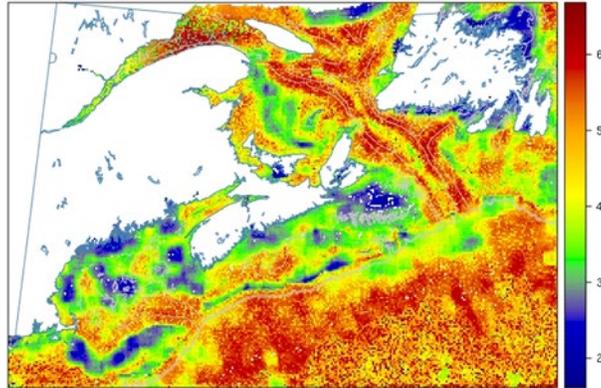


Figure 38. Première estimation du logarithme (répartition spatiale; km) en fonction des variations de la profondeur.

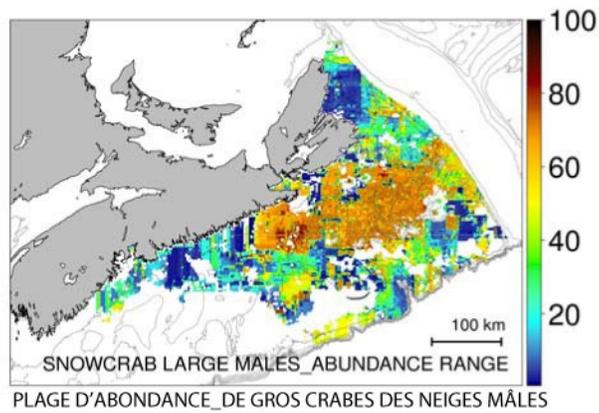


Figure 39. Première estimation de  $\log_e$  (répartition spatiale; km) des variations de l'abondance du crabe des neiges.

---

## ANNEXES

### ANNEXE 1. CONTRÔLE DE LA QUALITÉ DES DONNÉES DU PMZA

Toutes les méthodes d'extraction, de contrôle de la qualité et de traitement des données sont [consignées dans des scripts R](https://github.com/jae0/aeqis/) disponibles à l'adresse <https://github.com/jae0/aeqis/>.

#### DONNÉES BOUTEILLES DISCRÈTES

Les données fournies par BioChem ne sont généralement pas assujetties à un contrôle de la qualité (CQ). Un CQ de grande ampleur a donc été exigé. Le protocole de CQ utilisé était fondé sur des procédures conçues à l'Institut Maurice Lamontagne (IML) du MPO. Elles étaient elles-mêmes fondées sur des procédures élaborées par le National Oceanographic Data Center/la World Ocean Database du NOAA, ainsi que sur un grand nombre des tests proposés dans le GTSP Real-Time Quality Control Manual (manuel du contrôle de la qualité en temps réel du Programme sur les profils de la température et de la salinité à l'échelle du globe [GTSP]). Voici la procédure de contrôle de la qualité :

##### Étape 1 : Dates impossibles

En raison de problèmes connus liés aux dates, l'interrogation de la base de données sur les nutriments et la chlorophylle a été conçue de manière à extraire des enregistrements dont la date d'échantillonnage est comprise entre les dates de début et de fin de la mission. Une autre vérification comprend la comparaison des dates EN-TÊTE\_DÉBUT et ÉVÈNEMENT\_DÉBUT qui devraient être les mêmes. On constate souvent que le mois et le jour ont été inversés dans le champ ÉVÈNEMENT\_DÉBUT. Ces enregistrements ont été conservés et la date EN-TÊTE\_DÉBUT a été utilisée comme une date plus fiable.

##### Étape 2 : – Sémaphores de contrôle de la qualité

Un petit nombre d'enregistrements dans BioChem ont été soumis à un contrôle de la qualité et comprennent des sémaphores pour la position (POSITION\_CQ\_CODE) et les données (DONNÉES\_CQ\_CODE). Voici la signification des codes :

- 0 = Aucun contrôle de la qualité exécuté
- 1 = Valeur semble correcte
- 2 = Valeur semble incohérente
- 3 = Valeur semble douteuse
- 4 = Valeur semble erronée
- 5 = Valeur modifiée à la suite d'un contrôle de la qualité

Les sémaphores de CQ ont été vérifiés en ce qui a trait aux paramètres et les valeurs incohérentes (2), douteuses (3) et erronées (4) ont été supprimées de l'ensemble de données.

##### Étape 3 : Vérification de la profondeur

En ce qui concerne les données bouteilles, on vérifie si les profondeurs de début et de fin, à laquelle les échantillons d'eau ont été prélevés, sont les mêmes. Les enregistrements dont les profondeurs de début et de fin sont différentes ont été supprimés de l'ensemble de données.

##### Étape 4 : Enregistrements en double

La base de données BioChem comprend plusieurs enregistrements identiques, car les mêmes données ont parfois été téléchargées dans une base de données et traitées comme des

---

enregistrements différents. Les enregistrements en double ont été supprimés et le premier enregistrement de chaque doublon est conservé dans l'ensemble de données.

### Étape 5 : Missions aux données douteuses

Les missions comportant des données douteuses ont été relevées et supprimées. Ces missions présentent souvent des valeurs de données inhabituelles (par exemple, nombres entiers sans décimale avec seulement des valeurs aberrantes), ce qui porte à croire que les données de l'ensemble de la mission pourraient être compromises. Voici la mission comportant des données douteuses pour chaque paramètre :

- Chlorophylle A OC7908, 32G879008
- Phosphate 18HU88026
- Silicate 180167005, 31TR26870

On a vérifié si les valeurs relatives à la chlorophylle et à tous les nutriments étaient comprises dans les limites attendues pour l'Atlantique Nord-Ouest qui sont choisies d'après la procédure de contrôle de la qualité de l'IML (test 2.1 de l'IML) Voici la plage de valeurs prévue :

- Chlorophylle a : de 0 à 50 mg/m<sup>3</sup>
- Nitrate : de 0 à 515 mmol/m<sup>3</sup>
- Phosphate : de 0 à 4,5 mmol/m<sup>3</sup>
- Silicate : de 0 à 250 mmol/m<sup>3</sup>

Toutes les valeurs situées en dehors de la plage prévue ont été supprimées dans le cas des données en haute mer seulement. Les données côtières (jusqu'à 5 km de la côte) n'ont pas été filtrées à l'aide des plages prévues, car les concentrations de chlorophylle a et de nutriments dans les eaux côtières peuvent être plus élevées.

