

Indicateurs de suivi des communautés de poissons et d'invertébrés échantillonnées dans le relevé écosystémique annuel du nord du golfe du Saint-Laurent

Laurie Isabel, Marie-Julie Roux et Daniel Duplisea

Pêches et Océans Canada
Institut Maurice-Lamontagne
850 route de la Mer
Mont-Joli, QC G5H 3Z4

2025

**Rapport technique canadien des
sciences halieutiques et aquatiques 3713**



Pêches et Océans
Canada

Fisheries and Oceans
Canada

Canada

Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques

Les rapports techniques contiennent des renseignements scientifiques et techniques qui constituent une contribution aux connaissances actuelles, mais qui ne sont pas normalement appropriés pour la publication dans un journal scientifique. Les rapports techniques sont destinés essentiellement à un public international et ils sont distribués à cet échelon. Il n'y a aucune restriction quant au sujet; de fait, la série reflète la vaste gamme des intérêts et des politiques de Pêches et Océans Canada, c'est-à-dire les sciences halieutiques et aquatiques.

Les rapports techniques peuvent être cités comme des publications à part entière. Le titre exact figure au-dessus du résumé de chaque rapport. Les rapports techniques sont résumés dans la base de données *Résumés des sciences aquatiques et halieutiques*.

Les rapports techniques sont produits à l'échelon régional, mais numérotés à l'échelon national. Les demandes de rapports seront satisfaites par l'établissement auteur dont le nom figure sur la couverture et la page du titre.

Les numéros 1 à 456 de cette série ont été publiés à titre de Rapports techniques de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada. Les numéros 457 à 714 sont parus à titre de Rapports techniques de la Direction générale de la recherche et du développement, Service des pêches et de la mer, ministère de l'Environnement. Les numéros 715 à 924 ont été publiés à titre de Rapports techniques du Service des pêches et de la mer, ministère des Pêches et de l'Environnement. Le nom actuel de la série a été établi lors de la parution du numéro 925.

Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences

Technical reports contain scientific and technical information that contributes to existing knowledge but which is not normally appropriate for primary literature. Technical reports are directed primarily toward a worldwide audience and have an international distribution. No restriction is placed on subject matter and the series reflects the broad interests and policies of Fisheries and Oceans Canada, namely, fisheries and aquatic sciences.

Technical reports may be cited as full publications. The correct citation appears above the abstract of each report. Each report is abstracted in the data base *Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts*.

Technical reports are produced regionally but are numbered nationally. Requests for individual reports will be filled by the issuing establishment listed on the front cover and title page.

Numbers 1-456 in this series were issued as Technical Reports of the Fisheries Research Board of Canada. Numbers 457-714 were issued as Department of the Environment, Fisheries and Marine Service, Research and Development Directorate Technical Reports. Numbers 715-924 were issued as Department of Fisheries and Environment, Fisheries and Marine Service Technical Reports. The current series name was changed with report number 925.

Rapport technique canadien
des sciences halieutiques et aquatiques 3713

2025

Indicateurs de suivi des communautés de poissons et d'invertébrés échantillonnées
dans le relevé écosystémique annuel du nord du golfe du Saint-Laurent

Laurie Isabel, Marie-Julie Roux et Daniel Duplisea

Direction régionale des sciences
Région du Québec
Directions des sciences démersales et benthiques
Pêches et océans Canada
Institut Maurice-Lamontagne
850, Route de la Mer
Mont-Joli, QC
G5H 3Z4

© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par le
ministre du ministère des Pêches et des Océans, 2025

N° de catalogue Fs97-6/3713F-PDF ISBN 978-0-660-78248-5 ISSN 1488-545X

<https://doi.org/10.60825/b29c-4j75>

On doit citer la publication comme suit :

Isabel, L., Roux, M.-J. et Duplisea, D. 2025. Indicateurs de suivi des communautés de poissons et d'invertébrés échantillonnées dans le relevé écosystémique annuel du nord du golfe du Saint-Laurent. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 3713 : ix + 58 p.
<https://doi.org/10.60825/b29c-4j75>

TABLE DES MATIÈRES

Liste des figures.....	v
Liste des tableaux	vii
Résumé	viii
Abstract.....	ix
1. Introduction	1
2. Méthodes.....	2
2.1 Zone d'étude	2
2.2 Échantillonnage	4
2.3 Sélection des strates de références.....	5
2.4 Standardisation des données d'abondance et de biomasse et calcul des anomalies..	6
2.5 Sélection des indicateurs.....	7
2.5.1 Indicateurs de productivité	7
2.5.2 Indicateur de stabilité.....	8
2.5.3 Indicateurs de composition des communautés en fonction du préférendum thermique.....	8
2.5.4 Indicateurs de flux d'énergie	9
2.5.5 Indicateurs de la structure de tailles.....	10
2.5.6 Indicateur de la condition corporelle.....	11
2.5.7 Indicateurs de l'utilisation des habitats disponibles	12
3. Résultats et discussion	14
3.1 Indicateurs de productivité	14
3.1.1 Productivité des poissons	14
3.1.2 Productivité des invertébrés.....	16
3.2 Indicateur de stabilité.....	18
3.3 Indicateurs de composition des communautés en fonction du préférendum thermique 19	
3.3.1 Guildes thermiques.....	19
3.3.2 Indice de température de la communauté (ITC).....	22
3.4 Indicateurs de flux d'énergie	23
3.4.1 Biomasse des guildes trophiques	23
3.4.2 Changements récents dans la biomasse des guildes trophiques	25
3.4.3 Taux de capture par guildes trophiques.....	26
3.5 Indicateurs de la structure de tailles.....	28
3.5.1 Pente du spectre de tailles.....	28

3.5.2	Abondance par classe de tailles	30
3.5.3	Richesse spécifique par classe de tailles	31
3.6	Indicateur de la condition corporelle	32
3.7	Indicateurs de l'utilisation des habitats disponibles	34
3.8	Synthèse des tendances observées sur l'ensemble des indicateurs	37
4.	Conclusion	38
	Remerciements	39
	Références	40
	Annexes	50

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Zone d'étude du nord du golfe du Saint-Laurent montrant (A) les éléments géographiques et (B) les RAE. La ligne grise pointillée représente la bathymétrie de 200 m. Les RAE 1 (nord-ouest du golfe) et 3 (centre du golfe) comprennent le chenal Laurentien. La RAE 2 (nord-est du golfe) comprend le chenal d'Esquiman et le chenal d'Anticosti.	3
Figure 2. Nombre de taxons identifiés (richesse spécifique observée) à chaque année dans le relevé.	5
Figure 3. Zone d'étude du nord du golfe du Saint-Laurent montrant le découpage des strates dans le relevé. Les strates entourées de rouge correspondent aux strates de référence.	6
Figure 4. Fréquence de longueurs pour les taxons de poissons et d'invertébrés capturés et mesurés dans le relevé pour la période 2006-2024.	11
Figure 5. Anomalie annuelle de la biomasse totale des poissons capturés dans le relevé. Les sébastes (rouge) sont distingués du reste des captures de poissons (gris). Les lignes noires horizontales représentent ± 0.5 écart-type. Les valeurs comprises entre ± 0.5 écart-type sont considérées comme normales et mises en blanc.	15
Figure 6. Anomalie annuelle de la biomasse totale des invertébrés capturés dans le relevé. La crevette nordique (rouge) est séparée du reste des captures d'invertébrés (gris). Les lignes noires horizontales représentent ± 0.5 écart-type. Les valeurs comprises entre ± 0.5 écart-type sont considérées comme normales et mises en blanc.	17
Figure 7. Inverse du coefficient de variation ($1/CV$) pour la biomasse totale capturée dans le relevé. La ligne grise correspond à l'indicateur excluant la biomasse des sébastes. Les lignes horizontales pointillées représentent les moyennes de séries.	18
Figure 8. Anomalie annuelle de la biomasse des guildes thermiques pour (A) la guildes chaude et (B) la guildes froide.	21
Figure 9. Indice de température des communautés (ITC), basé sur le préférendum thermique et la biomasse relative des espèces échantillonnées dans le relevé.	22
Figure 10. Anomalie annuelle de biomasse de chaque guildes trophique.	24
Figure 11. Pourcentage de changement dans la biomasse des guildes trophiques au cours des 5 dernières années (2020-2024), par rapport à la moyenne de série (2006-2024). (PP = poissons planctonivores, PIP = poissons et invertébrés piscivores, PILD = poissons et invertébrés limivores et détritivores, PB = poissons benthivores, MM = micronecton mésopélagique, MD = micronecton démersal, IF = invertébrés filtreurs, IB = invertébrés benthivores).	25
Figure 12. Taux de capture (poids moyen, en kg/trait) pour chaque guildes trophique (A) incluant et (B) excluant la biomasse des sébastes.	27
Figure 13. Pente de la relation linéaire annuelle entre la fréquence et la longueur des poissons et de quelques invertébrés (crevettes). La ligne grise correspond à l'indicateur excluant la biomasse des sébastes.	29
Figure 14. Anomalie annuelle de l'abondance par classe de tailles de 10 cm. Les valeurs comprises entre ± 0.5 écart-type sont considérées comme normales et mises en blanc.	30
Figure 15. Anomalie annuelle de la richesse spécifique par classe de tailles de 10 cm. Les valeurs comprises entre ± 0.5 écart-type sont considérées comme normales et mises en blanc.	31
Figure 16. Anomalie annuelle dans la condition corporelle de différentes espèces de poissons. Les valeurs comprises entre ± 0.5 écart-type sont considérées comme normales et mises en blanc.	33

Figure 17. Tendances linéaires de la relation entre l'occupation et l'abondance pour la pente des relations annuelles interspécifiques.	35
Figure 18. Relation interspécifique annuelle entre l'occupation et l'abondance (MYLI = myxine de vase, AMRA = raie épineuse, MASE = raie lisse, CLHA = hareng atlantique, MAVI = capelan, ARRI = lussion blanc, GAMO = morue franche, URTE = merluche blanche, ENCI = motelle à quatre barbillons, NEBA = grenadier du Grand Banc, SEBA = sébastes, TRMU = faux-trigle armé, HIPL = plie canadienne, GLCY = plie grise, REHI = flétan du Groenland, HIHI = flétan atlantique, PAMU = sivade rose, PABO = crevette nordique, PAMO = crevette ésope, PONO = crevette <i>Pontophilus norvegicus</i>).	36

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Contribution moyenne, minimum et maximum des espèces comprises dans la guildes chaude et la guildes froide à la biomasse totale annuelle pour la série 2006-2024, exprimée en pourcentage.....	20
---	----

RÉSUMÉ

Isabel, L., Roux, M.-J. et Duplisea, D. 2025. Indicateurs de suivi des communautés de poissons et d'invertébrés échantillonnées dans le relevé écosystémique annuel du nord du golfe du Saint-Laurent. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 3713 : ix + 58 p.
<https://doi.org/10.60825/b29c-4j75>

Le nord du golfe du Saint-Laurent (nGSL) connaît des changements écologiques et environnementaux importants depuis les dernières décennies. Jusqu'à présent, l'impact de ces changements sur les communautés de poissons et d'invertébrés hauturiers, de même que les fonctions écosystémiques qu'elles soutiennent, demeure peu documenté. Ce rapport présente une première série d'indicateurs écologiques qui serviront à la compréhension, au suivi et à une meilleure anticipation des changements dans la structure et le fonctionnement des communautés hauturières du nGSL. Ces indicateurs montrent des communautés instables en restructuration suite à l'augmentation importante de la biomasse des sébastes et l'augmentation soutenue de la température de l'eau. Ces changements écologiques et environnementaux ont aussi contribué à modifier le schéma d'utilisation des habitats par les espèces depuis 2017 et posent un risque pour le maintien de communautés mixtes composées d'espèces boréales et tempérées dans le nGSL. La réduction importante des flux d'énergie associés au micronecton, la faible productivité des espèces d'invertébrés, la diminution récente de la biomasse des poissons et de la richesse spécifique des organismes de petite à moyenne taille, ainsi que la faible condition de plusieurs espèces de poissons confirment que les communautés hauturières sont présentement vulnérables aux perturbations.

ABSTRACT

Isabel, L., Roux, M.-J. et Duplisea, D. 2025. Indicateurs de suivi des communautés de poissons et d'invertébrés échantillonnées dans le relevé écosystémique annuel du nord du golfe du Saint-Laurent. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 3713 : ix + 58 p.
<https://doi.org/10.60825/b29c-4j75>

The northern Gulf of St. Lawrence (nGSL) has undergone significant ecological and environmental changes over the past decades. To date, the impact of these changes on offshore fish and invertebrate communities, as well as on the ecosystem functions they support, remains poorly documented. This report presents a first suite of ecological indicators that will aid in understanding, monitoring, and better anticipating changes in the structure and functioning of offshore communities in the nGSL. These indicators reveal unstable communities undergoing restructuring following the considerable increase in redfish biomass and the persistent rise in water temperatures. These ecological and environmental changes have also contributed to shifting habitat use patterns since 2017 and pose a risk to the persistence of mixed communities composed of both boreal and temperate species in the nGSL. The substantial reduction of energy fluxes associated with micronekton, the low productivity of invertebrate species, the recent decrease in the biomass of fish and in the species richness of small to medium-sized organisms, as well as the poor condition of several fish species, all confirm that offshore communities are currently vulnerable to disturbances.

1. INTRODUCTION

Les indicateurs écologiques sont nécessaires pour soutenir la mise en œuvre d'une approche écosystémique (Levin et al. 2009; Link et al. 2010; Tam et al. 2017). Ils jouent un rôle central dans la compréhension, l'évaluation et la gestion des écosystèmes marins, en synthétisant la réponse des communautés d'organismes face aux pressions climatiques et anthropiques (Large et al. 2015; Noss 1990). Ils permettent de réduire la complexité écosystémique et facilitent ainsi le suivi et l'évaluation de l'état d'un écosystème (Bundy et al. 2017; Fu et al. 2019). Un ou des indicateurs appropriés permettent d'effectuer un suivi des tendances et de détecter des signaux précurseurs de changements dans les communautés afin de mieux anticiper les conséquences de ces changements sur la disponibilité et la qualité des services écosystémiques. Les indicateurs sont des propriétés mesurables permettant d'évaluer l'impact des activités humaines sur l'écosystème et ses composantes, la performance des mesures de gestion et les progrès vers l'atteinte d'objectifs biologiques, écologiques et socio-économiques liés à l'utilisation durable des ressources (Haugen et al. 2024; Roux et Pedreschi 2024). Le nombre d'indicateurs utilisé à travers le monde a augmenté de façon exponentielle au fil des deux dernières décennies suite à la mise en œuvre de législations régionales et internationales pour la protection des milieux aquatiques (McQuatters-Gallop et al. 2019). La sensibilité, la spécificité et le degré de réponse, ou réactivité, des différents indicateurs varient selon les conditions environnementales de référence, les objectifs de gestion, les données disponibles ainsi que la nature et le niveau d'intensité des pressions anthropiques. Il est donc nécessaire de valider la performance des différents indicateurs pour différents contextes écosystémiques. Pour le suivi des communautés écologiques, une approche utilisant plusieurs indicateurs complémentaires est recommandée (Coll et al. 2016; Link 2005; Rice et Rochet 2005; van Denderen et al. 2024).

Le nord du golfe du Saint-Laurent (nGSL) subit des changements importants depuis les deux dernières décennies. Les eaux de surface sont de plus en plus chaudes et on observe une diminution de la couverture de glace hivernale depuis 1990 (Galbraith et al. 2025). Les eaux du nGSL sont stratifiées et la couche intermédiaire froide, essentielle pour plusieurs espèces, dont le crabe des neiges (*Chionoecetes opilio*), se réchauffe elle aussi et son volume total diminue, réduisant ainsi la disponibilité des habitats d'eau froide dans le nGSL (Dionne et al. 2003; Galbraith et al. 2025). La température moyenne dans la couche profonde est passée de 5,2°C en 2009 à 7,0°C en 2022, puis s'est stabilisée en 2023 et 2024 (Galbraith et al. 2025). Les niveaux d'oxygène dans la couche profonde ont diminué de moitié au cours du siècle dernier, atteignant des minimums records en 2022 et 2023 (Blais et al. 2024; Galbraith et al. 2025; Gilbert et al. 2005). Une zone hypoxique persistante s'est formée dans l'estuaire et les indicateurs d'acidification indiquent que celle-ci est en augmentation depuis 2008 (Bernier et al. 2023; Blais et al. 2024). Les impacts de ces changements environnementaux sur la structure des communautés et les fonctions écosystémiques qui leur sont associées restent largement méconnus. Des changements sont observés dans la composition des communautés zooplanctoniques, notamment une diminution marquée de l'abondance de *Calanus hyperboreus*, un grand copépode calanoïde associé aux conditions d'eau froide, et sont susceptibles de modifier l'amplitude et l'efficacité des transferts d'énergie vers les niveaux trophiques supérieurs (Blais et al. 2024; McGinty et al. 2021).

L'objectif de ce rapport est d'identifier et décrire les tendances observées dans une première série d'indicateurs écologiques axée sur le suivi des communautés hauturières échantillonnées dans le relevé écosystémique annuel au chalut de fond dans le nGSL. Ce relevé offre depuis

2006 une série temporelle à haute résolution taxonomique de données fiables et robustes sur l'occurrence et l'abondance des espèces de poissons et d'invertébrés hauturiers dans le nGSL. Ce rapport présente la méthodologie relative au traitement des données et au calcul de chaque indicateur, ainsi qu'une description des tendances observées depuis 2006. La sélection de cette première série d'indicateurs a été guidée par les connaissances disponibles en lien avec l'objectif de suivi des changements écologiques associés aux changements environnementaux et écologiques en cours dans le nGSL. Les indicateurs sélectionnés servent à mesurer les réponses des communautés en termes de productivité, de stabilité, de composition en espèce selon le préférendum thermique, de flux d'énergie, de structure de tailles, de condition corporelle et d'utilisation des habitats disponibles. Ces indicateurs permettront de surveiller, détecter, mieux comprendre et anticiper les changements dans la structure des communautés et les fonctions écosystémiques qu'elles réalisent. Ils permettront donc d'évaluer les conséquences de ces changements pour les services écosystémiques, notamment les activités de pêches commerciales et récréatives. Les indicateurs de communautés contribueront à l'évaluation de l'état du nGSL.

2. MÉTHODES

2.1 ZONE D'ÉTUDE

La zone d'étude s'étend de l'estuaire maritime à partir des Escoumins à l'ouest, au détroit de Cabot au sud-est, et au détroit de Belle Isle au nord-est, excluant le plateau madelinien (Figure 1A). Elle comprend trois chenaux profonds : les chenaux Laurentien, Anticosti et Esquiman (Saucier et al. 2003). Elle couvre les divisions 4R, 4S et la partie nord de 4T de l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest (OPANO; Chamberland et al. 2025). Les eaux y sont stratifiées avec deux couches d'eau présentes en hiver et au printemps (couche de fond et couche de surface mélangée) et trois couches d'eau en été et au début de l'automne (couche de fond, couche intermédiaire froide et couche de surface; Galbraith 2006). Pour la synthèse des données biologiques, océanographiques, de la pêche et le suivi des changements associés à la productivité des espèces hauturières, la zone d'étude a été subdivisée en régions de l'approche écosystémique (RAE) par une équipe d'experts régionaux (Figure 1B; Duplisea et al. 2024). Chaque RAE représente des conditions d'océanographie physique relativement uniformes au large des côtes (Duplisea et al. 2024). L'environnement et les écosystèmes côtiers, ici définis comme les régions côtières caractérisées par des profondeurs inférieures à 37 mètres, ne sont pas considérés dans ce rapport. Pour plusieurs indicateurs, les tendances sont présentées par RAE et pour l'ensemble du nGSL à partir de données cumulées sur un ensemble de strates de référence (voir section 2.3).

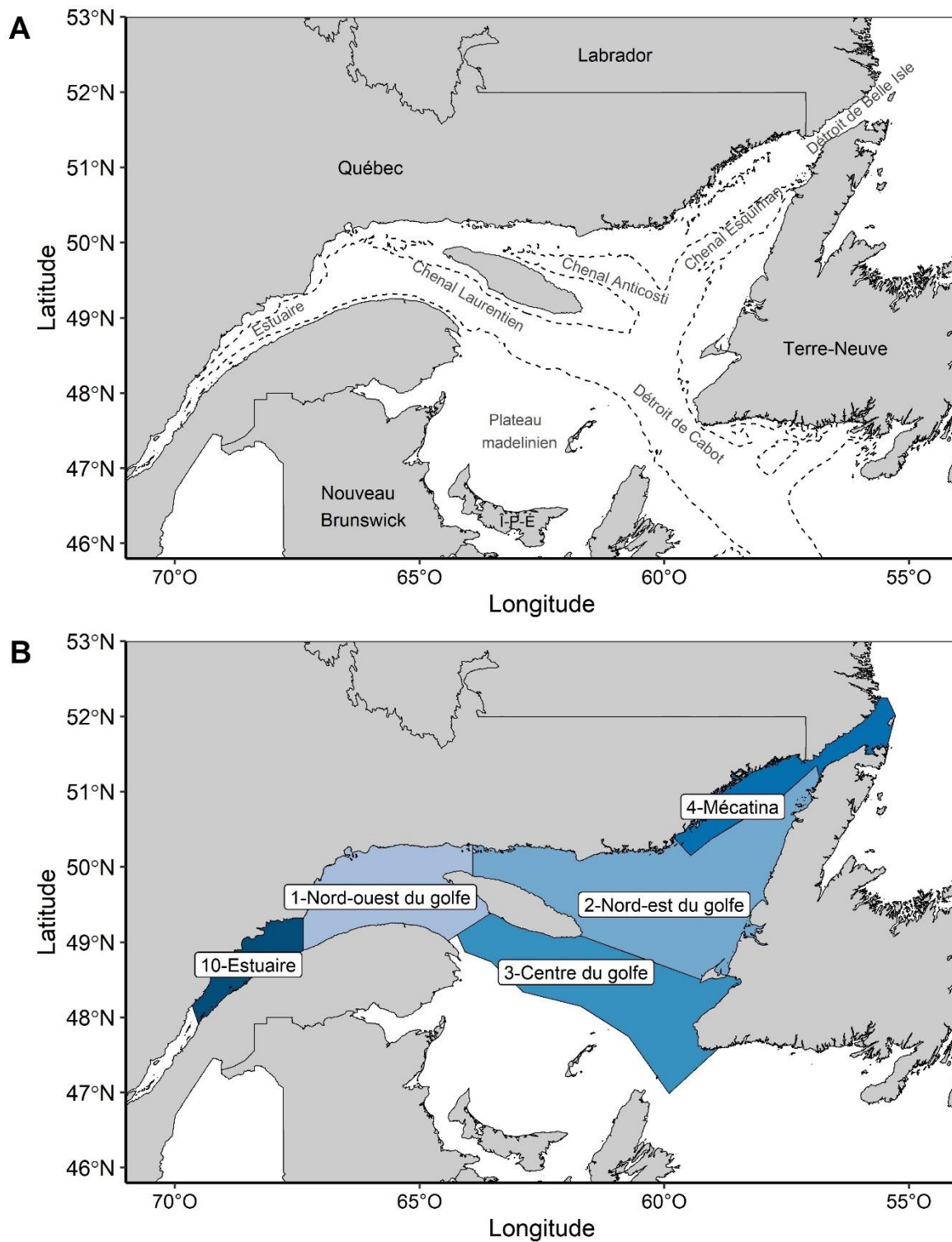


Figure 1. Zone d'étude du nord du golfe du Saint-Laurent montrant (A) les éléments géographiques et (B) les RAE. La ligne grise pointillée représente la bathymétrie de 200 m. Les RAE 1 (nord-ouest du golfe) et 3 (centre du golfe) comprennent le chenal Laurentien. La RAE 2 (nord-est du golfe) comprend le chenal d'Esquimaux et le chenal d'Anticosti.

2.2 ÉCHANTILLONNAGE

Le relevé écosystémique au chalut de fond est effectué par le ministère des Pêches et des Océans Canada (MPO) de la région du Québec dans le nord du golfe du Saint-Laurent chaque année depuis 1990. Le relevé est réalisé en période estivale, généralement au mois d'août (Chamberland et al. 2025). La série comporte des données recueillies par trois navires distincts, soit le NGCC *Alfred Needler* de 1990 à 2005, le NGCC *Teleost* de 2004 à 2022 et le NGCC *John Cabot* à partir de 2021. Des relevés comparatifs ont été effectués entre chaque navire et les données comparatives ont été utilisées pour standardiser les données de captures (Bourdages et al. 2007; Benoît et al. 2024). L'échantillonnage des espèces de poissons et d'invertébrés suit un plan aléatoire stratifié sur un ensemble de strates prédéfinies en fonction de la profondeur et de la distribution des poissons démersaux d'intérêt commercial. Les endroits rocheux ou à bathymétrie complexe sont exclus du relevé, notamment autour de l'île d'Anticosti et dans la fosse de Mécatina, puisqu'ils sont difficiles à chaluter (Chamberland et al. 2025). Le relevé couvre des profondeurs de 37 m et plus. La zone de profondeur comprise entre 37 et 75 m représente toutefois une faible proportion (8 %) de toutes les stations échantillonnées.

Depuis 2004, le relevé est effectué avec un chalut à crevettes Campelen 1800 à quatre côtés équipé d'un bourrelet Rockhopper et d'une doublure en nylon sans nœuds avec un maillage de 12,7 mm (McCallum et Walsh 2002; Chamberland et al. 2025). Les captures sont triées à chaque station et chaque taxon est identifié au plus bas niveau taxonomique possible. Des données biologiques individuelles sont collectées pour les taxons de poissons, de crabes, de crevettes, de plumes de mer et les encornets. Pour ces taxons, la longueur et le poids des individus sont colligés pour l'ensemble ou pour un sous-échantillon de la capture depuis 1990, à l'exception des plumes de mer pour lesquelles ces mesures ont commencé en 2011. La résolution taxonomique des taxons identifiés a considérablement augmenté au fil des années. Un effort accru a été fait à partir de 2004 pour améliorer le niveau d'identification des poissons démersaux de petite taille et des invertébrés. Le nombre de taxons identifiés (richesse spécifique) a conséquemment augmenté et s'est stabilisé en 2006 (Figure 2). Pour cette raison, seule la série temporelle comprise entre 2006 et 2024 est utilisée pour le développement d'indicateurs des communautés de poissons et d'invertébrés. Une sélection de taxons a été effectuée pour conserver uniquement les identifications fiables et robustes. Les détails de la sélection des taxons sont disponibles dans Isabel et al. (2025).

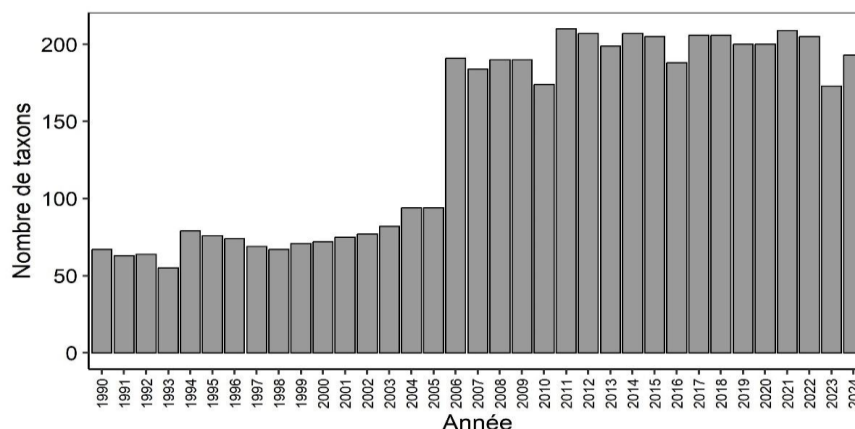


Figure 2. Nombre de taxons identifiés (richesse spécifique observée) à chaque année dans le relevé.

2.3 SÉLECTION DES STRATES DE RÉFÉRENCES

Bien que le relevé vise à maintenir un échantillonnage représentatif par strate et entre les strates, le succès de l'effort d'échantillonnage varie entre les années en raison d'enjeux opérationnels divers. Ainsi, certaines strates ne sont pas échantillonnées chaque année sur l'ensemble de la série. Pour assurer la représentativité des données pour l'ensemble des taxons échantillonnés dans le relevé et éliminer les biais potentiels liés à l'échantillonnage, des strates de référence ont été sélectionnées et sont utilisées pour le calcul des indicateurs de communautés. La sélection d'un sous-ensemble de strates de référence est plus adéquate que d'autres méthodes, comme l'imputation des données manquantes, pour le suivi des tendances et la détection de signaux précurseurs de changements dans la structure des communautés (p. ex., l'arrivée de nouvelles espèces). En effet, l'imputation de données suppose une certaine constance dans les données d'observations et consiste notamment à propager les informations des années antérieures à l'année en cours lorsque les observations sont manquantes ou déficientes (c.-à-d. ≤ 1 station par strate). Dans le contexte actuel de changements climatiques dans le nGSL, il est inapproprié de présumer que les observations passées prédiront celles du futur. Une approche par strate de référence est donc préconisée car plus robuste aux changements futurs et non-anticipés.

Les strates de référence correspondent aux strates échantillonnées avec succès (c.-à-d. avec au moins un trait réussi) chaque année, de 2006 à 2024. Parmi les 56 strates définies pour la zone d'étude et couvertes par le relevé, 33 répondent à ce critère (Figure 3; Annexe A). Ces strates sont représentatives des conditions de profondeurs et de températures échantillonnées sur l'ensemble du relevé/zone d'étude (Annexe B). Les strates de référence couvrent adéquatement les RAE du centre du golfe, du nord-est du golfe et du nord-ouest du golfe (Figure 1B). Les RAE Mécatina (4) et estuaire (10) sont donc exclues du calcul des indicateurs. Lorsque l'on considère uniquement les strates de référence, la RAE du nord-est du golfe est la seule où les habitats de la couche profonde et de la couche intermédiaire froide du nGSL sont bien représentés (Annexe A). Cette RAE servira de référence pour l'interprétation de certains indicateurs.

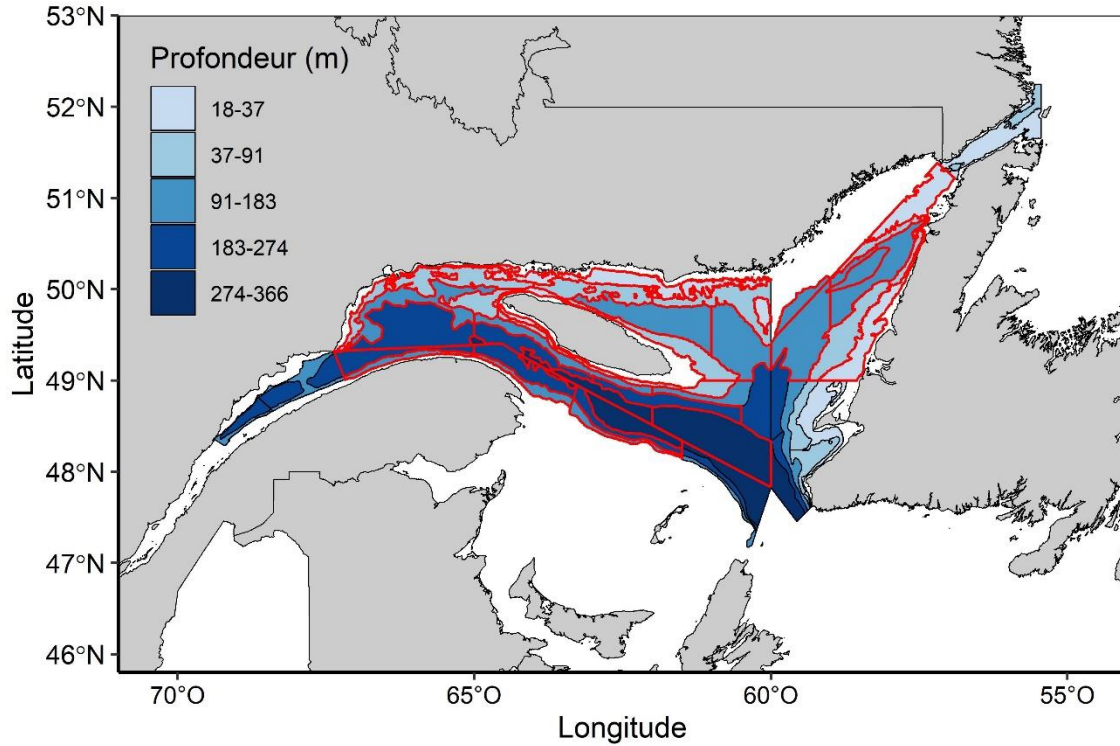


Figure 3. Zone d'étude du nord du golfe du Saint-Laurent montrant le découpage des strates dans le relevé. Les strates entourées de rouge correspondent aux strates de référence.

2.4 STANDARDISATION DES DONNÉES D'ABONDANCE ET DE BIOMASSE ET CALCUL DES ANOMALIES

La durée standard d'un trait de chalut dans le relevé est de 15 minutes, mais peut varier selon la complexité des fonds ou la taille de la capture. Les traits entre 10 et 15 minutes sont considérés comme valides s'il n'y a eu aucun dommage à l'engin (Chamberland et al. 2025). Les données de capture (biomasse et abondance) ont été standardisées pour une surface échantillonnée d'environ 23 000 m², correspondant à une distance chalutée de 0,75 mille nautique pendant 15 minutes avec une ouverture moyenne du chalut de 16,71 m (chalut Campelen du NGCC *John Cabot*). La moyenne annuelle ($\bar{y}$) de biomasse/abondance est obtenue en pondérant pour la superficie des strates de référence :

$$(1) \quad \bar{y} = \sum_{h=1}^L W_h \cdot \bar{y}_h$$

où L est le nombre de strates de référence, W_h est le poids de la strate h proportionnel à sa superficie sur l'ensemble des strates de référence comprises dans la zone d'étude et $\bar{y}_h$ est la valeur moyenne pour tous les traits effectués dans la strate h (Chamberland et al. 2025).

Pour calculer la moyenne annuelle par RAE, la moyenne de chaque strate h doit être pondérée par la proportion de la strate dans chaque RAE r . Par exemple, l'aire totale de la strate 806 chevauche les RAE du nord-ouest et du centre du golfe dans une proportion de 0,74 et 0,26, respectivement. La moyenne annuelle par RAE ($\bar{y}_r$) se calcule comme suit :

$$(2) \quad \bar{y}_r = \sum_{h=1}^{L_r} W_{hr} \cdot \bar{y}_h$$

où L_r est le nombre de strates de référence comprises (en tout ou en partie) dans la RAE r , W_{hr} est le poids de la strate, soit la proportion de la superficie de la strate de référence h dans la RAE r .