### Étape 6 : Limite de la variable par couche de profondeur

On vérifie si les données de chaque paramètre sont comprises dans les limites attendues, selon l'intervalle de profondeur, comme cela est indiqué dans le tableau A1.1 (test 2.4 de l'IML). Ce test n'autorise pas des valeurs nulles pour le silicate et le phosphate en eaux profondes. Une fois encore, seules les données en haute mer ont été soumises au test de la limite de la variable par couche de profondeur.

*Tableau A1.1 Plages de paramètres prévues pour le test de la limite de la variable par couche de profondeur (test 2.4 de l'IML)*

---

<b>Paramètre</b>	<b>Intervalle de profondeur</b>	<b>Plage prévue</b>
<b>Chlorophylle A</b>	de 0 à 1 500 m	de 0 à 50 mg/m <sup>3</sup>
<b>Silicate</b>	de 0 à 150 m	de 0 à 250 mmol/m <sup>3</sup>
<b>Silicate</b>	de 150 à 900 m	de 0,01 à 250 mmol/m <sup>3</sup>
<b>Phosphate</b>	de 0 à 500 m	de 0 à 4,5 mmol/m <sup>3</sup>
<b>Phosphate</b>	de 150 à 1 500 m	de 0,01 à 4,5 mmol/m <sup>3</sup>
<b>Nitrate</b>	de 0 à 1 500 m	de 0 à 515 mmol/m <sup>3</sup>

---

## Étape 7 : Profils impossibles

Cette vérification n'a pas été exécutée dans le code et les profils impossibles ont été déterminés en recherchant des valeurs aberrantes

D'autres étapes tirées de la procédure de CQ de l'IML, comme vérifier l'existence d'un profil constant, d'inversions ou d'un gradient excessifs, n'ont pas été exécutées dans le cadre de cette procédure du contrôle de la qualité. Cependant, en raison de l'eutrophisation de sources terrestres, les concentrations de phosphate dans les régions côtières ont souvent dépassé les limites supérieures de valeurs possibles à l'échelle mondiale et locale en étant parfois six fois plus élevées que les limites supérieures relatives à l'Atlantique Nord-Ouest, dans les eaux de mer ouverte. Par conséquent, les données en haute mer ont été examinées séparément; les données non côtières ont été filtrées à l'aide des limites attendues pour l'Atlantique Nord-Ouest. Les données côtières ont été définies comme celles recueillies à une distance de moins de 5 km de la côte, où une limite de 5 km a été choisie comme une distance optimale à laquelle tous les bras de mer côtiers sont inclus. Des polygones de zones tampons le long de la ligne de côte ont été créés (figure A1.1) et utilisés pour signaler les données comme des enregistrements en haute mer (sémaphore 1) et des enregistrements côtiers (sémaphore 2).

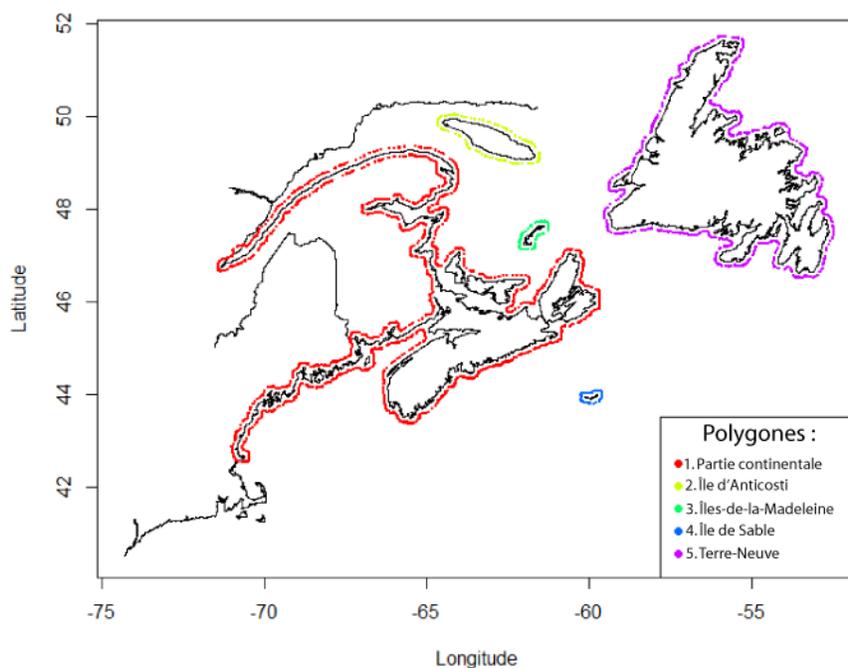


Figure A1.1. Polygones utilisés pour la séparation des données côtières et en haute mer, en supposant de façon arbitraire une zone tampon de 5 km à partir de la ligne de côte.

## CHLOROPHYLLE A

Les données sur la chlorophylle a résultent de quatre méthodes. Ces méthodes sont énumérées et décrites dans le tableau A1.2 et la série chronologique globale associée à chaque méthode est présentée à la figure A1.2. Pour la plupart des données sur la chlorophylle, la méthode n'est pas précisée (inconnue). La méthode fluorimétrique de Holm-Hansen est la méthode standard du PMZA et il s'agit de la deuxième méthode la plus fréquemment employée. La méthode fluorimétrique de Welschmeyer est utilisée moins fréquemment, souvent par les régions du Québec et de Terre-Neuve.

Dans plusieurs cas, le même échantillon d'eau a été traité à l'aide de deux méthodes différentes, ce qui a donné lieu à deux ensembles d'estimations de la chlorophylle pour les mêmes échantillons. Les comparaisons entre ces deux ensembles de valeurs sont présentées à la figure A1.3. Dans les deux cas, les estimations de la chlorophylle a au moyen de la méthode de Welschmeyer sont inférieures à celles obtenues à l'aide de la méthode de Holm-Hansen ou de la méthode « inconnue ». Étant donné qu'il y a plus de données correspondant à la méthode de Holm-Hansen qu'à la méthode de Welschmeyer, seules les données provenant des méthodes Chl\_a et Chl-a\_Holm\_Hansen\_sF ont été conservées. Aucune correction n'a été appliquée pour corriger les différences dans les méthodes.

Tableau A1.2. Méthodes liées à des enregistrements relatifs à la chlorophylle a dans la base de données BioChem.

Méthode	Description
Chl_a	Méthode inconnue
Chl_a_Holm-Hansen_F	Méthode de Holm-Hansen; filtrage préalable; congélation avant analyse (-20 °C)
Chl_a_Holm-Hansen_sF	Méthode de Holm-Hansen; congélation élevée avant analyse (-196 °C)
Chl_a_Welschmeyer_sF	Méthode de Welschmeyer; congélation élevée avant analyse (-196 °C)

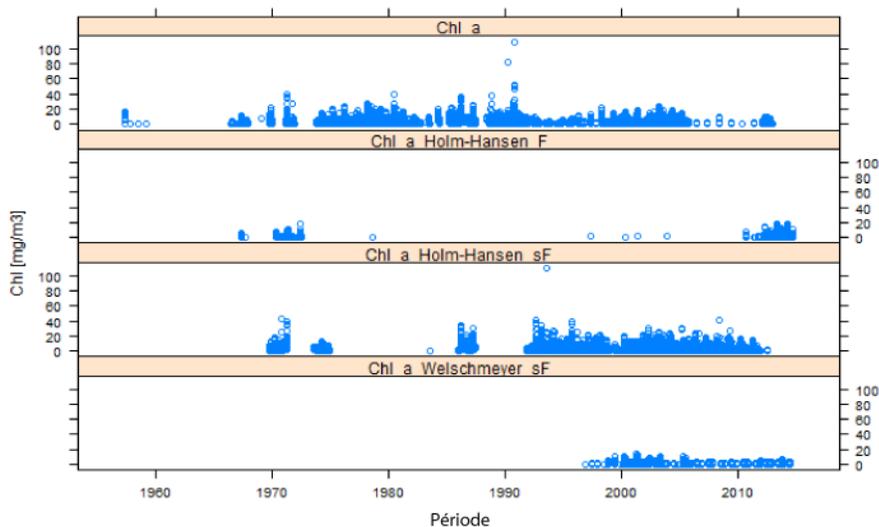


Figure A1.2. Séries chronologiques de données sur la chlorophylle a tirées de la base de données BioChem et regroupées selon les méthodes.

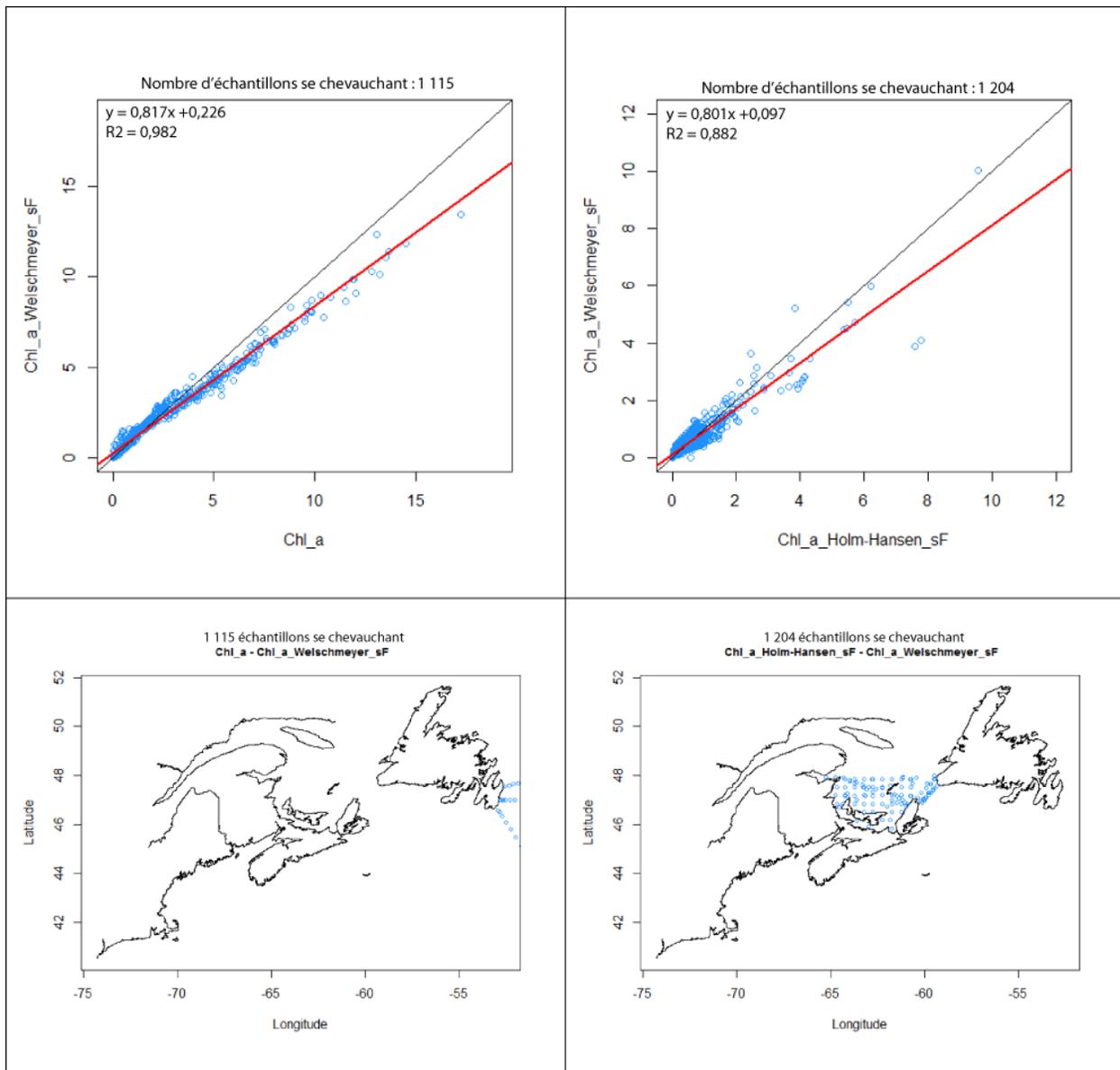


Figure A1.3. La comparaison des valeurs de la chlorophylle recueillies à l'aide de différentes méthodes est présentée dans les graphiques en nuage du haut et les emplacements géographiques de ces échantillons sont montrés sur les cartes du bas.

## NITRATE

Les estimations du nitrate résultent de dix méthodes. Ces méthodes sont énumérées et décrites dans le tableau A1.3 et la série chronologique de données associée à chaque méthode est présentée à la figure A1.4. La plupart des méthodes mesurent le nitrate et le nitrite ensemble. Nous avons également inclus des données concernant le nitrate uniquement, car la concentration de nitrite dans l'eau de mer est le plus souvent faible comparativement à celle du nitrate.

---

Tableau A1.3. Méthodes liées à des enregistrements relatifs au nitrate dans la base de données BioChem.