Plusieurs indicateurs sont présentés sous forme d'anomalie. Les anomalies, calculées annuellement, permettent de visualiser comment une mesure varie par rapport à une période de référence. Elles se calculent comme suit :

$$(3) \quad \text{Anomalie} = \frac{X_i - X}{\sigma}$$

où X_i est la moyenne de l'année i , X est la moyenne de la série temporelle et σ est l'écart-type de la série temporelle. Les valeurs comprises entre $\pm 0,5$ écart-type de la moyenne sont considérées comme proches de la normale. Les valeurs situées au-delà de ce seuil sont considérées comme des anomalies positives ou négatives. La standardisation des données et le calcul des indicateurs ont été effectués sur le logiciel R version 4.3.3 (R Core Team 2024). Le détail du calcul de chaque indicateur est présenté dans la section suivante.

2.5 SÉLECTION DES INDICATEURS

La sélection des indicateurs a été fondée sur l'objectif à long terme de l'étude qui est de caractériser et de suivre les principales tendances dans la structure des communautés de poissons et d'invertébrés hauturiers et les fonctions écosystémiques qui leur sont associées. Des discussions d'experts informées par une revue de littérature ont guidé le choix et l'adaptation d'un ensemble d'indicateurs pour le contexte spécifique du nord du golfe du Saint-Laurent. Les critères de sélection proposés par Rice et Rochet (2005) et Bundy et al. (2017) ont été considérés dans le choix des indicateurs, notamment le fondement théorique, la traçabilité, la mesurabilité et la réactivité des indicateurs, ainsi que la facilité de communication et de compréhension (sensibilisation du public). Les indicateurs sélectionnés sont axés sur le suivi des changements écologiques en cours dans le nGSL. Les éléments de structure et fonctions retenus pour cette première série d'indicateurs sont la productivité, la stabilité, la composition en espèces en fonction de leur préférendum thermique, les flux d'énergie, la structure de tailles, la condition corporelle et l'utilisation de l'habitat. Ces éléments ont une influence directe ou indirecte sur l'atteinte des objectifs de gestion durable des pêches et des objectifs de conservation des espèces et des communautés en place dans le nGSL (Intervenants du secteur des pêches dans l'EGSL 2025; MPO 2013; Savenkoff et al. 2017). Les indicateurs retenus sont, pour la plupart, démontrés dans d'autres écosystèmes et fréquemment utilisés dans la littérature scientifique.

2.5.1 Indicateurs de productivité

La biomasse totale des espèces échantillonnées est un indicateur de la productivité de l'écosystème (Bundy 2005; Rochet et Trenkel 2003; Shin et al. 2010). Cet indicateur est considéré comme plus stable que la biomasse des espèces individuelles (Duplisea et Kerr 1995; Shin et al. 2010). En effet, à mesure que la biomasse d'une espèce diminue sous l'effet d'une pression, la biomasse de ses concurrents ou de ses proies peut augmenter et ainsi la remplacer dans le réseau trophique. La biomasse totale des espèces échantillonnées sera ainsi peu ou pas affectée. L'indicateur correspond à la somme de la biomasse moyenne annuelle B_i de chaque taxon i :

$$(4) \quad \bar{B} = \sum_{i=1}^n B_i$$

Les résultats sont exprimés en anomalies séparément pour les poissons et les invertébrés, par RAE et pour l'ensemble du nGSL.

2.5.2 Indicateur de stabilité

L'inverse du coefficient de variation ($1/CV$) est un indice de la stabilité de la communauté et de sa résilience aux perturbations (Bundy et al. 2017; Blanchard et Boucher 2001; Shin et al. 2010; Hsieh et al. 2006). Une valeur faible de l'indicateur indique une variabilité élevée dans la biomasse échantillonnée et une faible stabilité/résilience. Une augmentation de la variabilité (diminution de l'indicateur) est généralement associée à une diminution de la biomasse et/ou à un changement dans la répartition spatiale de la biomasse résultant en une diminution des interactions entre les espèces ou une plus grande fragmentation de l'habitat (Shin et al. 2010). Dans les deux cas, une diminution de l'indicateur suggère un niveau d'indépendance accru dans les fluctuations de la biomasse des différentes espèces et donc une diminution de l'importance des processus trophodynamiques et des interactions interspécifiques, lesquels sont synonymes de résilience et de stabilité à l'échelle de la communauté. Pour calculer cet indicateur, une moyenne mobile de 3 ans a été utilisée pour lisser les fluctuations à court terme et mettre en évidence les tendances temporelles :

$$(5) \quad 1/CV = \frac{1}{\frac{1}{n} \sum_{j=i}^{i+n-1} \left(\frac{SD_j}{\bar{X}_j} \right)}$$

où SD_j est l'écart-type de la biomasse moyenne $\bar{X}_j$ pour l'année j et n représente le nombre d'années utilisées pour calculer la moyenne mobile. Pour cet indicateur, la biomasse moyenne annuelle ($\bar{X}_j$) et l'écart-type (SD_j) annuel sont calculés uniquement pour les strates de référence échantillonnées avec un minimum de deux stations chaque année dans le relevé (les strates échantillonnées avec une seule station à un moment ou l'autre de la série temporelle sont donc exclues). Cet indicateur est calculé sur l'ensemble du nGSL.

2.5.3 Indicateurs de composition des communautés en fonction du préférendum thermique

Les indicateurs basés sur le préférendum thermique des espèces permettent d'évaluer et faire le suivi des changements dans la composition des communautés associés aux changements de température dans l'écosystème. Les préférendums thermiques sont déterminés en appliquant la méthode de Perry et Smith (1994) sur les données empiriques *in situ* de capture (biomasse) et de température au fond récoltées à chaque station dans le relevé. La méthode consiste à cumuler et pondérer les captures de chaque espèce en fonction des valeurs de température observées chaque année, en tenant compte du plan d'échantillonnage aléatoire stratifié. Les courbes de densité cumulative des captures en fonction de la température sont réalisées annuellement pour les taxons capturés dans un minimum de 15 stations. Les valeurs de température correspondant à une proportion donnée de la capture annuelle d'un taxon sont utilisées pour identifier son préférendum thermique dans le nGSL. Deux indicateurs sont dérivés de cette approche, soit :

- les guildes thermiques,
- l'indice de température de la communauté (ITC).

L'indicateur des guildes thermiques sert au suivi des changements dans la biomasse des espèces sténothermes ayant une association étroite avec les conditions d'eau froide ou les conditions d'eau plus chaude. Les espèces constituant chaque guildes thermique ont été déterminées en combinant les connaissances d'experts et les courbes de densité cumulative des captures. Seuls les taxons mobiles non ciblés par les pêcheries commerciales sont considérés. La guildes froide correspond aux taxons dont ≥ 90 % de la capture est associée à des températures $\leq 2^{\circ}\text{C}$. La guildes chaude comprend les taxons dont ≥ 90 % de la capture est associée à des températures $\geq 6^{\circ}\text{C}$. Dans les deux cas, la variabilité interannuelle est prise en compte et les percentiles correspondent à la valeur médiane des captures sur l'ensemble de la série pour les taxons observés dans un minimum de 15 stations dans au moins 5 relevés (Annexe C). L'indicateur de changements dans la biomasse des guildes thermiques est exprimé en anomalie pour chaque taxon sur l'ensemble du nGSL.

L'ITC est une mesure de l'affinité thermique moyenne d'une communauté, correspondant à la température préférentielle moyenne des espèces composant une communauté écologique (Devictor et al. 2008). Les variations temporelles de l'ITC permettent de détecter les changements dans la composition des communautés en réponse aux changements climatiques (Devictor et al. 2012; Burrows et al. 2020; Chust et al. 2024). Une augmentation ou une diminution de l'ITC correspond à une prévalence accrue des espèces ayant une affinité pour les conditions d'eau plus chaude ou plus froide, respectivement, dans la communauté. Pour les espèces hauturières du nGSL, l'ITC correspond à la somme du préférendum thermique médian de chaque taxon T_s (c.-à-d. la valeur médiane de température correspondant au 50^e percentile des captures cumulatives annuelles), pondérée par sa biomasse relative annuelle (B_s = biomasse de l'espèce divisée par la biomasse totale annuelle dans le relevé) :

$$(6) \quad ITC = \sum_{s=1}^n T_s \cdot \log(B_s + 1)$$

où n est le nombre de taxons s dans la communauté. La transformation $\log(B_s + 1)$ est utilisée dans le calcul de l'ITC pour réduire la dominance des espèces abondantes et inclure les zéros. L'ITC est calculé par RAE et sur l'ensemble du nGSL.

2.5.4 Indicateurs de flux d'énergie

Les indicateurs de changements dans les flux d'énergie sont basés sur le suivi des guildes trophiques. Ceux-ci incluent les variations dans la biomasse des différentes guildes trophiques et les rapports de dominance entre celles-ci. Huit guildes trophiques sont définies pour le nGSL : poissons et invertébrés piscivores (PIP), poissons et invertébrés limivores et détritivores (PILD), poissons benthivores (PB), poissons planctonivores (PP), micronecton mésopélagique (MM), micronecton démersal (MD), invertébrés filtreurs (IF) et invertébrés benthivores (IB). Une approche de « fuzzy coding » a été utilisée pour déterminer l'affinité des taxons pour les différentes guildes trophiques, en permettant à chaque taxon de faire partie de plus d'une guildes trophique au cours de son ontogénie (Chevenet et al. 1994). Les informations relatives à la classification des taxons en guildes trophiques et au « fuzzy coding » sont disponibles dans Isabel et al. (2025) et les données sont disponibles sur la plateforme [Gouvernement Ouvert](#).

Plusieurs indicateurs complémentaires sont calculés à partir des guildes trophiques :

- l'anomalie annuelle de la biomasse de chaque guildes trophique,

- le pourcentage de changement dans la biomasse des guildes trophiques sur les 5 dernières années par rapport à la moyenne de la série,
- le poids moyen annuel par trait de chalut pour chaque guildes.

Les indicateurs de flux d'énergie ont été calculés par RAE et sur l'ensemble du nGSL.

2.5.5 Indicateurs de la structure de tailles

La taille corporelle des organismes influence plusieurs processus écologiques tels que l'occurrence et l'intensité des interactions interspécifiques ainsi que la productivité et la résilience du système (Birkeland et Dayton 2005; Barneche et al. 2018). Un changement dans l'étendue du spectre de tailles et dans la distribution d'abondance ou de biomasse des organismes par classe de tailles peut résulter de nombreux facteurs comme des changements dans l'intensité des relations interspécifiques ou des changements environnementaux (Rogers et al. 2011; Martins et al. 2023). Il peut aussi représenter une réponse à la pression de pêche (Blanchard et al. 2005). Trois indicateurs ont été calculés à partir des données empiriques sur la taille individuelle (longueur) et l'abondance (nombre d'individus) des organismes récoltés dans le relevé annuel pour les poissons, les crevettes et l'encornet rouge nordique (*Illex illecebrosus*) :

- la pente de la relation linéaire du spectre de tailles,
- l'anomalie annuelle des classes de tailles,
- la richesse spécifique annuelle des classes de tailles.

Pour les crevettes, la longueur au céphalothorax a été convertie en longueur totale à l'aide du facteur de conversion développé pour la crevette nordique (Bergstrom 1992). Le type de longueur (totale ou à la fourche) varie d'un taxon à l'autre, mais est identique au fil du temps pour un taxon donné. Les longueurs inférieures à 5 cm ont été exclues pour éviter les problèmes de faible capturabilité des petits individus. Les longueurs supérieures à 100 cm ont aussi été exclues puisqu'elles constituent une très faible proportion des captures (Figure 4). Dans les cas où seulement un sous-échantillon de la capture a été mesuré, l'abondance totale (A) en individus par taxon est calculée en pondérant les longueurs par le facteur de sous-échantillonnage :

$$(7) \quad A = n \cdot \left(\frac{b}{B} \right)$$

où n est le nombre d'individus mesurés dans chaque tranche de 1 cm, b est la biomasse du sous-échantillon et B est la biomasse totale de la capture du taxon. L'abondance est aussi pondérée pour la superficie des strates tel que décrit à la section 2.4.

La pente de la relation linéaire du spectre de tailles est communément utilisée pour détecter les changements dans l'abondance des gros poissons dans le système (Duplisea et Kerr 1995; Duplisea et Castonguay 2006; Pope et al. 2006; Östman et al. 2023). Plus la pente est négative, moins il y a de gros poissons par rapport aux plus petits dans l'écosystème. Les données sur la taille (longueur) et l'abondance (nombre d'individus) des individus capturés sont d'abord agrégées annuellement. Une relation linéaire (lm) est ensuite ajustée aux données pour en extraire la valeur de pente chaque année :

(8)

$$y = bX + B$$

où b est la pente et B est l'ordonnée à l'origine. La valeur annuelle de la pente de cette relation est utilisée comme indicateur pour détecter les changements dans la structure de tailles au fil du temps. Un modèle additif généralisé a été appliqué avec la fonction *gam* du package « mgcv » dans R (Wood 2011). Ce modèle permet de lisser la tendance temporelle à l'aide d'un terme de lissage (spline de régression à plaque mince). Cette approche est particulièrement utile lorsque la relation entre les variables est complexe ou inconnue, car elle permet au modèle de capturer des tendances non linéaires sans spécifier de forme fonctionnelle fixe. Cet indicateur est calculé sur l'ensemble du nGSL.

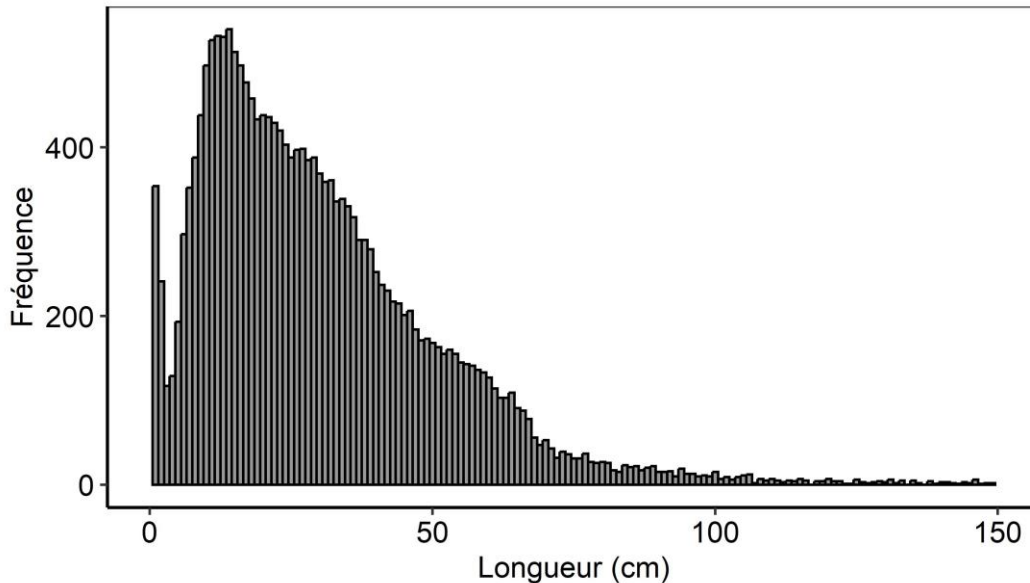


Figure 4. Fréquence de longueurs pour les taxons de poissons et d'invertébrés capturés et mesurés dans le relevé pour la période 2006-2024.

L'anomalie annuelle de l'abondance pour chaque classe de tailles permet de préciser si les changements observés dans le spectre de tailles sont dus à un changement dans l'abondance des gros ou des petits poissons, ou une combinaison des deux (Daan et al. 2005). À partir de la matrice de longueurs-fréquences, les longueurs ont été regroupées par bloc de 10 cm et l'anomalie annuelle de l'abondance pour chaque bloc a été calculée. Cet indicateur est calculé sur l'ensemble du nGSL.

La richesse spécifique par classe de tailles permet de déterminer s'il y a une diminution du nombre de taxons dans chaque classe de tailles. Cet indicateur est exprimé en anomalie sur l'ensemble du nGSL.

2.5.6 Indicateur de la condition corporelle

L'indicateur de condition corporelle est un proxy de l'état nutritionnel, des réserves énergétiques et de l'état de santé général des organismes (Froese 2006; Stevenson et Woods 2006). Le suivi de la condition peut permettre de détecter un stress physique prolongé lié à des changements dans la disponibilité des ressources alimentaires et à l'intensité des relations intraspécifiques ou interspécifiques (Blackwell et al. 2000). Une condition élevée affecte positivement la croissance,

la survie et l'investissement reproducteur des individus d'une même population (Perretti et al. 2017). L'indice de Le Cren (K_n) exprime le rapport entre le poids observé et le poids attendu en fonction de la longueur (Le Cren 1951). Il est fondé sur la relation longueur-poids pour une population ou un taxon déterminée à partir des données disponibles sur une période déterminée. Cet indice est couramment utilisé pour déterminer la condition corporelle des individus et populations de poissons (NOAA 2024; Gubiani et al. 2020). Il se calcule comme suit :

$$(9) \quad K_n = \frac{W}{W'}$$

où W est le poids de l'individu et W' est le poids moyen attendu pour une longueur donnée, déterminé à partir de la relation longueur-poids établie pour chaque taxon avec les données de longueur-poids disponibles pour l'ensemble de la série (2006-2024) :

$$(10) \quad \ln(W) = \ln(a) + b \cdot \ln(L)$$

où W est le poids, L est la longueur, a est l'ordonnée à l'origine et b est la pente (Annexe D). L'indice est d'abord calculé pour chaque individu puis la moyenne est calculée annuellement pour chaque taxon ainsi que pour tous les taxons combinés. Une vérification a été effectuée pour retirer les valeurs aberrantes, potentiellement des erreurs de saisie en mer. Cet indicateur est calculé uniquement pour les taxons de poissons capturés dans au moins 10 stations annuellement sur toute la série (2006-2024), sur l'ensemble du nGSL.