---

<b>Méthode</b>	<b>Description</b>
NO2NO3_0	Nitrate + Nitrite/Méthode inconnue
NO2NO3_Al_p_F	Nitrate + Nitrite/Alpchem/Congélation
NO2NO3_Al_p_SF	Nitrate + Nitrite/Alpchem/Congélation élevée
NO2NO3_S&P1968	Nitrate + Nitrite/S&P(1968)/Filtrage et congélation
NO2NO3_Tech_F	Nitrate + Nitrite/Technicon/Congélation
NO2NO3_Tech_Fsh	Nitrate + Nitrite/Technicon/Réfrigération/Souche/Sans filtrage
NO2NO3_Tech_SF	Nitrate + Nitrite/Technicon/Congélation élevée
NO2NO3_Tech2_F	Nitrate + Nitrite/Technicon2/Congélation
NO3_Tech_F	Nitrate/Technicon/Congélation, corrigée pour NO2
NO3_Tech_SF	Nitrate/Technicon/Congélation élevée

---

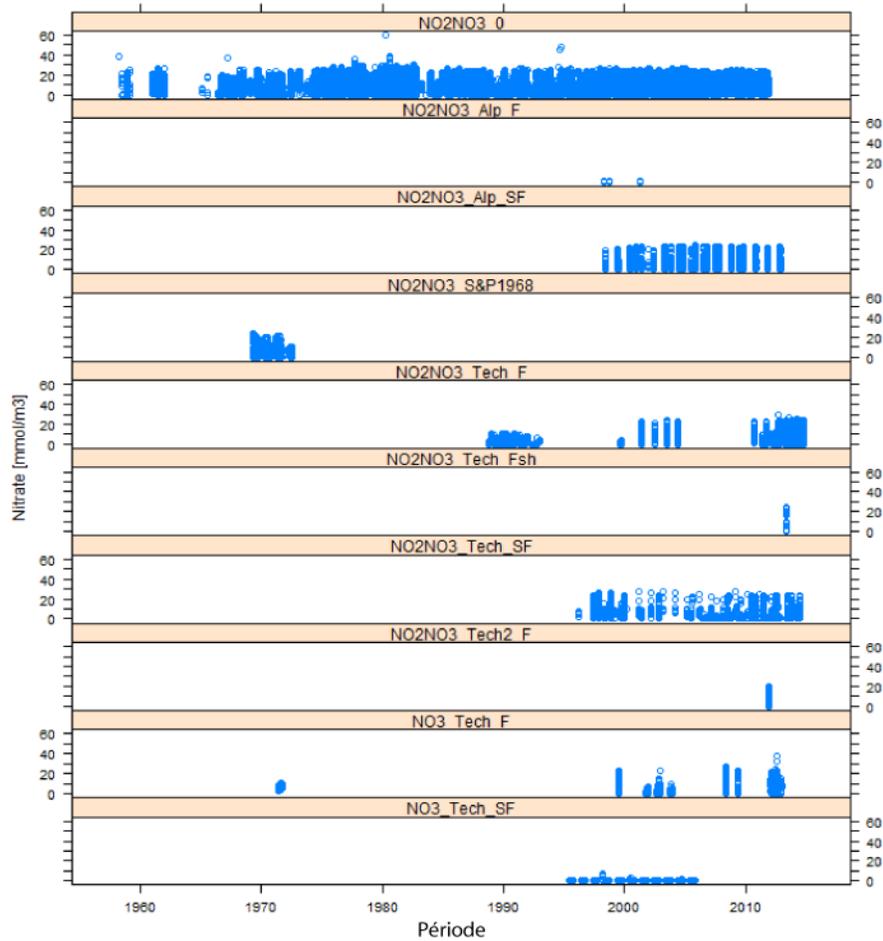


Figure A1.4. Séries chronologiques de données sur le nitrate tirées de la base de données BioChem et regroupées selon les méthodes.

## PHOSPHATE

Les données sur le phosphate disponibles dans la base de données BioChem sont mises en correspondance avec sept méthodes. Ces méthodes sont énumérées et décrites dans le tableau A1.4 et la série chronologique de données associée à chaque méthode est présentée à la figure A1.5.

Tableau A1.4. Méthodes liées à des enregistrements relatifs au phosphate dans la base de données BioChem.

Méthode	Description
PO4_0	Phosphate/Méthode inconnue
PO4_Alp_SF	Phosphate/Alpchem/Congélation élevée/Filtrage
PO4_Tech_2	Phosphate/Murphy et Riley/Filtrage et congélation
PO4_Tech_F	Phosphate/Technicon/Congélation/Sans filtrage
PO4_Tech_Fsh	Phosphate/Technicon/Réfrigération/Souche/Sans filtrage
PO4_Tech_SF	Phosphate/Technicon/Congélation élevée/Filtrage
PO4_Tech2_F	Phosphate/Technicon2/Congélation/Sans filtrage

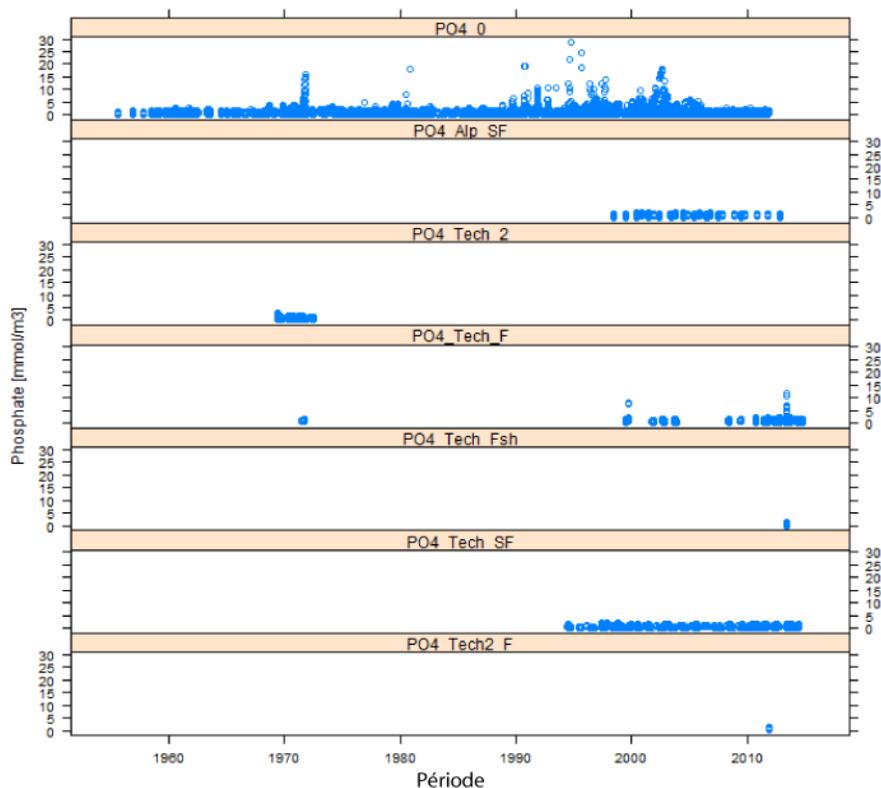


Figure A1.5. Séries chronologiques de données sur le phosphate tirées de la base de données BioChem et regroupées selon les méthodes.