2.5.7 Indicateurs de l'utilisation des habitats disponibles

L'indicateur d'occupation-abondance examine la manière dont une espèce utilise les habitats disponibles (distribution spatiale) en fonction de son abondance (biomasse). Les espèces présentent généralement des relations entre l'occupation et l'abondance intraspécifiques positives, ce qui signifie que le gain ou la perte d'habitats résultent en une augmentation ou une diminution de l'abondance, respectivement (Gaston et al. 2000; Frisk et al. 2011; Ten Caten et al. 2022). Ce schéma est lié à la résilience des communautés puisque les populations dont l'aire de répartition se contracte à de faibles abondances sont particulièrement vulnérables aux perturbations. Pour chaque taxon, l'occupation (O) correspond au pourcentage de strates occupées par rapport à la superficie totale des strates de référence et l'abondance (A) correspond à la biomasse moyenne annuelle en considérant uniquement les strates où le taxon est présent. Une fonction log-linéaire (fonction O-A) est ensuite ajustée aux données:

$$(11) \quad O = p \times \log(A) + i$$

où p est la pente et i l'ordonnée à l'origine. Pour obtenir un indicateur multi-taxons, les valeurs d'occupation et d'abondance sont calculées chaque année pour chaque taxon et la fonction O-A est ajustée annuellement sur les valeurs combinées pour tous les taxons. Les valeurs de pentes de cette relation sont utilisées comme indicateurs de changements dans les patrons d'utilisation de l'espace par l'ensemble de la communauté au fil du temps (Frisk et al. 2011; Ten Caten et al. 2022). Une régression segmentée combinée d'une analyse de « breakpoints » a été réalisée sur la série temporelle de ces indices afin d'identifier les points de cassure (années) correspondant à des changements importants dans les patrons d'O-A. Cette analyse a été réalisée à l'aide du package « strucchange » dans R (Zeileis et al. 2002). Cet indicateur est calculé uniquement pour les taxons mobiles (poissons, crevettes et encornets) capturés dans

un minimum de 15 stations annuellement sur toute la série (2006-2024), sur l'ensemble du nGSL.

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1 INDICATEURS DE PRODUCTIVITÉ

Les indicateurs de productivité (biomasse totale) révèlent des patrons généralement opposés pour les poissons et les invertébrés. La dernière décennie est caractérisée par une baisse de productivité des invertébrés et une période de forte productivité des poissons. L'indicateur est influencé par les taxons formant des bancs ou des agrégations. Les espèces grégaires causant des pics de biomasse annuelle sont identifiées dans le texte.

3.1.1 Productivité des poissons

La biomasse totale des poissons est au-dessus de la moyenne dans toutes les RAE depuis 2016 (Figure 5). L'augmentation massive de la biomasse du genre *Sebastes* dans le nGSL (*Sebastes mentella* et, dans une moindre mesure, *S. fasciatus*), explique l'augmentation de la productivité des poissons de 2016 à 2023. Cette augmentation est observée de 2016 à 2023 dans le nord-ouest du golfe, de 2017 à 2022 dans le nord-est du golfe et de 2018 à 2023 dans le centre du golfe. Les sébastes dominent maintenant largement la communauté démersale du nGSL et représentent, depuis 2018, plus de 80 % des captures dans le relevé (Chamberland et al. 2025). L'augmentation importante de la biomasse des sébastes est le résultat de trois années consécutives de fort recrutement de *S. mentella* (2011, 2012 et 2013). Depuis 2014 toutefois, aucun recrutement important n'a été observé et la biomasse s'est stabilisée autour de 2022 (Senay et al. 2023). Si aucun événement de recrutement important n'intervient dans les années à venir, la biomasse des sébastes diminuera dans les prochaines années (Senay et Duplisea 2024).

La productivité des autres taxons de poissons (Figure 5) est variable et généralement positive sur l'ensemble du nGSL au cours de la période récente (2015-2022) en comparaison à la décennie précédente (2006-2014). Une baisse marquée (anomalies fortement négatives) est cependant observée dans toutes les RAE en 2023-2024. Un patron distinct caractérise la RAE du centre du golfe, où la productivité des autres taxons de poissons était généralement positive avant l'arrivée des sébastes et négative depuis 2017, à l'exception de 2021.

Le pic de biomasse observé en 2012 dans la RAE du nord-est du golfe correspond à quelques grosses captures de hareng (*Clupea harengus*), tandis que le pic observé en 2015 dans la RAE du centre du golfe correspond à une grosse capture d'aiguillat noir (*Centroscyllium fabricii*).

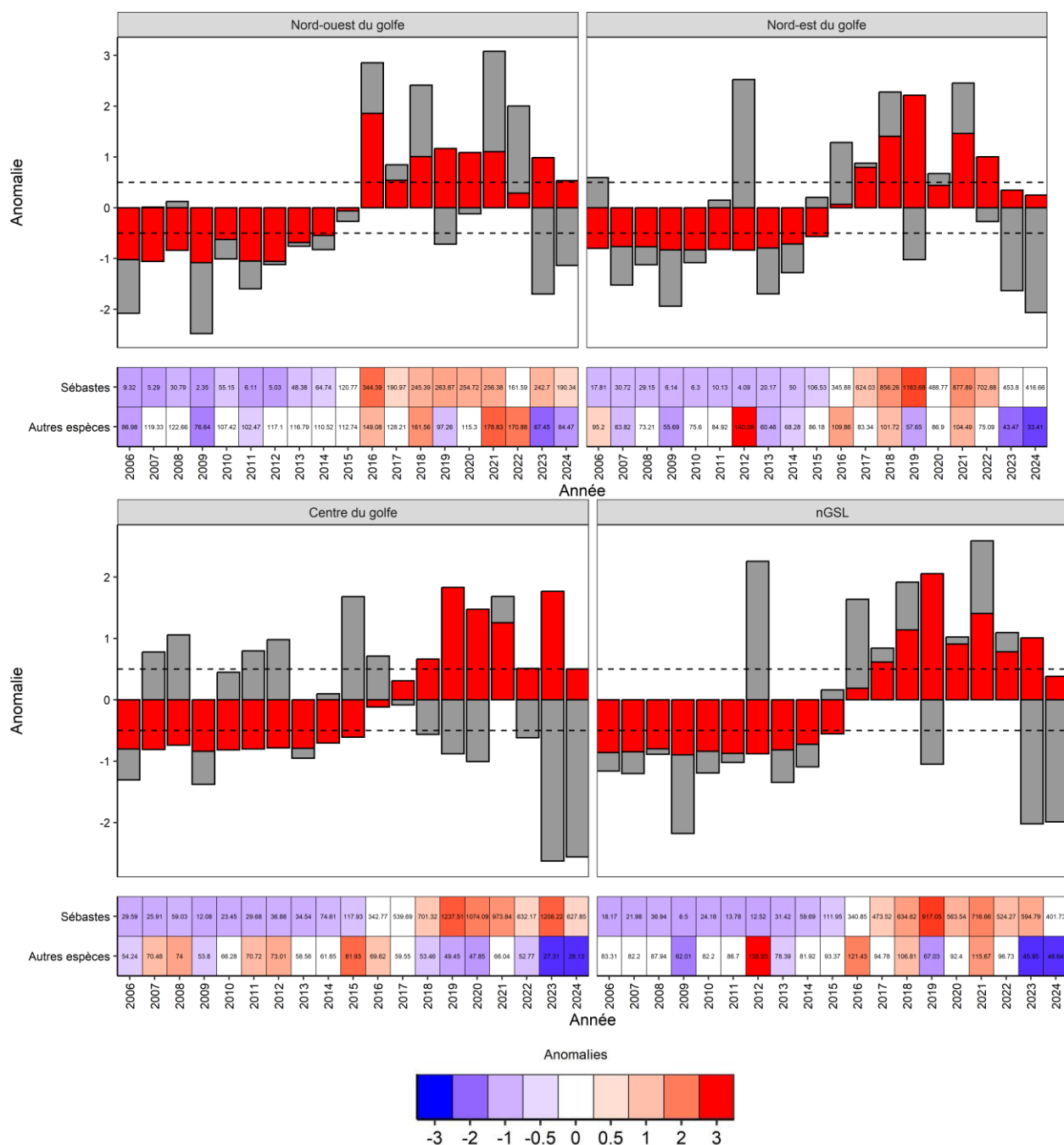


Figure 5. Anomalie annuelle de la biomasse totale des poissons capturés dans le relevé. Les sébastes (rouge) sont distingués du reste des captures de poissons (gris). Les lignes noires horizontales représentent ± 0.5 écart-type. Les valeurs comprises entre ± 0.5 écart-type sont considérées comme normales et mises en blanc.

3.1.2 Productivité des invertébrés

La biomasse totale des invertébrés est en diminution dans toutes les RAE (Figure 6). Cette diminution est principalement attribuable à la crevette nordique. Les stocks de crevette nordique sont en déclin dans le nGSL depuis 2003 (MPO 2025) et la biomasse de crevette nordique dans le relevé a atteint les plus faibles valeurs de la série depuis 2022 (Chamberland et al. 2025).

L'augmentation de la température de la couche profonde, la pression de prédation et la pression de pêche ont contribué au déclin des stocks de crevette nordique (Bourdages et al. 2022). Les sébastes sont des prédateurs de la crevette nordique (Brown-Vuillemin et al. 2022; Isabel et Senay en préparation) et leur forte abondance dans le nGSL contribue à l'augmentation de la mortalité naturelle et la limitation du potentiel de rétablissement des stocks (Mormede et al. en préparation).

Pour les autres taxons d'invertébrés, la série temporelle suggère un patron de productivité cyclique, avec une alternance d'anomalies positives et négatives de la biomasse totale échantillonnée du début à la fin de la série. Ce patron est particulièrement visible dans la RAE du centre du golfe. La biomasse totale des invertébrés y est sous la moyenne de série depuis 2022. Des anomalies fortement négatives sont observées dans toutes les RAE au cours des deux dernières années pour tous les taxons d'invertébrés.

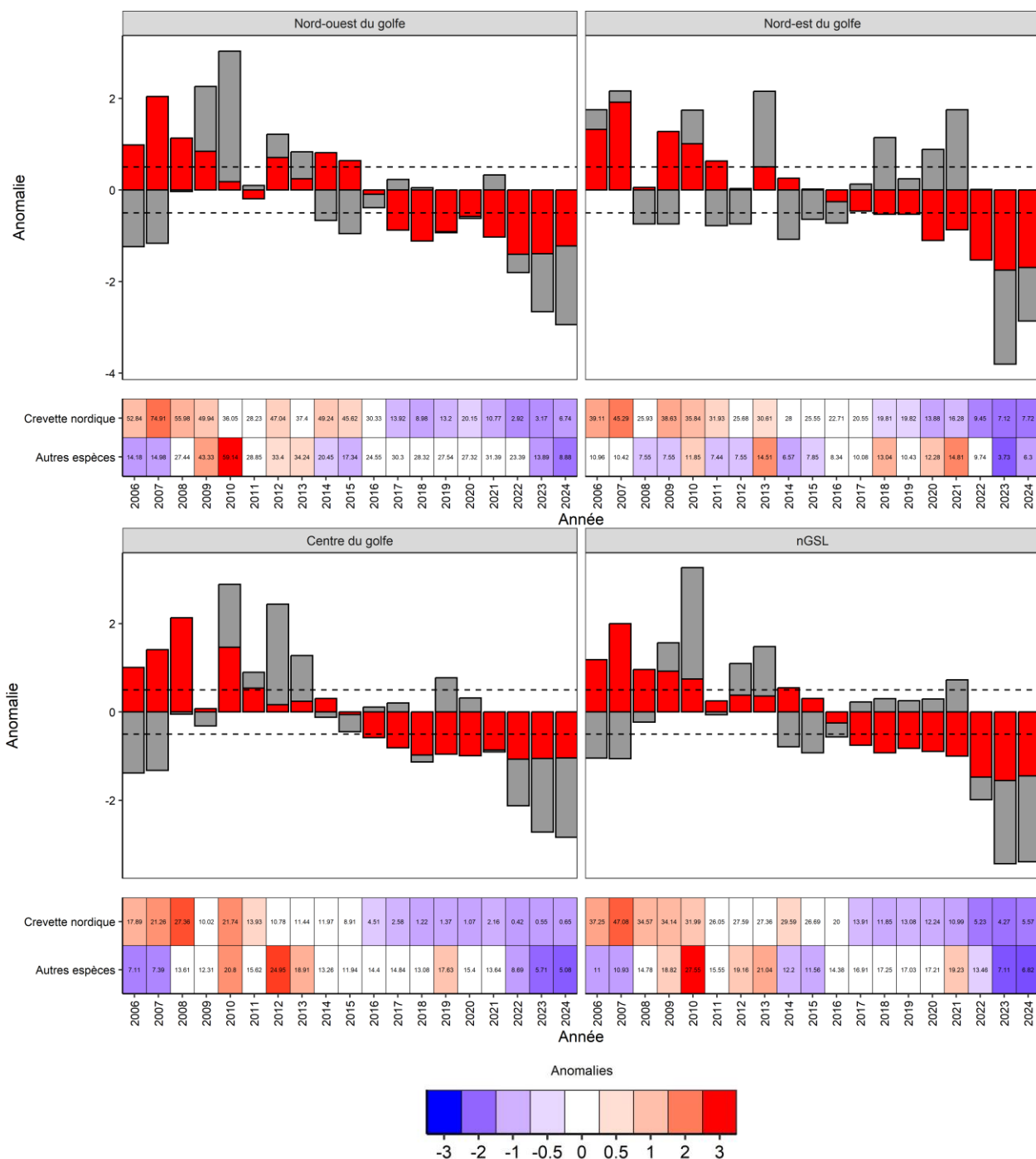


Figure 6. Anomalie annuelle de la biomasse totale des invertébrés capturés dans le relevé. La crevette nordique (rouge) est séparée du reste des captures d'invertébrés (gris). Les lignes noires horizontales représentent ± 0.5 écart-type. Les valeurs comprises entre ± 0.5 écart-type sont considérées comme normales et mises en blanc.

3.2 INDICATEUR DE STABILITÉ

L'indicateur de stabilité dans la biomasse échantillonnée (inverse du coefficient de variation) est influencé par la dominance des sébastes dans le nGSL ces dernières années (Figure 7). Une diminution importante de l'indicateur est observée à partir de 2014. Cette tendance indique un effet déstabilisant de l'augmentation de la biomasse des sébastes sur la communauté des espèces hauturières. Un découplage des tendances dans l'indicateur avec ou sans sébastes est cependant observé à partir de 2019 et suggère un effet de courte durée sur l'ensemble des espèces lorsque les sébastes sont exclus (c.-à-d. une perte de stabilité de 2014 à 2018, suivie d'un retour à des valeurs généralement près ou sous la moyenne de série en 2020-2024).

Avec ou sans les sébastes, les valeurs récentes (2022-2024) de l'indicateur sont inférieures aux valeurs observées au début de la série (2008-2013). Cette diminution suggère une perte de résilience de la communauté causée par des changements dans la répartition spatiale de la biomasse et/ou dans l'intensité des interactions interspécifiques (Blanchard et Boucher 2001; Hsieh et al. 2006; Shin et al. 2010).

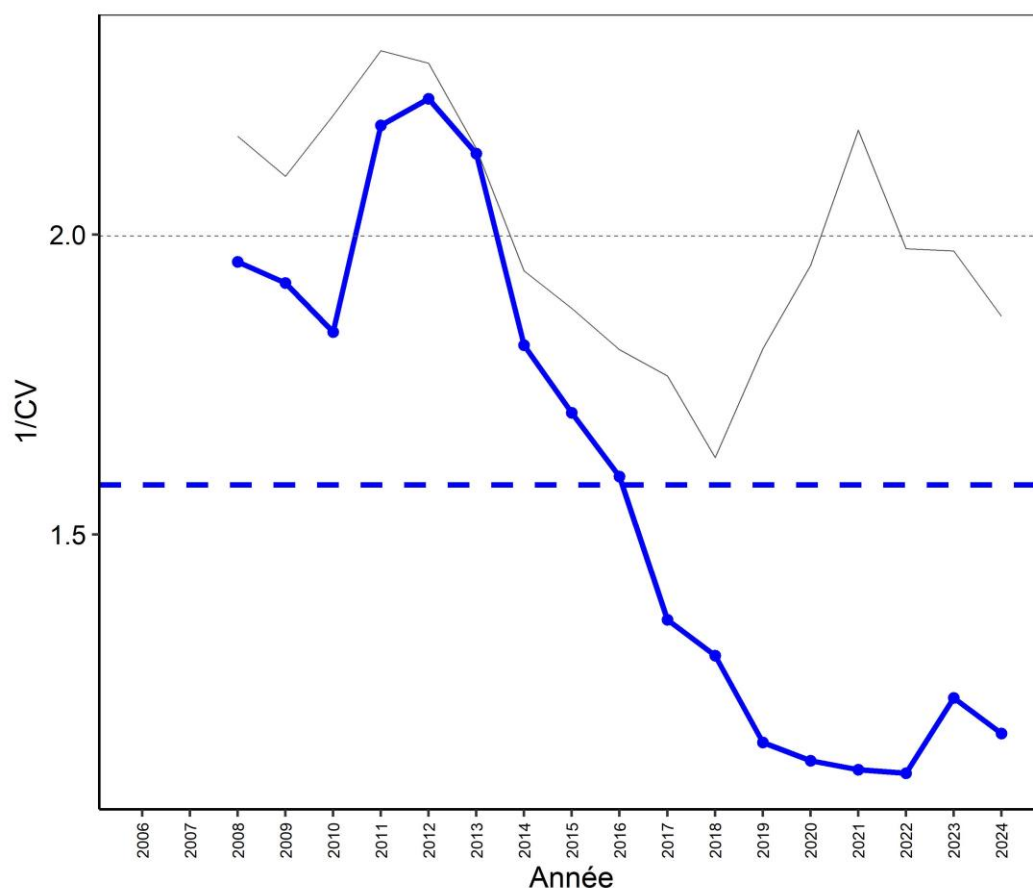


Figure 7. Inverse du coefficient de variation (1/CV) pour la biomasse totale capturée dans le relevé. La ligne grise correspond à l'indicateur excluant la biomasse des sébastes. Les lignes horizontales pointillées représentent les moyennes de séries.