---

## SILICATE

Les données sur le silicate disponibles dans la base de données BioChem sont mises en correspondance avec huit méthodes (tableau A1.5). Les séries chronologiques sont présentées à la figure A1.6.

*Tableau A1.5. Méthodes liées à des enregistrements relatifs au silicate dans la base de données BioChem.*

<b>Méthode</b>	<b>Description</b>
SiO4_0	Silicate, méthodes et manipulation inconnues
SiO4_1	Silicate/Mullin et Riley/Filtrage et congélation
SiO4_Alp_F	Silicate/Alpchem/Congélation/Sans filtrage
SiO4_Alp_SF	Silicate/Alpchem/Congélation élevée/Filtrage
SiO4_Tech_F	Silicate/Technicon/Congélation/Souche/Sans filtrage
SiO4_Tech_Fsh	Silicate/Technicon/Réfrigération/Souche/Sans filtrage
SiO4_Tech_SF	Silicate/Technicon/Congélation élevée/Filtrage
SiO4_Tech2_F	Silicate/Technicon2/Congélation

---

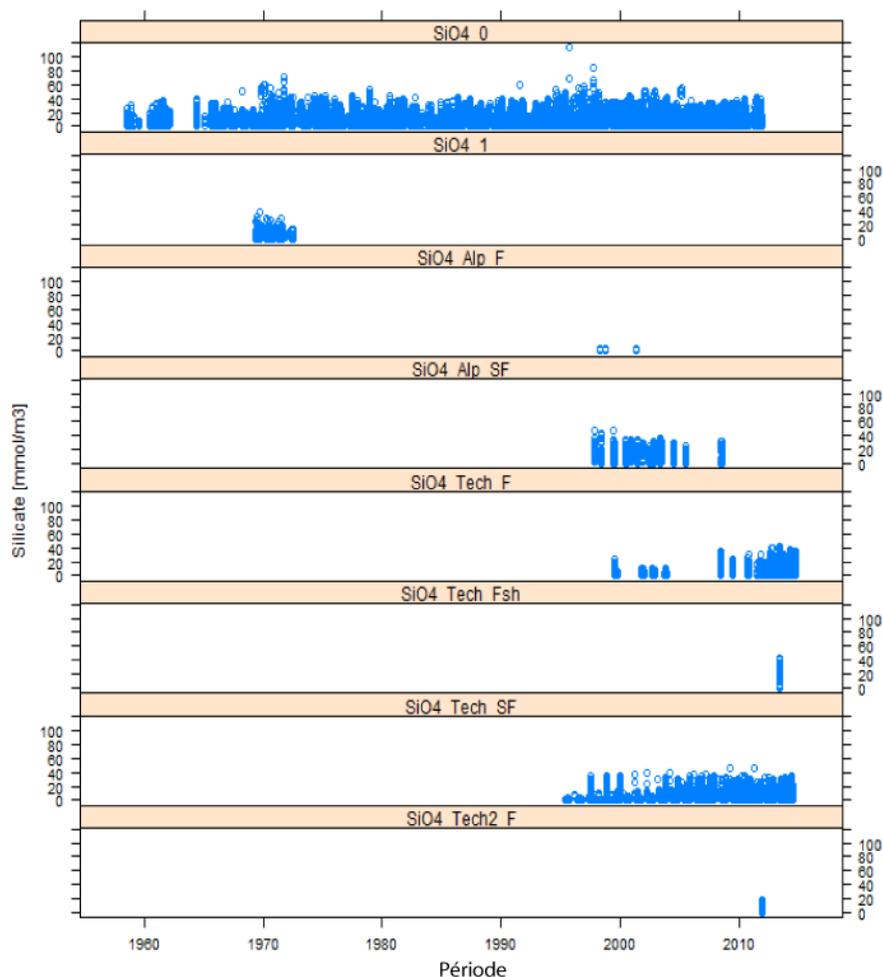


Figure A1.6. Séries chronologiques de données sur le silicate tirées de la base de données BioChem et regroupées selon les méthodes.

## ZOOPLANCTON

Les données sur le zooplancton ont été extraites de la base de données BioChem du MPO (Devine *et al.* 2014), de 1914 à 2014. Elles comprenaient 687 missions et 53 787 échantillons, utilisant 13 types de filets différents, 35 maillages différents variant de 20 microns à 4,23 mm et divers protocoles de déploiement de filet et de traitement des échantillons. Pour garantir l'uniformité et la comparabilité des données, seuls les échantillons prélevés et analysés à l'aide du protocole du Programme de monitoring de la zone Atlantique (PMZA) (Mitchell *et al.* 2002) ont été conservés à des fins d'étude, ce qui a réduit la durée de la période (de 1999 à 2014).

Étant donné que les échantillons du PMZA ne sont pas toujours correctement indiqués dans la base de données BioChem, une liste des missions qui suivaient le protocole du PMZA a été fournie par la Division des sciences de l'océan et des écosystèmes et les services de l'information et des données relatives à l'océan (SIDO). Les missions pertinentes comprennent les expéditions de printemps et d'automne du PMZA, les missions de relevés sur le poisson de fond en été et en hiver, l'échantillonnage bimensuel à des stations fixes (stations Halifax 2 et Prince 5) et les échantillons prélevés sur le plateau néo-écossais pendant les missions effectuées dans la mer du Labrador.

Le protocole du PMZA permet d'effectuer des prélèvements de zooplancton au moyen de bolinches (0,75 m de diamètre, maillage de 202 µm) déployées comme des traits verticaux depuis la proximité du fond ou à partir d'une profondeur de 1 000 m (selon ce qui est le moins profond) jusqu'à la surface. L'analyse des échantillons comprend l'estimation de l'abondance, la composition et la biomasse des espèces en ce qui a trait au poids humide et au poids sec dans deux fractions de taille : l'une pour les organismes dont la taille varie de 0,2 mm à 10 mm et l'autre pour tous les organismes de plus de 10 mm. Le protocole est le suivant :

- Les organismes de plus de 10 mm sont séparés manuellement de l'échantillon, identifiés et dénombrés. Le poids humide est déterminé et consigné pour chaque espèce. En outre, le poids humide total de tous les grands organismes est consigné comme la somme des poids humides de tous les individus.
- Les organismes capturés dont la taille est inférieure à 10 mm (fraction de 0,2 à 10 mm) sont identifiés et dénombrés. Le poids sec et le poids humide sont déterminés et consignés pour tout l'échantillon contenant tous les organismes dont la taille est comprise dans cette fraction de taille.
- Le poids humide total est consigné pour tous les organismes capturés comme la somme des poids humides d'organismes grands et petits.
- Des stades de développement sont établis pour *Calanus finmarchicus*, *C. glacialis* et *C. hyperboreus*.