3.3 INDICATEURS DE COMPOSITION DES COMMUNAUTÉS EN FONCTION DU PRÉFÉRENDUM THERMIQUE

Les communautés hauturières du nGSL correspondent à un mélange d'espèces boréales associées aux conditions d'eau froide et d'espèces tempérées associées aux conditions d'eau chaude, dont certaines sont résidentes et d'autres des visiteurs saisonniers (Chouinard et Dutil 2011; Dutil et al. 2009). Les indicateurs basés sur le préférendum thermique des espèces démontrent une réponse des communautés hauturières au réchauffement progressif des eaux du nGSL depuis 2010, soit une prévalence accrue des espèces ayant une affinité pour les conditions d'eau chaude aux dépens des espèces ayant une affinité pour les conditions d'eau froide. La tendance soutenue au réchauffement pourrait diminuer temporairement au cours de la prochaine décennie (Koul et al. 2024; Record et al. 2024). Un déplacement du Gulf Stream vers le sud est observé, lequel pourrait ralentir temporairement l'arrivée d'espèces d'eau chaude dans le nGSL (Koul et al. 2024; Nye et al. 2011).

3.3.1 Guildes thermiques

La biomasse des espèces de la guildes chaude est majoritairement au-dessus de la moyenne depuis 2018 et atteint, depuis 2023, des valeurs jamais observées auparavant sur l'ensemble de la série (Figure 8A). Les espèces comprises dans la guildes chaude représentent seulement entre 0,2 et 4,2 % de la biomasse totale échantillonnée chaque année dans le relevé (Tableau 1). Les espèces de la guildes chaude ont profité de l'augmentation soutenue des températures de la couche profonde depuis 2010 (Galbraith et al. 2025). Cette augmentation est causée par une contribution plus importante des apports en eau chaude du Gulf Stream par rapport aux apports en eau froide du courant du Labrador, pénétrant dans le nGSL au niveau du détroit de Cabot (Jutras et al. 2020). La biomasse de la crevette *Atlantopandalus propinquus* et, dans une moindre mesure, du merlu argenté (*Merluccius bilinearis*) est très élevée en 2024 par rapport au reste de la série. La biomasse de la grande argentine (*Argentina silus*) est systématiquement au-dessus de la moyenne depuis 2021. Le merlu argenté est étroitement associé aux températures comprises entre 7°C et 10°C et sa distribution spatiale est fortement corrélée avec la position du Gulf Stream (Nye et al. 2011; Perry et Smith 1994). Le merlu argenté fait l'objet d'une pêche commerciale sur le plateau néo-écossais (MPO 2023). Malgré l'augmentation de sa fréquence d'occurrence dans le nGSL, il représente encore une faible proportion de la biomasse totale et son poids moyen par trait est d'environ 1,5 kg (Chamberland et al. 2025). L'encornet rouge nordique est en diminution depuis 2022, après une biomasse historique en 2020. L'espèce est un visiteur saisonnier, voire occasionnel, du golfe du Saint-Laurent. Son abondance dans l'Atlantique nord-ouest et sa disponibilité dans la pêche sont étroitement liées à la dynamique du Gulf Stream (Salois et al. 2023).

La guilde froide est majoritairement sous la moyenne de biomasse observée depuis 2020 et systématiquement sous la moyenne depuis 2021, à l'exception de la lycode du Labrador (*Lycodes lavalaei*) en 2022 (Figure 8B). Les espèces de la guilde froide représentent moins de 1 % de la biomasse totale échantillonnée dans le relevé (Tableau 1). Les valeurs de biomasse des espèces comprises dans la guilde froide sont variables entre 2006 et 2018. Le saïda franc (*Boreogadus saida*) est très abondant dans l'océan Arctique et y joue un rôle clé dans le réseau trophique en reliant les niveaux trophiques supérieurs et inférieurs et en transférant l'énergie entre les domaines benthique et pélagique (Aune et al. 2021; Marsh et Mueter 2019; Pettitt-Wade et al. 2021). La réduction du volume de la couche intermédiaire froide et l'augmentation de sa température (Galbraith et al. 2025) jouent probablement un rôle dans le déclin de la guilde froide en réduisant la disponibilité et/ou la qualité des habitats préférentiels pour ces espèces. Ce patron est observé chez certaines espèces commerciales se trouvant à la limite sud de leur distribution comme la crevette nordique et le flétan du Groenland (*Reinhardtius hippoglossoides*), dont l'aire de répartition dans le nGSL s'est contractée suite à l'augmentation des températures dans les chenaux profonds (Bourdages et al. 2022; Chamberland et Benoît 2024).

Tableau 1. Contribution moyenne, minimum et maximum des espèces comprises dans la guilde chaude et la guilde froide à la biomasse totale annuelle pour la série 2006-2024, exprimée en pourcentage.

	Espèce	Moy.	Min.	Max.
Guilde chaude				
	Crevette (<i>Atlantopandalus propinquus</i>)	< 0,1	0	< 0,1
	Aiguillat noir (<i>Centroscyllium fabricii</i>)	1,9	< 0,1	7,4
	Encornet rouge nordique (<i>Illex illecebrosus</i>)	0,2	< 0,1	0,9
	Grande argentine (<i>Argentina silus</i>)	< 0,1	0	< 0,1
	Merlu argenté (<i>Merluccius bilinearis</i>)	< 0,1	0	0,3
	Crevette (<i>Pontophilus norvegicus</i>)	< 0,1	< 0,1	< 0,1
	Total guilde chaude	1,7	0,2	4,2
Guilde froide				
	Bouc Arctique (<i>Eualus fabricii</i>)	< 0,1	< 0,1	< 0,1
	Bouc du Groenland (<i>Eualus macilentus</i>)	< 0,1	< 0,1	< 0,1
	Crevette verte (<i>Argis dentata</i>)	< 0,1	< 0,1	0,2
	Saïda franc (<i>Boreogadus saida</i>)	< 0,1	0	< 0,1
	Lycode du Labrador (<i>Lycodes lavalaei</i>)	< 0,1	< 0,1	0,2
	Petite poule de Terre-Neuve (<i>Eumicrotremus terraenovae</i>)	< 0,1	< 0,1	< 0,1
	Total guilde froide	0,1	< 0,1	0,2

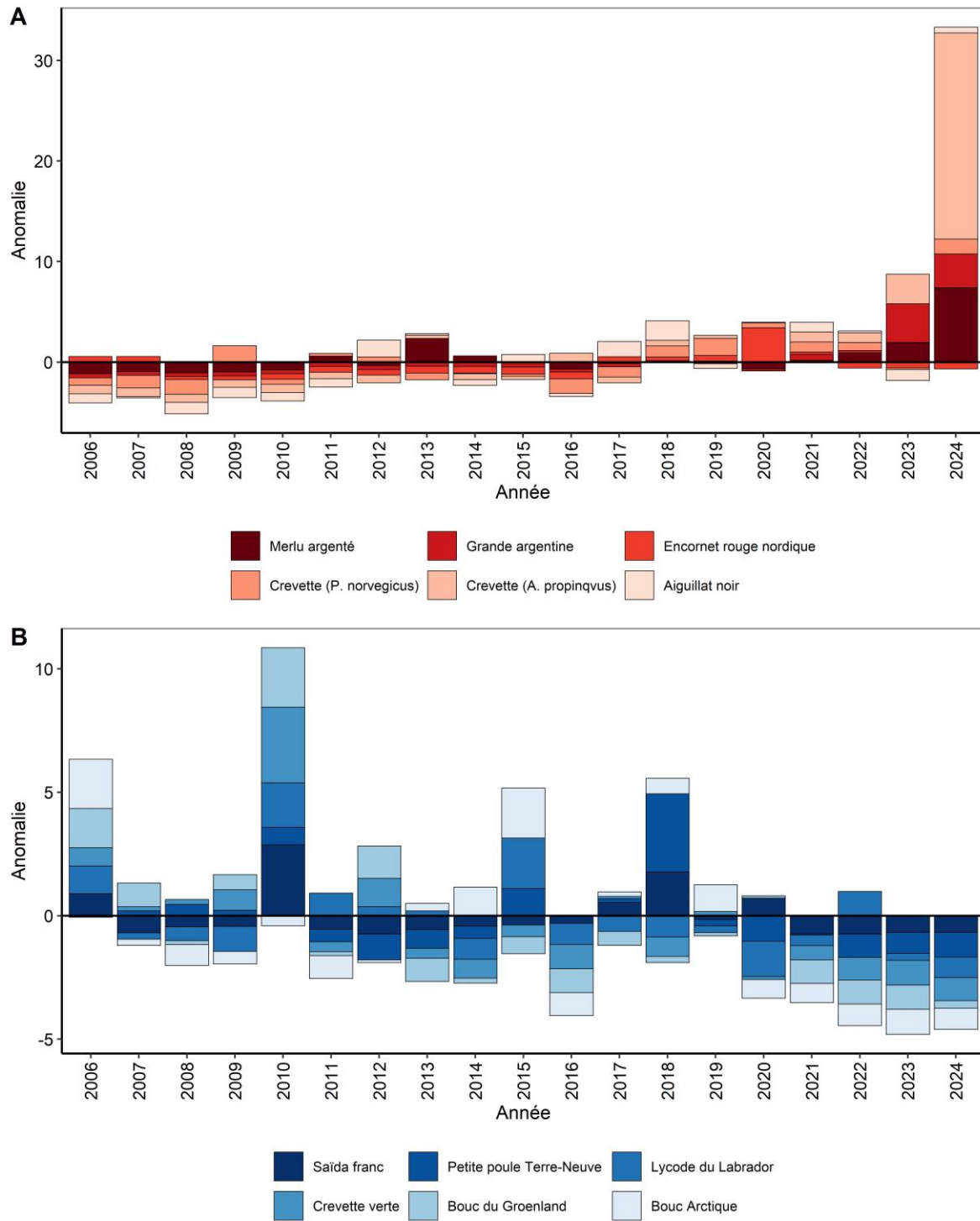


Figure 8. Anomalie annuelle de la biomasse des guildes thermiques pour (A) la guilde chaude et (B) la guilde froide.

3.3.2 Indice de température de la communauté (ITC)

L'ITC est en augmentation sur l'ensemble du nGSL (Figure 9). Cette tendance indique une prévalence accrue des espèces ayant une affinité pour les conditions d'eau chaude dans le nGSL aux dépens des espèces ayant une affinité pour les conditions d'eau froide. L'ITC a augmenté rapidement dans les RAE du nord-ouest et du centre du golfe en 2012 et est demeuré relativement stable jusqu'en 2021, avant d'augmenter à nouveau jusqu'en 2024. Le nord-est du golfe connaît la plus forte augmentation depuis 2010. Dans cette RAE, l'augmentation soutenue de l'ITC est précédée de valeurs élevées en 2007-2009. Les valeurs absolues de l'ITC sont plus faibles dans le nord-est du golfe, où les espèces associées à la couche intermédiaire froide sont bien échantillonnées dans les strates de référence comparativement aux autres RAE. Dans les mers européennes, l'ITC montre une réponse constante des communautés marines au réchauffement des océans qui s'est traduite par une augmentation de l'abondance des espèces d'eau chaude et une diminution de l'abondance des espèces d'eau froide (Chust et al. 2024). Les réponses de l'ITC à la température sont souvent non linéaires, influencées par la composition initiale de la communauté, la richesse en espèces et la variabilité environnementale locale (Flanagan et al. 2019).

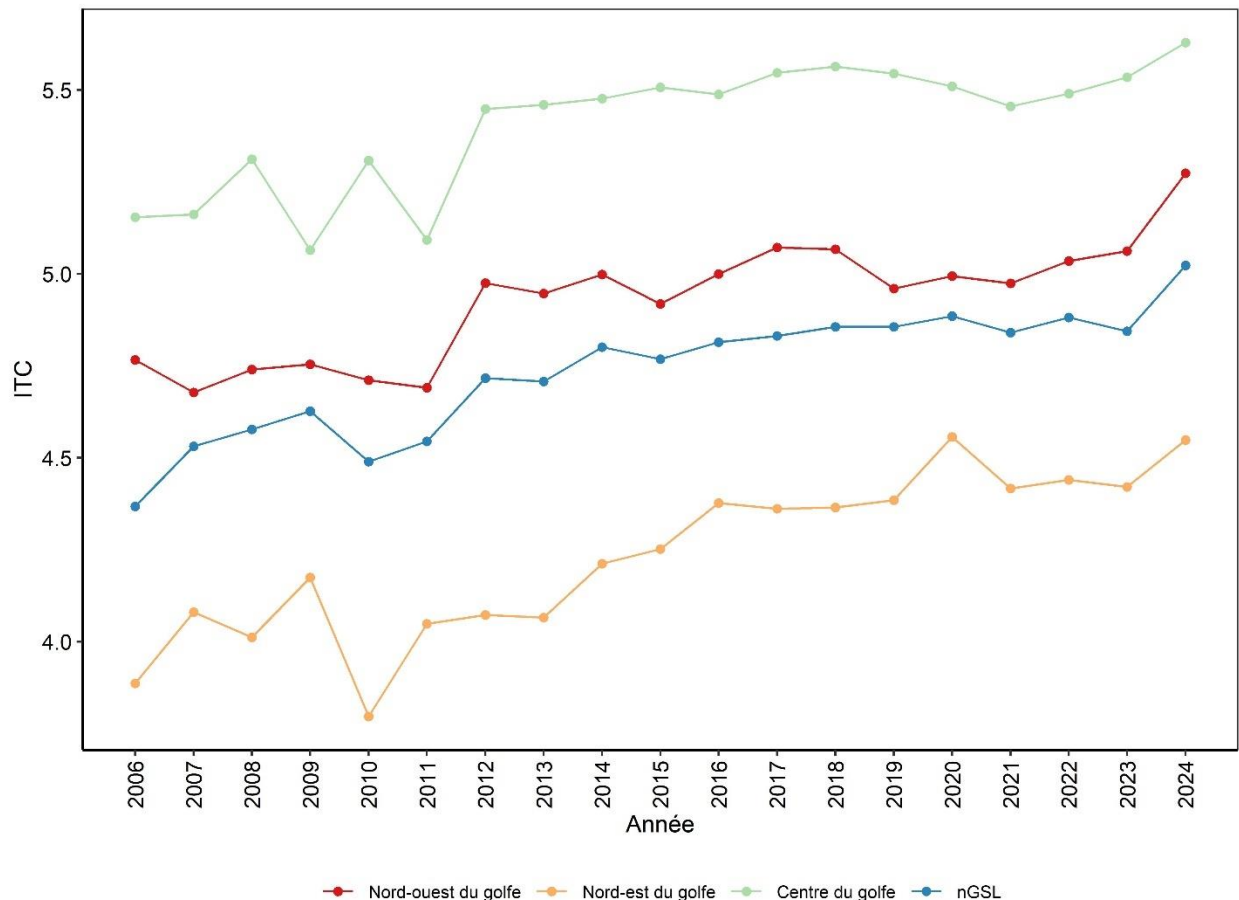


Figure 9. Indice de température des communautés (ITC), basé sur le préférendum thermique et la biomasse relative des espèces échantillonnées dans le relevé.

3.4 INDICATEURS DE FLUX D'ÉNERGIE

Les indicateurs fondés sur les guildes trophiques démontrent des changements importants dans les flux d'énergie au sein des communautés hauturières au cours de la dernière décennie. Les niveaux trophiques intermédiaires sont globalement en diminution alors que les sébastes dominent les tendances au niveau des guildes de poissons planctonivores et piscivores, plus particulièrement dans la RAE du centre du golfe. L'impact de l'arrivée massive des sébastes sur le réseau trophique du nGSL reste largement non quantifié. Les données disponibles suggèrent que la pression de prédation par les sébastes a contribué au déclin de certaines espèces, dont la crevette nordique (Bourdages et al. 2022).

3.4.1 Biomasse des guildes trophiques

La biomasse du micronecton démersal et mésopélagique est en diminution dans toutes les RAE depuis 2016 et 2019, respectivement (Figure 10). Le déclin de la crevette nordique est en grande partie responsable du déclin du micronecton démersal, tandis que la sivade rose (*Pasiphaea multidentata*) est majoritairement responsable de la diminution du micronecton mésopélagique (Bourdages et al. 2022; Chamberland et al. 2025). Ces deux crevettes jouent un rôle majeur dans l'alimentation de plusieurs espèces commerciales dans le nGSL, dont les sébastes (Ouellette-Plante et al. 2020). Plusieurs autres espèces de crevettes sont en diminution dans le nGSL, dont les trois espèces comprises dans la guildes froide (voir section 3.3.1).

Les poissons planctonivores et les poissons et invertébrés piscivores sont passés au-dessus de la moyenne de série depuis 2016 sur l'ensemble du nGSL et sont redescendus près de la moyenne en 2024 dans les RAE du nord-ouest et nord-est du golfe. Ces patrons sont dus aux sébastes, dont le régime alimentaire est principalement planctonivore pendant les premières années de vie, pour évoluer vers un régime composé en majorité (> 50%) de proies démersales lorsque le poisson atteint la taille d'environ 25 cm (Brown-Vuillemin et al. 2022; Isabel et al. en préparation).

La biomasse des invertébrés benthivores est sous la moyenne depuis 2013 dans le nord-ouest du golfe et depuis 2020 dans le centre du golfe. La biomasse des invertébrés filtreurs est généralement sous la moyenne depuis 2020 dans le centre du golfe. La biomasse des invertébrés benthivores et filtreurs est demeurée variable dans la RAE du nord-est du golfe, mais se situe sous la moyenne de série en 2023-2024. L'ensemble des guildes trophiques, à l'exception des guildes planctonivores et piscivores associées aux sébastes, sont en diminution en 2023 et 2024 sur l'ensemble du nGSL.

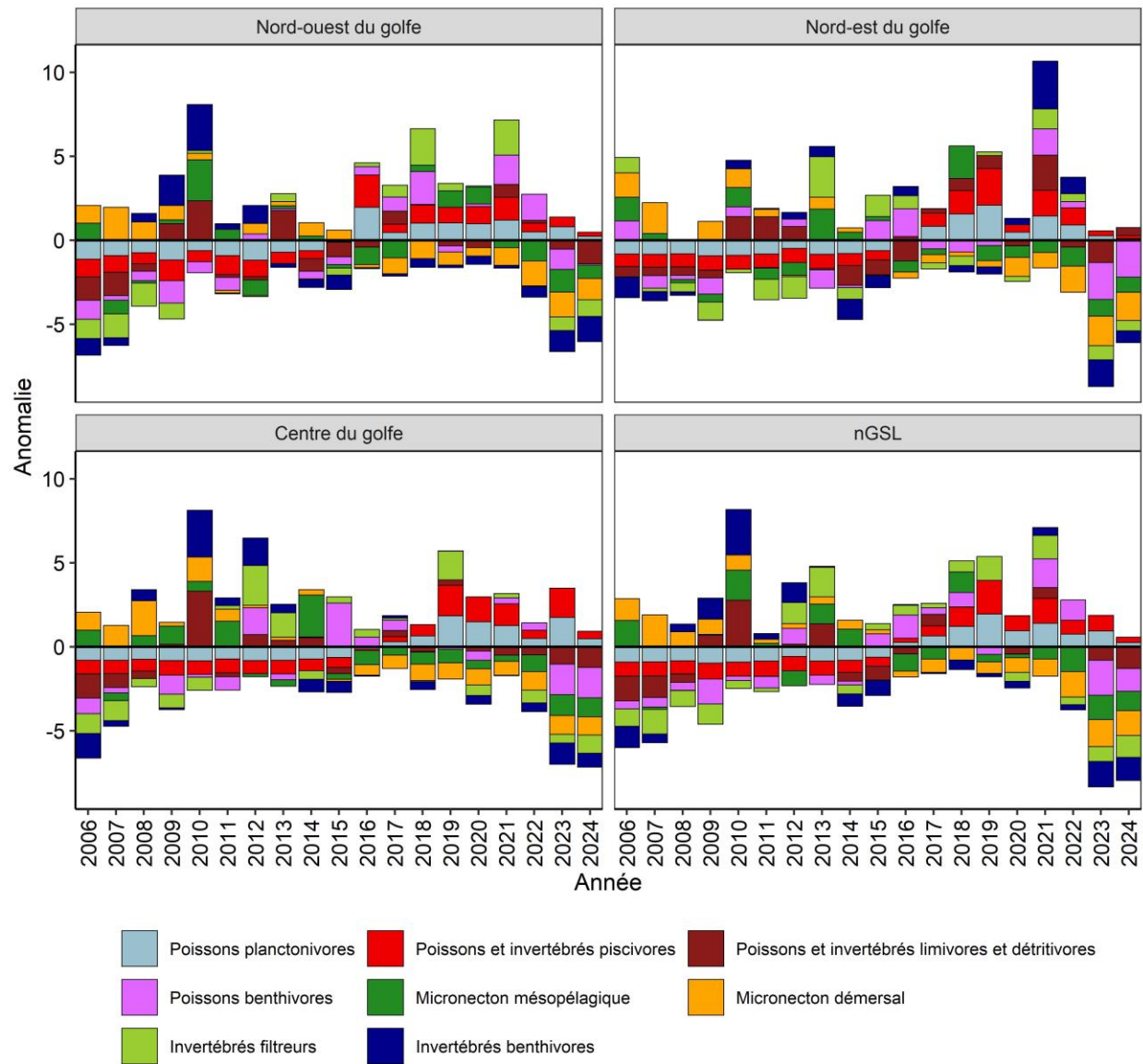


Figure 10. Anomalie annuelle de biomasse de chaque guildes trophique.

3.4.2 Changements récents dans la biomasse des guildes trophiques

Le pourcentage de changement dans la biomasse récente des guildes trophiques en 2020-2024 par rapport à la moyenne de la série (2006-2024) est fortement négatif (diminution d'environ 50%) pour le micronecton mésopélagique et démersal dans toutes les RAE (Figure 11). Ces changements indiquent une diminution des flux d'énergie associés aux niveaux trophiques intermédiaires. Dans la RAE du centre du golfe, l'ensemble des guildes sont en diminution dans les cinq dernières années, à l'exception de la contribution des sébastes à la biomasse des guildes planctonivores et piscivores.

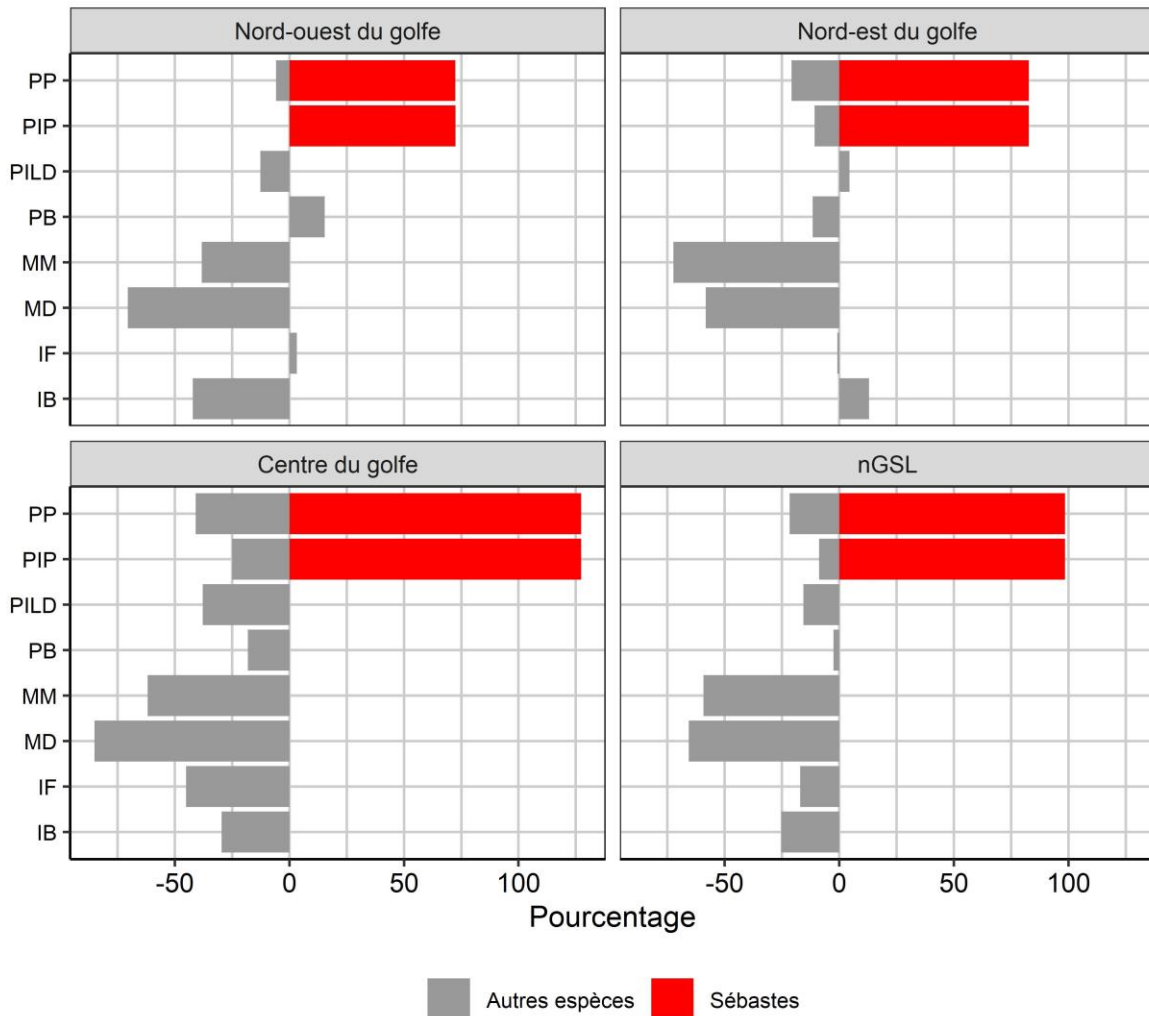


Figure 11. Pourcentage de changement dans la biomasse des guildes trophiques au cours des 5 dernières années (2020-2024), par rapport à la moyenne de série (2006-2024). (PP = poissons planctonivores, PIP = poissons et invertébrés piscivores, PILD = poissons et invertébrés limivores et détritivores, PB = poissons benthivores, MM = micronecton mésopélagique, MD = micronecton démersal, IF = invertébrés filtreurs, IB = invertébrés benthivores).

3.4.3 Taux de capture par guilde trophique

L'arrivée en force des sébastes explique la dominance des poissons planctonivores et des poissons et invertébrés piscivores sur les autres guildes trophiques capturées dans le relevé (Figure 12). Cet effet est moins marqué dans la RAE du nord-ouest du golfe, où les taux de capture de poissons benthivores sont proportionnellement plus importants et demeurent sensiblement les mêmes sur l'ensemble de la série (Figure 12A). Dans une moindre mesure, un patron similaire est observé pour les captures de poissons et invertébrés limivores et détritivores dans cette RAE. En excluant les sébastes, la distribution des taux de capture entre les différentes guildes trophiques est plus équitable (Figure 12B). Aucune tendance temporelle n'est observée pour les poissons planctonivores et les poissons et invertébrés piscivores lorsque les sébastes sont exclus, mais la diminution en 2023 et 2024 pour toutes les guildes trophiques est clairement visible dans toutes les RAE et pour l'ensemble du nGSL. Les poissons planctonivores représentent une plus grande proportion des captures dans le nord-est du golfe que dans les autres RAE. Cette observation est cohérente avec l'échantillonnage des habitats d'eau froide dans cette RAE, la plupart des poissons planctonivores étant des espèces boréales (p. ex., capelan, hareng).

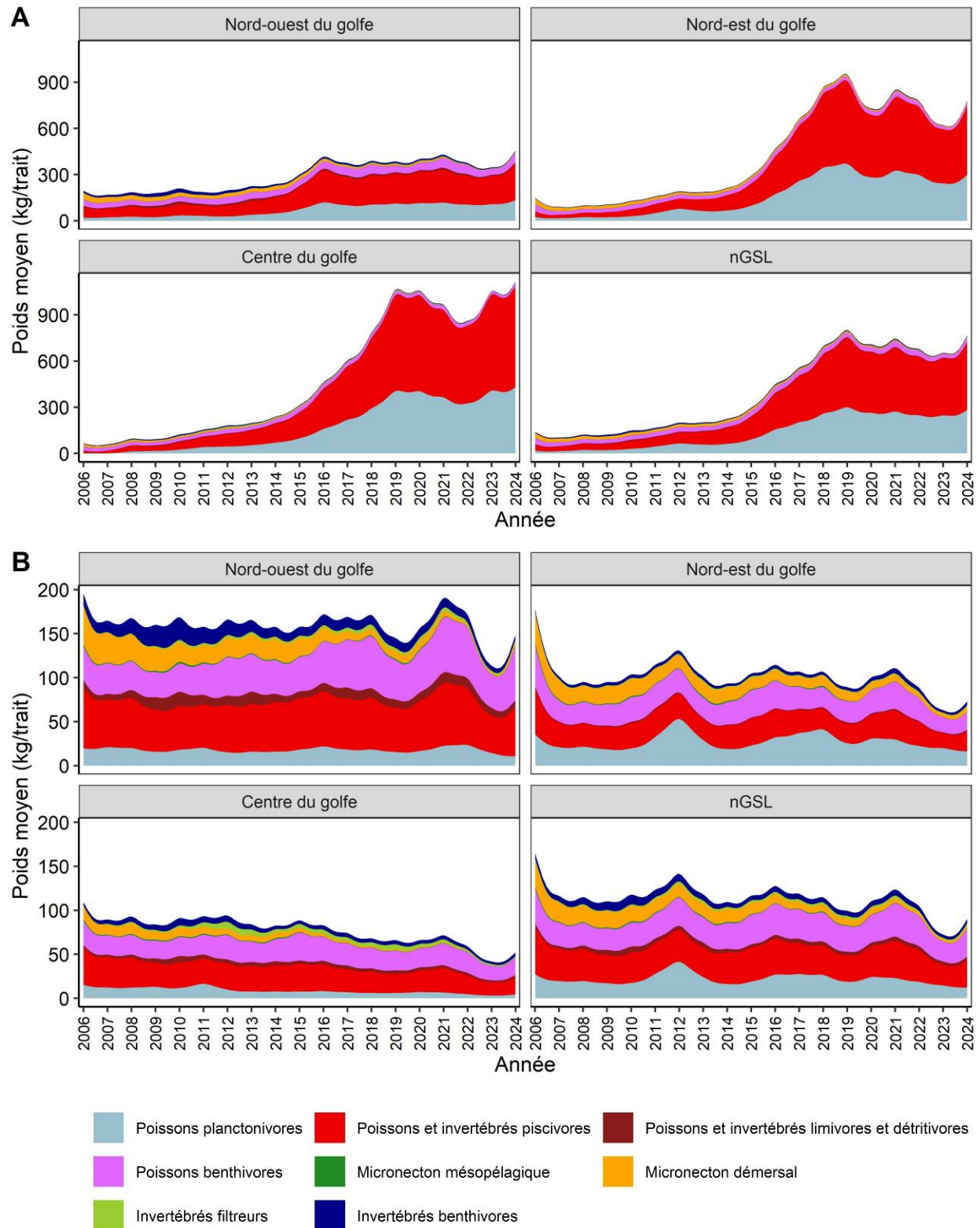


Figure 12. Taux de capture (poids moyen, en kg/trait) pour chaque guildes trophique (A) incluant et (B) excluant la biomasse des sébastes.

3.5 INDICATEURS DE LA STRUCTURE DE TAILLES

La structure de tailles des communautés est généralement stable, à l'exception d'une diminution de l'abondance et de la richesse spécifique des organismes de petite taille (5-15 cm). Ces patrons sont cohérents avec la diminution observée dans la biomasse du micronecton mésopélagique et démersal dans le nGSL (voir section 3.4). La richesse spécifique des classes de tailles entre 15 et 45 cm présente des anomalies négatives ces deux dernières années. De manière générale, les variations temporelles dans les indicateurs de tailles semblent attribuables à des changements dans le réseau trophique (p. ex., augmentation de la pression de prédation) ou à des variations dans la dynamique des populations (p. ex., faible croissance et/ou recrutement; Shin et al. 2005). Le réchauffement des eaux et ses effets démontrés sur le métabolisme et la croissance des espèces marines sont susceptibles de modifier la structure de tailles des communautés hauturières dans le nGSL (Lindmark et al. 2022). Dans la mer de Beaufort, les communautés de poissons arctiques, principalement composées de poissons benthivores de petite taille, ont été remplacées par des espèces boréales, particulièrement des espèces piscivores de plus grande taille (Frainer et al. 2017).

3.5.1 Pente du spectre de tailles

La pente de la relation linéaire annuelle entre la fréquence et la longueur moyenne des individus de chaque espèce, montre des variations à court terme (c.-à-d. sur quelques années), mais aucune tendance à long terme (Figure 13). Une diminution des valeurs de pente est observée de 2013 à 2019, correspondant à l'apparition des fortes cohortes de sébastes dans les captures du relevé (c.-à-d. une abondance de petits poissons dans le nGSL). L'effet des sébastes est démontré par le découplage des tendances entre les courbes avec/sans sébastes pendant cette période (Figure 13). À partir de 2020, une augmentation de la pente est observée, pour revenir à des valeurs semblables aux valeurs de pente avant l'arrivée des sébastes. La croissance des cohortes récentes de sébastes s'est avérée inférieure aux cohortes précédentes, avec une taille modale de 25 cm en 2024 (Senay et al. en préparation). Cette diminution de la croissance est potentiellement attribuable à un effet de densité-dépendance, à l'augmentation de la température dans la couche profonde ou à une combinaison des deux (Coussau et al. 2024; Senay et al. en préparation).