Étant donné que les données hébergées dans la base de données BioChem ne sont généralement pas soumises à un contrôle de la qualité et qu'elles peuvent contenir des enregistrements erronés, un contrôle de la qualité de grande ampleur a été mené pour garantir une représentation exacte des mesures réelles. Le contrôle de la qualité comprenait la vérification des champs suivants :

- estampilles temporelles : comparer les dates des missions avec les dates dans l'en-tête et les profondeurs de début et de fin des filets des dates d'événements qui ne peuvent pas être identiques ou rapprochées;
- volume des échantillons : tous les enregistrements avec des volumes nuls ou ND (non disponible) ont été supprimés;
- fraction divisée de l'échantillon : tous les enregistrements avec une fraction divisée ND, nulle ou supérieure à 1 ont été supprimés;
- tamis minimum et maximum pour les enregistrements du poids sec : les enregistrements pour lesquels le tamis est non disponible ont été supprimés;
- enregistrements répétés.

Enfin, la densité numérique et de la biomasse pour chaque espèce par unité de surface d'un trait a été calculée de la manière suivante :

$$\text{Abondance} = \text{dénombrements} \times \frac{\text{abs}(\text{profondeur}_{\text{de début}} - \text{profondeur}_{\text{de fin}})}{\text{fraction divisée} \times \text{volume}} \quad [\text{individus}/\text{m}^2]$$

$$\text{Biomasse} = \text{poids} \times \frac{\text{abs}(\text{profondeur}_{\text{de début}} - \text{profondeur}_{\text{de fin}})}{\text{fraction divisée} \times \text{volume}} \quad [\text{g}/\text{m}^2],$$

où les dénombrements désignent le nombre d'organismes présents dans l'échantillon,  $\text{profondeur}_{\text{de début}}$  et  $\text{profondeur}_{\text{de fin}}$  se rapportent à la profondeur de début et de fin du filet déployé, la fraction divisée correspond à la fraction de l'échantillon analysé et le volume représente le volume de l'échantillon. L'ensemble de données filtré définitif comprend 126 missions au cours de la période allant de 1999 à 2014, avec 2 367 filets déployés et plus de 400 espèces taxonomiques.

---

## ANNEXE 2. FONCTION DE MATÉRN

La fonction de *corrélation* de Matérn (figure 33) est paramétrée de nombreuses manières et la nomenclature de variables a aussi été incohérente et pourrait causer des confusions. La bibliothèque geOR (Diggle et Ribeiro 2007; Ribeiro et Diggle 2001) la définit comme suit :

$$\rho(x) = \frac{1}{2^{\kappa-1}\Gamma(\kappa)} \left(\frac{x}{\phi}\right)^{\kappa} K_{\kappa}\left(\frac{x}{\phi}\right),$$

où  $\phi > 0$  est le « paramètre de portée »;  $\kappa > 0$  est le paramètre de forme (lissage);  $K_{\kappa}(\cdot)$  est la fonction modifiée de Bessel de troisième espèce d'ordre  $\kappa$  et  $\Gamma(\cdot)$  est la fonction Gamma. Elle est aussi liée à la dimension fractale de la complexité d'une surface (Constantine et Hall 1994)

Le paramétrage de spBayes (Finley *et al.* 2007) est simplement un peu différent, tout comme la nomenclature :

$$\rho(x) = \frac{1}{2^{\nu-1}\Gamma(\nu)} (\phi x)^{\nu} K_{\nu}(\phi x).$$

Le paramétrage d'INLA (Lindgren et Rue 2015) est le même que celui de spBayes, mais la nomenclature diffère légèrement.

$$\rho(x) = \frac{1}{2^{\lambda-1}\Gamma(\lambda)} (\kappa x)^{\lambda} K_{\lambda}(\kappa x).$$

Par conséquent, les identités suivantes sont importantes pour interpréter les discussions et les résultats de ces auteurs :

$$\begin{aligned} \kappa_{geOR} &\equiv \nu_{spBayes} \equiv \lambda_{INLA} \\ 1/\phi_{geOR} &\equiv \phi_{spBayes} \equiv \kappa_{INLA}. \end{aligned}$$

En outre, INLA définit  $intervalle_{13\%} = \sqrt{8\lambda}/\kappa$  (voir la justification ci-dessous).

La fonction de *covariance* de Matérn  $\gamma(x)$  est la fonction de corrélation  $\rho(x)$  mise à l'échelle par la variance. Un décalage de  $\tau^2$ , la variabilité à des échelles locales, lié à une erreur d'échantillonnage plus petite que l'unité de mesure (parfois appelé variance « indépendante des effets spatiaux ») est également modélisé :

$$\gamma(x) = \tau^2 + \sigma^2(1 - \rho(x)).$$

Lorsque  $\nu_{spBayes} = 1/2$ , cela devient un modèle exponentiel. Lorsque  $\nu_{spBayes} \rightarrow \infty$ , le modèle devient le modèle gaussien. Les courbes ne deviennent progressivement différentes qu'une fois que  $\nu_{spBayes} > 2$  et Finley *et al.* (2007) proposent donc de limiter le modèle précédent à l'intervalle (0,2) en guise de solution pratique pour accélérer la convergence des courbes MCCM. Nous avons utilisé l'intervalle  $\nu_{spBayes} = (0,5)$ , simplement pour être sûrs. En outre, l'échelle efficace de dépendance spatiale (distance à laquelle la corrélation baisse à 0,05) est indiquée par  $-\ln(0,05)/\phi_{spBayes}$  (Finley, Banerjee et Carlin 2007). Ainsi, ils recommandent une valeur a priori uniforme dans l'intervalle de  $(\phi_{spBayes}, -\ln(0,05))$ .

L'échelle spatiale que nous définissons comme étant exactement cette échelle spatiale pratique ou efficace : la distance à laquelle la dépendance spatiale baisse asymptotiquement jusqu'à  $p(x) \rightarrow 0,05$ .