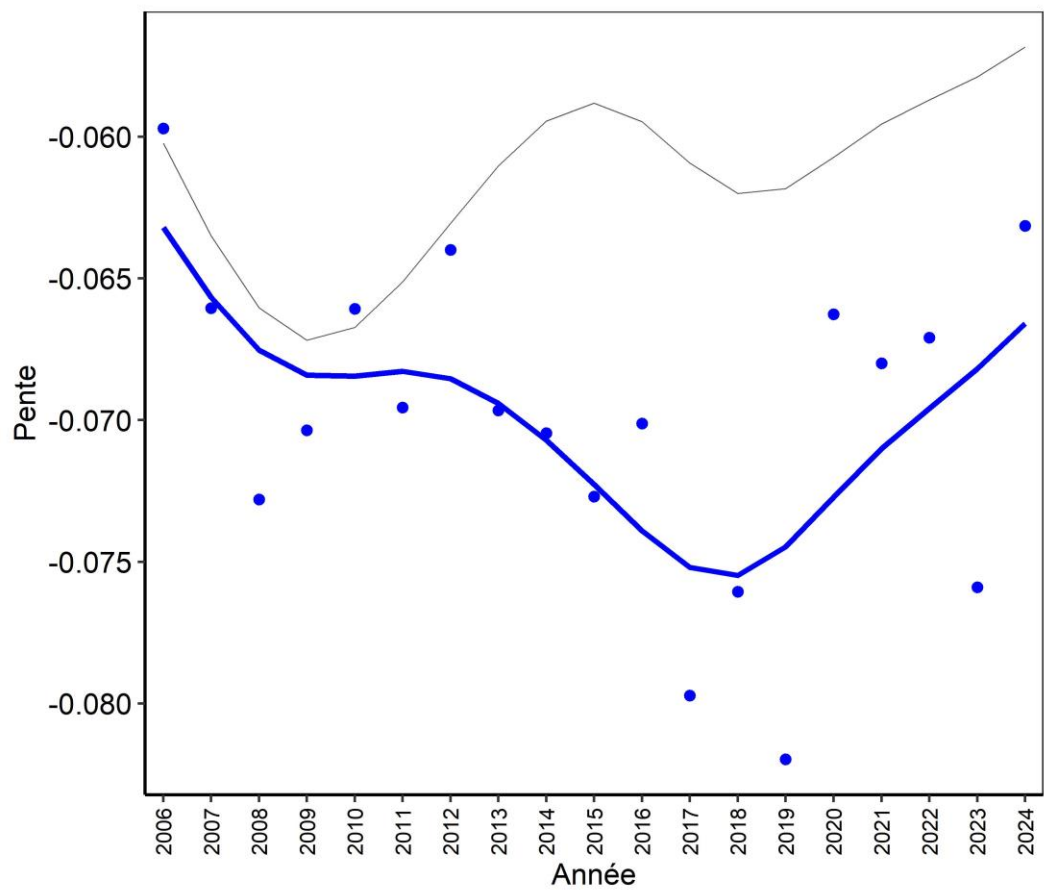


Figure 13. Pente de la relation linéaire annuelle entre la fréquence et la longueur des poissons et de quelques invertébrés (crevettes). La ligne grise correspond à l'indicateur excluant la biomasse des sébastes.

3.5.2 Abondance par classe de tailles

Les anomalies dans l'abondance par classes de tailles montrent l'effet des cohortes de sébastes sur la structure de tailles dans le nGSL (Figure 14). Les sébastes expliquent les anomalies positives dans l'abondance des individus de 5 à 15 cm en 2013 et 2014, de 15 à 25 cm de 2016 à 2021, puis dans la classe de tailles de 25 à 35 cm de 2019 à 2024. Des anomalies négatives dans l'abondance des organismes de petite taille (5 à 15 cm) sont généralement observées depuis 2020, à l'exception de 2023 (anomalie positive causée par une grosse capture de capelan (*Mallotus villosus*) mesurant entre 7 et 10 cm). Des anomalies négatives sont également observées dans les classes de tailles de 35 à 45 cm et 45 à 55 cm au cours des deux dernières années. De grosses captures d'aiguillat noir contribuent aux anomalies positives observées en 2015, 2017 et 2018 dans les classes de tailles de 45 à 55 cm, 55 à 65 cm et 65 à 75 cm, respectivement, et une grosse capture de morue en 2021 contribue à l'anomalie observée dans la classe de tailles 75 à 85 cm.

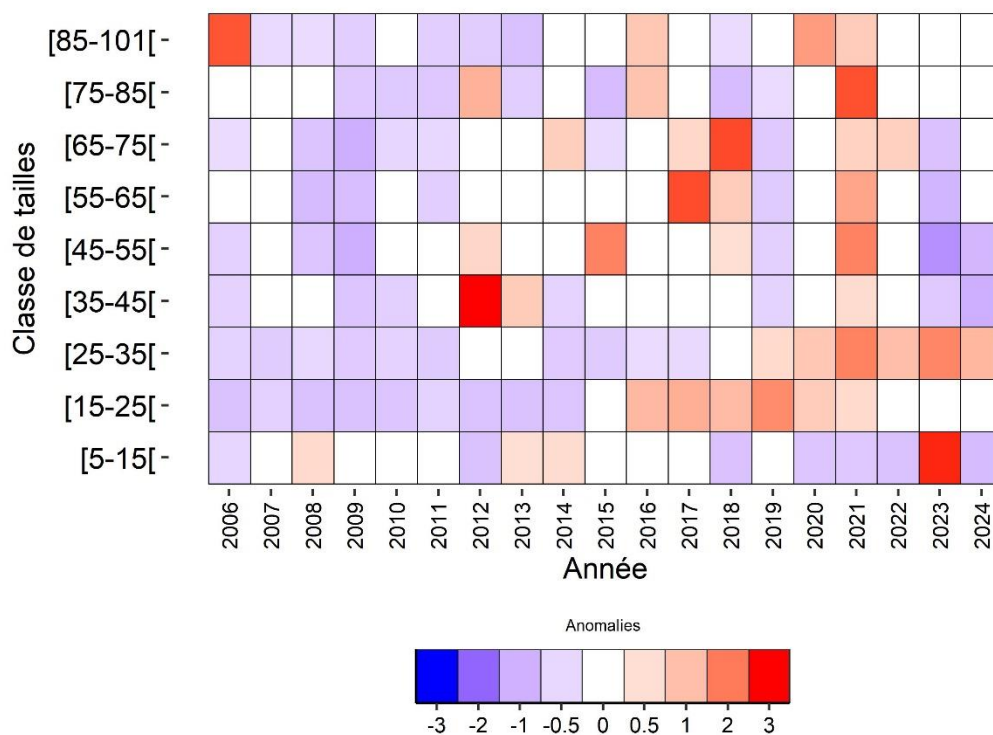


Figure 14. Anomalie annuelle de l'abondance par classe de tailles de 10 cm. Les valeurs comprises entre ± 0.5 écart-type sont considérées comme normales et mises en blanc.

3.5.3 Richesse spécifique par classe de tailles

La richesse spécifique des organismes de petite taille (5 à 15 cm) est en diminution, passant de 50 taxons en 2006 à 42 taxons en 2024 (Figure 15). Des anomalies négatives dans la richesse spécifique pour les classes de tailles allant de 15 à 45 cm sont également observées ces deux dernières années.

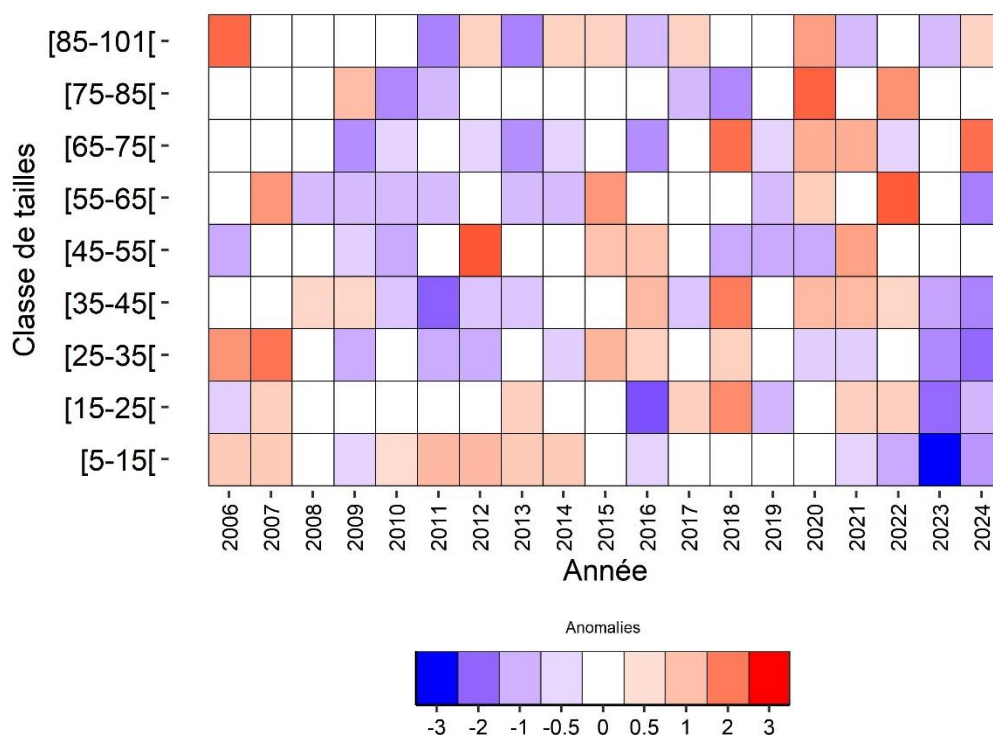


Figure 15. Anomalie annuelle de la richesse spécifique par classe de tailles de 10 cm. Les valeurs comprises entre ± 0.5 écart-type sont considérées comme normales et mises en blanc.

3.6 INDICATEUR DE LA CONDITION CORPORELLE

L'évolution temporelle de la condition corporelle des individus varie d'une espèce à l'autre. Des anomalies négatives dans la condition sont observées pour plusieurs espèces ces dernières années, contrairement à des anomalies généralement positives au début de la série (Figure 16).

Les deux espèces de raies présentent des anomalies généralement négatives de condition, et ce, depuis 2017 pour la raie lisse (*Malacoraja senta*) et depuis 2015 pour la raie épineuse (*Amblyraja radiata*). La merluche blanche (*Urophycis tenuis*) et la merluche à longues nageoires (*Phycis chesteri*) ont une condition inférieure à la moyenne de série depuis 2021 et 2022, respectivement. La condition du hareng atlantique est généralement sous la moyenne depuis 2019. Le flétan du Groenland présente des anomalies négatives de condition depuis 2022. La condition des sébastes est généralement sous la moyenne depuis 2017. Le grenadier du Grand Banc (*Nezumia bairdii*) est généralement sous la moyenne de la série depuis 2016. À l'inverse, la condition de plusieurs espèces de petits poissons démersaux, dont la molasse atlantique (*Melanostigma atlanticum*), le faux-trigle armé (*Triglops murrayi*), la lompénie-serpent (*Lumpenus lampretaeformis*) et la motelle à quatre barbillons (*Enchelyopus cimbrius*), est au-dessus de la moyenne de la série depuis 2023 ou avant. La plupart des espèces présentant des anomalies négatives ces dernières années montraient des valeurs de condition au-dessus de la moyenne au début de la série.

Les résultats obtenus pour le hareng atlantique, le flétan du Groenland et la merluche blanche sont cohérents avec ce qui est observé dans d'autres études (Chamberland et Benoît 2024; Émond et al. 2024; Turcotte et al. 2025).

De multiples facteurs peuvent expliquer une baisse de la condition corporelle. La température a une influence sur la condition des poissons. Le réchauffement des eaux provoque généralement l'augmentation des taux métaboliques (Volkoff et Rønnestad 2020). Les poissons ont alors besoin de plus d'oxygène pour maintenir leurs fonctions métaboliques de base, ce qui peut entraîner une consommation d'énergie plus élevée (Chabot et al. 2016; Nelson et Chabot 2024). De manière générale, plusieurs espèces boréales, dont les raies, le hareng atlantique, le flétan du Groenland et la merluche blanche, présentent des anomalies négatives de condition ces dernières années.

Les changements dans la disponibilité ou la qualité des proies influencent la condition corporelle (Allan et al. 2022; Harmelin Vivien et al. 2012; Krohn et al. 1997; Malzahn et al. 2007). Pour plusieurs espèces de poissons montrant une baisse de condition dans les dernières années, la crevette nordique et la sivade rose jouent un rôle important dans le régime alimentaire (Ouellette-Plante et al. 2020). La diminution importante des flux d'énergie liés au micronecton observée dans toutes les RAE du nGSL (section 3.4) pourrait avoir un effet négatif sur la condition de plusieurs espèces en réduisant la disponibilité des proies. Il est également possible que la dominance des sébastes ait contribué à augmenter l'intensité de la compétition pour les ressources alimentaires. La condition négative des sébastes est corroborée par la forte prévalence du cannibalisme dans leur régime alimentaire depuis l'arrivée des cohortes de 2011 à 2013, laquelle suggère un effet de densité dépendance dû aux biomasses de sébastes très élevées observées depuis 2016 (Brown-Vuillemin et al. 2022).

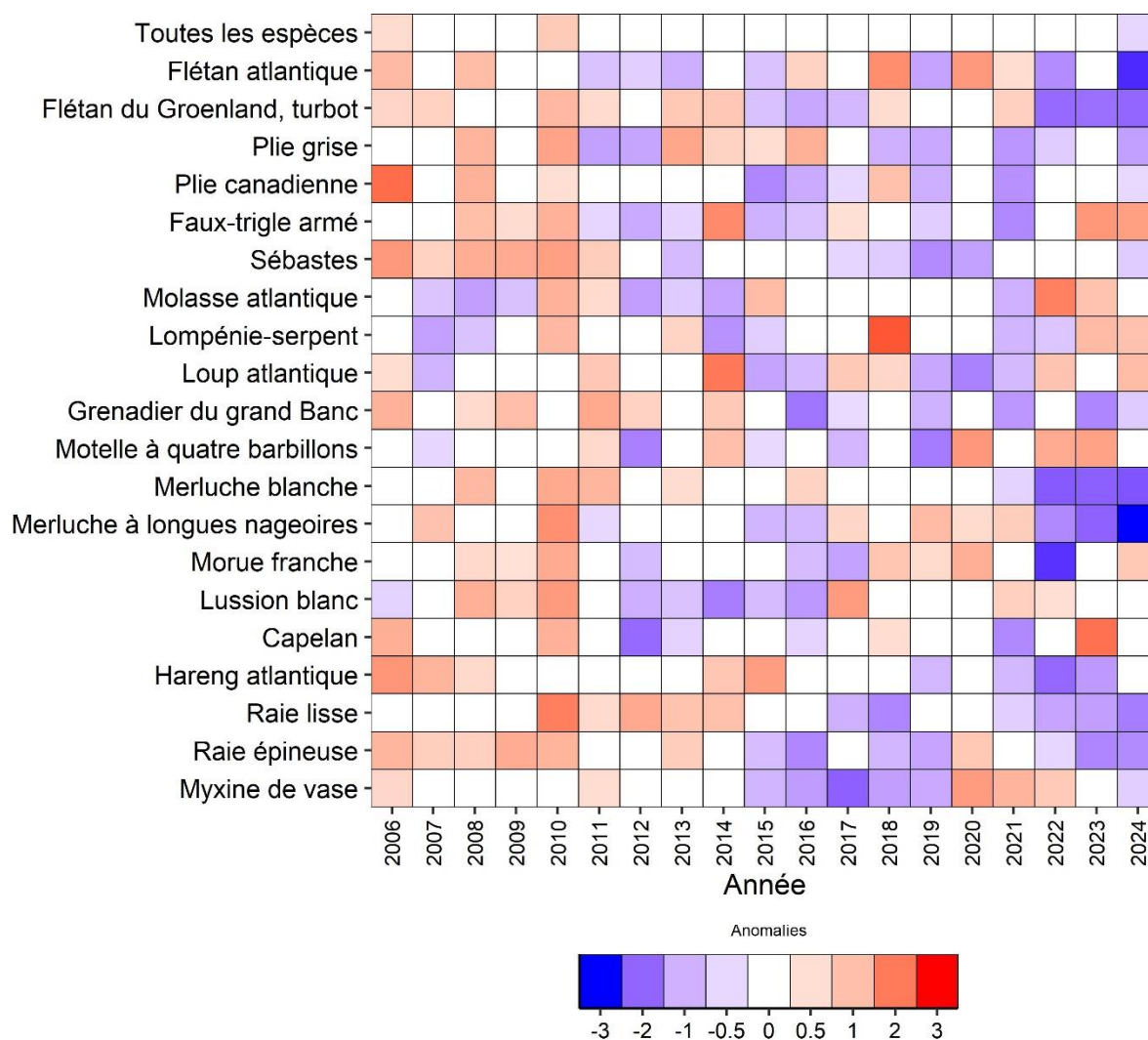


Figure 16. Anomalie annuelle dans la condition corporelle de différentes espèces de poissons. Les valeurs comprises entre ± 0.5 écart-type sont considérées comme normales et mises en blanc.