L'une des raisons de la popularité de la covariance de Matérn est qu'il s'agit d'une solution stable à l'équation différentielle partielle stochastique :

$$(\kappa^2 - \Delta)^{\alpha/2}(t\xi(s)) = W(s),$$

---

où  $W(s)$  est un bruit blanc spatial gaussien et  $\tau$  contrôle la variance et  $\kappa$  est le paramètre d'échelle. INLA (Integrated Nested Laplace Approximations) définit l'échelle efficace à  $\sqrt{8}/\phi_{spBayes}$ , la distance approximative où la corrélation baisse à 0,13 (p/r à 0,05) :

$$\begin{cases} \lambda &= \alpha - d/2 \\ \sigma^2 &= \frac{\Gamma(\lambda)}{\Gamma(\alpha)(4\pi)^{d/2}\kappa^{2\lambda}\tau^2}, \end{cases}$$

qui pour des dimensions  $d = 2$  :

$$\begin{cases} \lambda &= \alpha - 1 \\ \sigma^2 &= \frac{\Gamma(\lambda)}{\Gamma(\alpha)(4\pi)\kappa^{2\lambda}\tau^2}, \end{cases}$$

et  $\alpha = 2$  par défaut et donc  $\lambda = 1$  de sorte que :

$$\begin{cases} \text{plage} &= \sqrt{8}/\kappa \\ \sigma^2 &= \frac{1}{4\pi\kappa^2\tau^2}, \end{cases}$$

$$\text{plage} = \sqrt{8}/\kappa.$$

---

### ANNEXE 3. ÉQUATION DIFFÉRENTIELLE PARTIELLE STOCHASTIQUE D'ADVECTION-DISPERSION

Après l'élaboration de Sigrist *et al.* (2015), nous commençons par le modèle de régression général

$$Y(\mathbf{s}, t) = \mu(\mathbf{s}, t) + e(\mathbf{s}, t),$$

où  $\mu(\mathbf{s}, t) = x(\mathbf{s}, t)^T \beta(\mathbf{s}, t)$  est le processus à moyenne et  $e(\mathbf{s}, t)$  l'erreur résiduelle. Ce processus d'erreur peut être réparti en une composante structurée de manière spatiotemporelle  $\omega$  et en une composante non structurée  $\varepsilon$  :  $e(\mathbf{s}, t) = \omega(\mathbf{s}, t) + \varepsilon(\mathbf{s}, t)$ . On suppose habituellement que l'erreur *non structurée* est un processus d'erreurs de type bruit blanc :  $\varepsilon(\mathbf{s}, t) \sim N(0, \sigma_\varepsilon^2)$ .

L'erreur structurée  $\omega(\mathbf{s}, t)$  peut être définie comme l'équation différentielle partielle stochastique d'advection-dispersion suivante :

$$\frac{\partial}{\partial t} \omega(\mathbf{s}, t) = -\mathbf{u}^T \nabla \omega(\mathbf{s}, t) + \nabla \cdot \Sigma \nabla \omega(\mathbf{s}, t) - \zeta \omega(\mathbf{s}, t) + \epsilon(\mathbf{s}, t),$$

où  $\mathbf{s} = (x, y)^T \in \mathfrak{R}^2$  :  $\mathbf{u} = (u_x, u_y)^T$  paramètre la vitesse de dérive (advection);  $\nabla = (\frac{\partial}{\partial x}, \frac{\partial}{\partial y})^T$  est

l'opérateur gradient;  $\nabla \cdot \mathbf{F} = (\frac{\partial F_x}{\partial x}, \frac{\partial F_y}{\partial y})^T$  est l'opérateur de divergence d'un champ vectoriel

$\mathbf{F} = (F_x, F_y)^T$ ;  $\Sigma^{-1} = \frac{1}{\phi_d^2} \begin{pmatrix} \cos \alpha & \sin \alpha \\ -\gamma \cdot \sin \alpha & \gamma \cdot \cos \alpha \end{pmatrix}^T \begin{pmatrix} \cos \alpha & \sin \alpha \\ -\gamma \cdot \sin \alpha & \gamma \cdot \cos \alpha \end{pmatrix}$  paramètre l'anisotropie de dispersion par l'intermédiaire de  $(\gamma > 0, \alpha \in [0, \pi/2])$  avec  $\phi_d > 0$  paramétrant la plage de dispersion;  $\zeta > 0$  paramétrant l'amortissement local et  $\epsilon(\mathbf{s}, t)$  paramétrant un champ aléatoire gaussien qui représente les processus source et puits avec un bruit blanc de covariance temporelle et spatiale de Matérn (c.-à-d. « innovation »).

Si  $\epsilon(\mathbf{s}, t)$  est stationnaire et a la forme d'une fonction de covariance spatiale de Whittle, alors elle a le spectre suivant :

$$\tilde{f}(\mathbf{k}) = \frac{\sigma^2}{(2\pi)^2} (\mathbf{k}^T \mathbf{k} + \frac{1}{\phi_s^2})^{-(\nu+1)},$$

où  $\mathbf{k}$  désigne les nombres d'ondes spatiaux. Le spectre du processus  $\omega(\mathbf{s}, t)$  est alors :

$$f(w, \mathbf{k}) = \tilde{f}(\mathbf{k}) \frac{1}{(2\pi)} ((\mathbf{k}^T \Sigma \mathbf{k} + \zeta)^2 + (w + \mathbf{u}^T \mathbf{k})^2)^{-1},$$

où  $w$  est la fréquence temporelle. La fonction de covariance peut être résolue comme suit :

$$\begin{aligned} C(\mathbf{s}, t) &= \int f(w, \mathbf{k}) \exp(i \cdot t w) \exp(i \cdot \mathbf{s}' \mathbf{k}) d\mathbf{k} dw \\ &= \int \tilde{f}(\mathbf{k}) \frac{\exp(-i \cdot \mathbf{u}^T \mathbf{k} t - (\mathbf{k}^T \Sigma \mathbf{k} + \zeta) |t|)}{2(\mathbf{k}^T \Sigma \mathbf{k} + \zeta)} \exp(i \cdot \mathbf{s}' \mathbf{k}) d\mathbf{k}. \end{aligned}$$

Après la discrétisation :

$$\begin{aligned} \omega(\mathbf{s}, t) &= \boldsymbol{\Phi}(\mathbf{s})^T \alpha(t) \\ &\approx \sum_{j=1}^K \phi_j(\mathbf{s}) \alpha_j(t) \\ &\approx \sum_{j=1}^4 \phi_j^{(cos)}(\mathbf{s}_l) \alpha_j^{(cos)}(t) + \sum_{j=5}^{K/2+2} (\phi_j^{(cos)}(\mathbf{s}_l) \alpha_j^{(cos)}(t) + \phi_j^{(sin)}(\mathbf{s}_l) \alpha_j^{(sin)}(t)), \end{aligned}$$

où  $\mathbf{k} = (k_{x,j}, k_{y,j})^T$  est le nombre d'ondes spatial de la composante  $j$  des composantes de Fourier  $\mathbf{K}$  et  $\phi_j(\mathbf{s}) = \exp(i \cdot \mathbf{k}_j^T \mathbf{s}) = \{\cos(\mathbf{k}_j^T \mathbf{s}), \sin(\mathbf{k}_j^T \mathbf{s})\}$  est la fonction spatiale. Et, pour chaque temps  $t$  et emplacement  $\mathbf{s}_l$ ,  $l = 1, \dots, n^2$  dans l'équation différentielle partielle stochastique :

$$\begin{aligned}\mathbf{u}^T \nabla \phi_j^{(cos)}(\mathbf{s}_l) &= -\mathbf{u}^T \mathbf{k}_j \phi_j^{(sin)}(\mathbf{s}_l) \\ \mathbf{u}^T \nabla \phi_j^{(sin)}(\mathbf{s}_l) &= -\mathbf{u}^T \mathbf{k}_j \phi_j^{(cos)}(\mathbf{s}_l),\end{aligned}$$

et

$$\begin{aligned}\nabla \cdot \Sigma \nabla \phi_j^{(cos)}(\mathbf{s}_l) &= -\mathbf{k}_j^T \Sigma \mathbf{k}_j \phi_j^{(cos)}(\mathbf{s}_l) \\ \nabla \cdot \Sigma \nabla \phi_j^{(sin)}(\mathbf{s}_l) &= -\mathbf{k}_j^T \Sigma \mathbf{k}_j \phi_j^{(sin)}(\mathbf{s}_l).\end{aligned}$$

La caractéristique complète et indissociable du modèle d'advection-dispersion est donc la suivante :

$$\begin{aligned}Y(\mathbf{s}, t) &= x(\mathbf{s}, t)^T \boldsymbol{\beta} + \omega(\mathbf{s}, t) + \varepsilon(\mathbf{s}, t) \\ \omega(\mathbf{s}, t) &= \boldsymbol{\Phi} \boldsymbol{\alpha}(\mathbf{s}, t) \quad \{\text{modèle d'advection - dispersion}\} \\ \boldsymbol{\alpha}(\mathbf{s}, t) &= \mathbf{G} \boldsymbol{\alpha}(\mathbf{s}, t-1) + \hat{\varepsilon}(\mathbf{s}, t) \quad \{\text{modèle de transition}\} \\ \varepsilon(\mathbf{s}, t) &\sim N(\mathbf{0}, \tau^2 \mathbf{1}) \quad \{\text{Erreur non structurée}\} \\ \hat{\varepsilon}(\mathbf{s}, t) &\sim N(\mathbf{0}, \hat{\mathbf{Q}}) \quad \{\text{innovation}\},\end{aligned}$$

où  $\boldsymbol{\alpha}(\mathbf{s}, t)$  sont des coefficients de Fourier;  $\boldsymbol{\Phi} = [\boldsymbol{\phi}(\mathbf{s}_1), \dots, \boldsymbol{\phi}(\mathbf{s}_N)]^T$  est une matrice de fonctions de base spatiales;  $\mathbf{G}$  est la matrice de transition (propagateur) et  $\hat{\mathbf{Q}}$  est la matrice de covariance d'innovation (erreurs résiduelles). Voici les fonctions de Fourier :

$$\boldsymbol{\phi}(\mathbf{s}_l) = \left( \cos(\mathbf{k}_1^T \mathbf{s}_l), \dots, \cos(\mathbf{k}_4^T \mathbf{s}_l), \cos(\mathbf{k}_5^T \mathbf{s}_l), \sin(\mathbf{k}_5^T \mathbf{s}_l) \dots, \cos\left(\mathbf{k}_{\frac{K}{2}+2}^T \mathbf{s}_l\right), \sin\left(\mathbf{k}_{\frac{K}{2}+2}^T \mathbf{s}_l\right) \right)$$

---

## ANNEXE 4. MODÈLE LOGISTIQUE

La dérivation du modèle logistique présenté ci-dessous est plus phénoménologique que mécanique et elle est attribuée à Lotka (1925). Nous pensons que cette interprétation phénoménologique la rend utile comme caractérisation générale de l'état d'un système. L'argument avancé est que l'on peut s'attendre à ce que le taux de variation dans le temps  $t$  d'un état  $Y$  (dans notre contexte : l'abondance, la richesse en espèces, l'« habitat », la taille) soit, d'une certaine manière, une fonction de lui-même.

$$dY/dt = g(Y).$$

On s'attend aussi à ce que lorsque  $Y = 0$ ,  $dY/dt$  sera également égale à zéro et représente donc une racine algébrique de  $g$ . Un développement en série de Taylor de  $g$  proche de cette racine  $Y = 0$  donne ce qui suit :

$$\begin{aligned} dY/dt &= g'(0)Y + g''(0)Y^2/2 + \text{termes de rang plus élevé ...;} \\ &\approx Y[g'(0) + g''(0)Y/2]. \end{aligned}$$

Avec les identités  $g'(0) = r$  et  $g''(0) = -2r/K$ , la forme standard de l'équation logistique est obtenue :

$$dY/dt \approx rY(1 - Y/K).$$

Le taux intrinsèque d'une augmentation,  $r$ , est donc une certaine fonction abstraite et globale qui décrit l'augmentation ou la diminution nette de l'état du système  $Y$  lorsque la valeur  $Y$  est trop petite. Dans des systèmes biologiques, cela signifie un taux maximal de croissance, de recrutement, de mortalité, de déplacement, de changements climatiques, d'extinction, de spéciation, etc., étant donné que le taux devrait diminuer à mesure qu'il se rapproche d'une certaine limite supérieure  $K$  de l'ampleur de l'état du système  $Y$ .

Avec normalisation par  $K$  de sorte que  $y = Y/K$ :

$$dy/dt \approx ry(1 - y).$$

On connaît de nombreuses variations de ce modèle de base, principalement des manières différentes de modifier la forme de la courbe et/ou l'emplacement du point d'inflexion (c.-à-d.  $K/2$ ). Une famille souple est le modèle logistique Gamma :

$$dy/dt = ry^\alpha(1 - y)^\beta + f(\dots).$$

Les paramètres supplémentaires élèvent à la puissance différentes composantes ce qui, au final, revient à ajouter des termes de rang plus élevé et même des termes de rang fractionnel dans la série de Taylor) et à également ajouter des termes supplémentaires  $f(\dots)$  qui sont externes à la dynamique que  $r$  et  $K$  régissent, p. ex. la pêche, l'advection, la dispersion, le bruit. Aux fins du présent examen, nous n'utiliserons que le modèle de base et nous estimerons les paramètres d'intérêt,  $\theta = \{r, K\}$ , mais d'autres paramétrages sont possibles, p. ex.  $\theta = \{r, K, \alpha, \beta\}$ . L'objectif est d'étudier l'utilité de cette formulation plus souple en combinaison avec le modèle de base.

Sous sa forme discrète, où  $\Delta t = 1$  année et après une discrétisation d'Euler, le modèle de base devient :

$$y_t \approx ry_{t-1}(1 - y_{t-1}).$$

Nous appelons cela la forme « de base » du modèle logistique discret.