3.7 INDICATEURS DE L'UTILISATION DES HABITATS DISPONIBLES

Le patron d'utilisation des habitats par les communautés hauturières a été modifié par l'augmentation de la biomasse des sébastes dans le nGSL. Les patrons spatiaux d'occupation et d'abondance (biomasse) déterminent la structure des communautés en lien avec la disponibilité, l'hétérogénéité, la connectivité et la qualité des habitats (Borregaard et Rahbek 2010; Dallas et al. 2019).

Les valeurs de pentes annuelles de la relation occupation-abondance multispécifique ajustée sur un sous-ensemble de taxons bien échantillonnés sont positives et majoritairement significatives ($p < 0,05$; Annexe E). Aucun point de cassure n'a été détecté (Figure 17). Une tendance à la diminution des valeurs de pente est observée entre 2006 et 2024. Cette diminution suggère une augmentation de l'occupation pour certaines espèces à faible abondance et une diminution de l'occupation chez certaines espèces abondantes (Fisher et Frank 2004). L'augmentation importante de l'abondance (biomasse) des sébastes, sans augmentation proportionnelle de son occupation, contribue à accentuer la tendance (Figure 18). En plus des sébastes, ce patron est attribuable à la crevette *P. norvegicus*, une espèce à faible abondance qui est devenue plus répandue (augmentation de l'occupation), tandis que d'autres espèces, comme la morue franche, ont vu leur occupation diminuer (Figure 18). La crevette *P. norvegicus*, espèce sténotherme d'eau chaude comprise dans la guildes chaude, a vu son occupation augmenter considérablement depuis 2015, pour un niveau d'abondance relativement similaire.

Une diminution de la pente de la relation O-A au fil du temps est généralement signe d'une diminution de la disponibilité et/ou de la qualité des différents habitats, ou une fragmentation progressive des habitats préférentiels ayant pour effet de limiter la dispersion des espèces (Blackburn et al. 2006; Frisk et al. 2011). L'indicateur O-A est lié à la résilience des communautés, puisque les populations dont l'aire de répartition se contracte sont susceptibles d'être plus vulnérables aux perturbations. La diminution de la pente au fil du temps a été liée à l'exploitation des stocks de poissons sur le banc Georges et sur le plateau néo-écossais (Fisher et Frank 2004; Frisk et al. 2011) et à la réduction de la qualité de l'habitat chez les oiseaux (Webb et al. 2007).

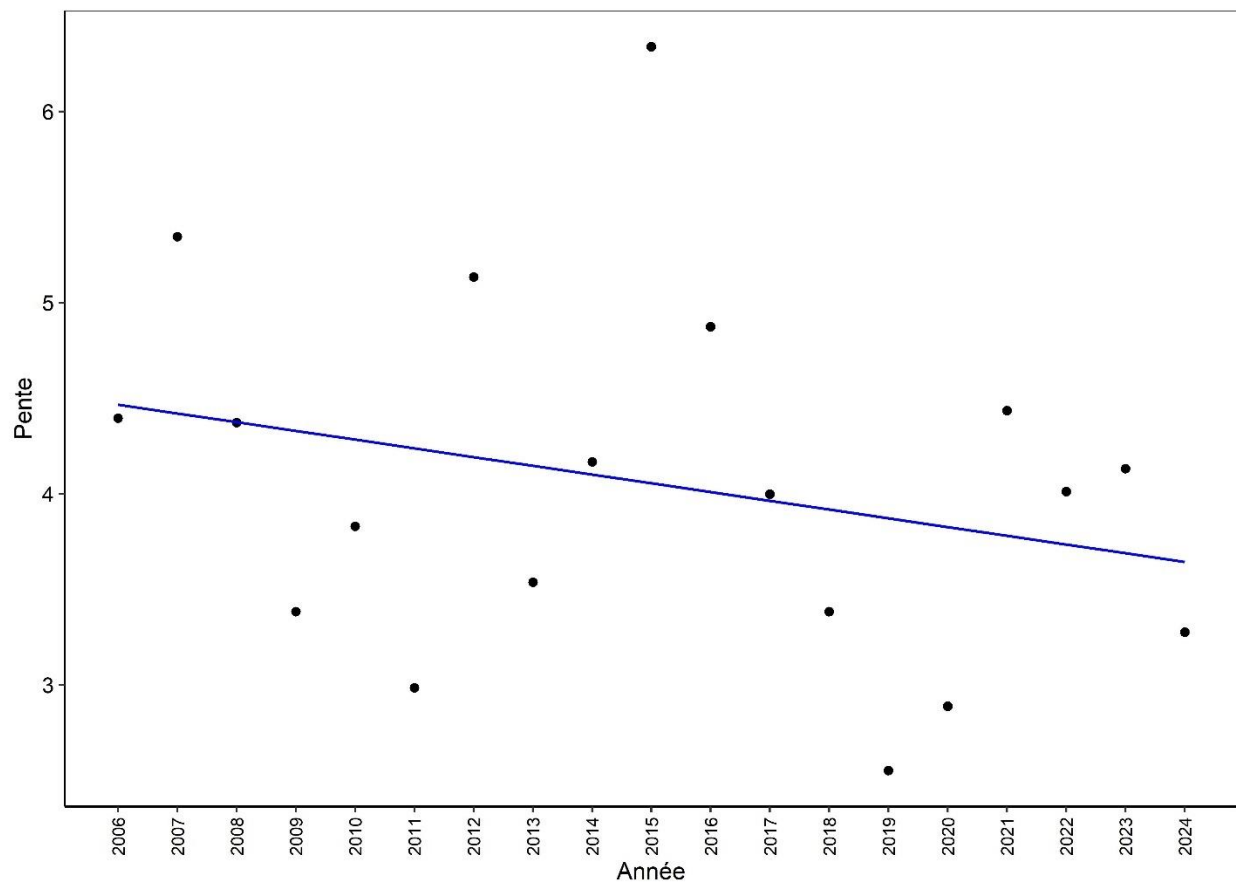


Figure 17. Tendances linéaires de la relation entre l'occupation et l'abondance pour la pente des relations annuelles interspécifiques.

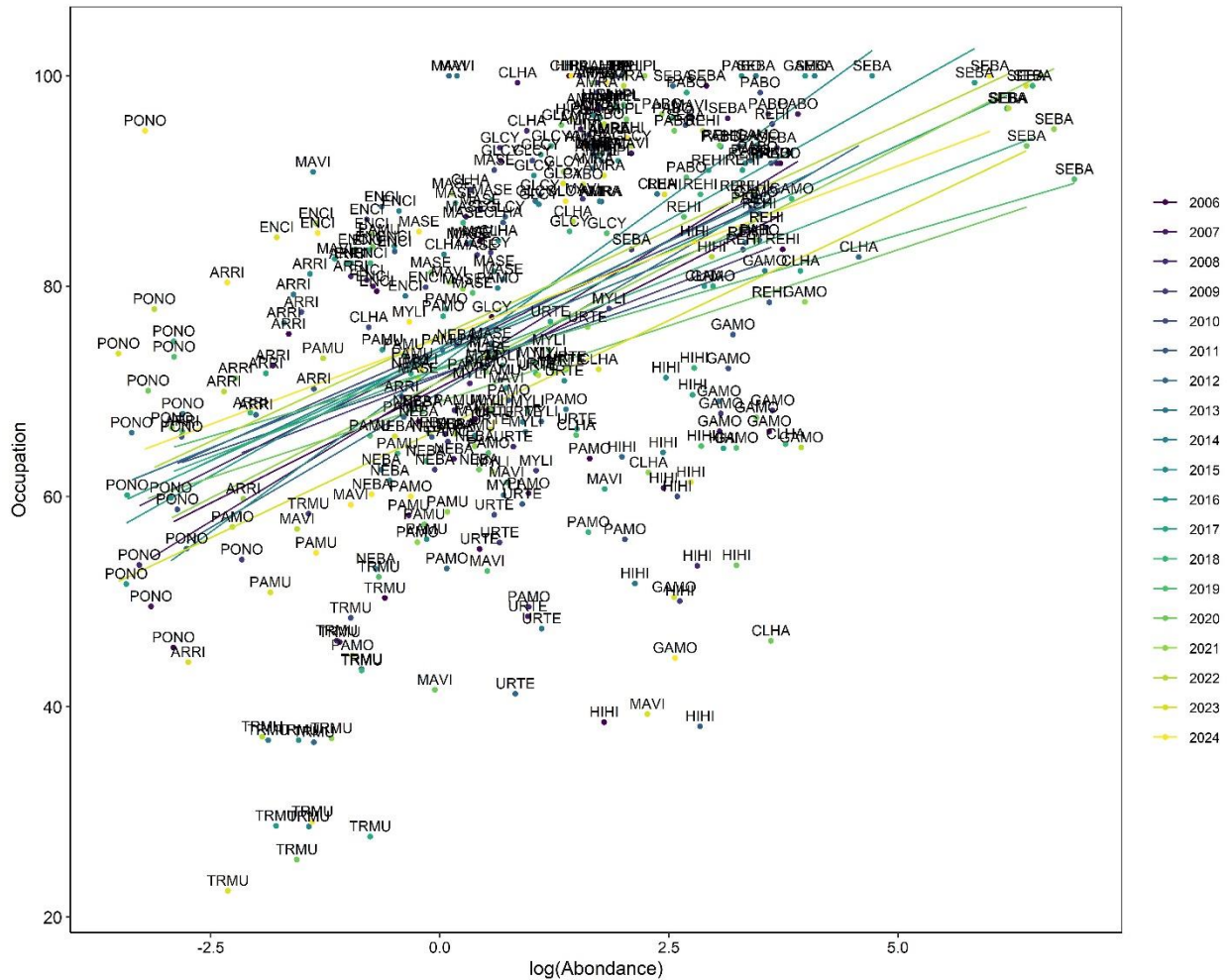


Figure 18. Relation interspécifique annuelle entre l'occupation et l'abondance (MYLI = myxine de vase, AMRA = raie épineuse, MASE = raie lisse, CLHA = hareng atlantique, MAVI = capelan, ARRI = lussion blanc, GAMO = morue franche, URTE = merluche blanche, ENCI = motelle à quatre barbillons, NEBA = grenadier du Grand Banc, SEBA = sébastes, TRMU = faux-trigle armé, HIPL = plie canadienne, GLCY = plie grise, REHI = flétan du Groenland, HIHI = flétan atlantique, PAMU = sivade rose, PABO = crevette nordique, PAMO = crevette ésope, PONO = crevette *Pontophilus norvegicus*).

3.8 SYNTHÈSE DES TENDANCES OBSERVÉES SUR L'ENSEMBLE DES INDICATEURS

Les tendances observées dans les indicateurs sélectionnés confirment l'impact récent de l'augmentation de la biomasse des sébastes et de la température de l'eau sur la structure et le fonctionnement des communautés hauturières. La dernière décennie est caractérisée par une faible productivité des invertébrés et une période de forte productivité des poissons.

L'augmentation des sébastes a plongé la communauté dans une période d'instabilité et contribué à modifier le patron d'utilisation des habitats depuis 2017, lequel suggère une fragmentation et/ou une diminution de la disponibilité et qualité des habitats préférentiels pour plusieurs espèces (Blackburn et al. 2006; Frisk et al. 2011). La structure de tailles de la communauté a été temporairement modifiée par les fortes cohortes de sébastes qui ont amené une abondance de petits poissons dans le nGSL entre 2011 et 2015. Au cours des dernières années, et particulièrement en 2023 et 2024, une diminution de l'abondance et de la richesse spécifique des organismes de petite taille est observée. Une baisse marquée de la productivité des poissons (excluant les sébastes) et des invertébrés est également observée dans toutes les RAE en 2023-2024. Les tendances dans la biomasse des différentes guildes trophiques montrent une diminution des flux d'énergie de niveaux trophiques intermédiaires (micronecton) et une augmentation des prédateurs pélagiques et piscivores (sébastes) contribuant à un déséquilibre important dans le réseau trophique du nGSL. Le réchauffement des eaux accentue la prévalence des espèces ayant une affinité pour les conditions d'eau chaude et pose un risque pour le maintien des espèces boréales dans le nGSL. De manière générale, ces changements contribuent directement ou indirectement à une diminution de la condition corporelle pour plusieurs espèces de poissons ces dernières années.

4. CONCLUSION

Ce rapport propose un ensemble d'indicateurs écologiques pour le suivi des tendances dans la structure des communautés hauturières et les fonctions écosystémiques qui leurs sont associées. La spécification d'un ensemble d'indicateurs complémentaires est une étape essentielle pour la mise en œuvre d'une approche écosystémique et servira en appui à l'évaluation de l'état des communautés hauturières du nGSL. Les prochaines étapes de cette étude consisteront à déterminer la sensibilité et la spécificité des indicateurs aux pressions anthropiques et environnementales dans le nGSL. Des analyses spatiotemporelles multispécifiques incluant des covariables environnementales seront nécessaires pour améliorer la compréhension des facteurs responsables des changements observés et mieux anticiper leurs conséquences sur la structure des communautés. Un meilleur suivi des niveaux trophiques inférieurs (p. ex. les espèces fourragères), et éventuellement des niveaux trophiques supérieurs (p. ex. les mammifères marins), sera également nécessaire afin de mieux comprendre les conséquences des changements observés dans les flux d'énergie. La mobilisation des données de contenus stomacaux récoltées chaque année sur les espèces à valeur commerciale pourrait permettre d'élargir et compléter les tendances observées dans l'échantillonnage spatialement restreint du zooplancton. La représentativité de l'échantillonnage en lien avec l'objectif de suivi des communautés hauturières demeure un défi. Pour un échantillonnage écosystémique adéquat et représentatif des communautés hauturières locales, les strates de référence devraient être échantillonnées systématiquement avec un minimum de deux stations par relevé, et le nombre de strates de référence devrait être maximisé afin d'assurer une couverture représentative de l'ensemble de l'écosystème, incluant l'estuaire du Saint-Laurent en amont. Pour le suivi et la détection de changements régionaux, l'arrimage et la standardisation des données du relevé dans le nGSL avec les données des relevés réalisés dans le sud du golfe et dans les maritimes demeurent une priorité. Le suivi des indicateurs proposés dans ce rapport, ou d'indicateurs complémentaires, modélisés à une échelle régionale et zonale permettra de mieux voir venir les changements locaux et facilitera l'adaptation des services écosystémiques comme les pêches.

REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier l'ensemble du personnel ayant participé au relevé écosystémique dans le nord du golfe du Saint-Laurent au fil des années. Merci également à Jean-Martin Chamberland et Jordan Ouellette-Plante pour le partage de codes et/ou l'aide dans le calcul de certains indicateurs, à Tom Bermingham pour l'aide au découpage des strates par région de l'approche écosystémique ainsi qu'à Pierre-Marc Scallon-Chouinard pour ses connaissances sur la communauté de poissons. Les auteurs tiennent à remercier les réviseurs Hugo Bourdages et Jamie Tam ainsi que l'éditrice Aurélie Chagnon-Lafortune dont le travail a contribué à améliorer le contenu et la qualité du rapport.

RÉFÉRENCES

- Allan, B.J.M., Browman, H.I., Shema, S., Skiftesvik, A.B., Folkvord, A., Durif, C.M.F. et Kjesbu, O.S. 2022. Increasing temperature and prey availability affect the growth and swimming kinematics of Atlantic herring (*Clupea harengus*) larvae. *Journal of Plankton Research* 44(3): 401-413. <https://doi.org/10.60825/1w54-2d58>
- Aune, M., Raskhozheva, E., Andrade, H., Augustine, S., Bambulyak, A., Camus, L., Carroll, J., Dolgov, A.V., Hop, H., Moiseev, D., Renaud, P.E. et Varpe, Ø. 2021. Distribution and ecology of polar cod (*Boreogadus saida*) in the eastern Barents Sea: A review of historical literature. *Marine Environmental Research* 166: 105262. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2021.105262>
- Barneche, D.R., Robertson, D.R., White, C.R. et Marshall, D.J. 2018. Fish reproductive-energy output increases disproportionately with body size. *Science* 360(6389): 642-645. <https://doi.org/10.1126/science.aao6868>
- Benoît, H.P., Yin, Y. et Bourdages, H. 2024. Résultats de la pêche comparative entre le NGCC *Teleost* et le NGCC *John Cabot* dans l'estuaire et le nord du golfe du Saint-Laurent en 2021 et 2022. Secrétariat canadien des avis scientifiques du MPO. Document de recherche 2024/007: xix + 233 p. https://publications.gc.ca/collections/collection_2024/mpo-dfo/fs70-5/Fs70-5-2024-007-fra.pdf
- Bergstrom, B. 1992. Growth, growth modelling and age determination of *Pandalus borealis*. *Marine Ecology Progress Series* 83: 167-183. <https://doi.org/10.3354/MEPS083167>
- Bernier, R. Y., Jamieson, R. E., Kelly, N. E., Lafleur, C. et Moore, A. M. 2023. State of the Atlantic ocean synthesis report. Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques 3544: v + 219 p. <https://waves-vagues.dfo-mpo.gc.ca/library-bibliotheque/41208262.pdf>
- Birkeland, C. et Dayton, P.K. 2005. The importance in fishery management of leaving the big ones. *Trends in Ecology & Evolution* 20(7): 356-358. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.03.015>
- Blackburn, T.M., Cassey, P. et Gaston, K.J. 2006. Variations on a theme: sources of heterogeneity in the form of the interspecific relationship between abundance and distribution. *Journal of Animal Ecology* 75(6): 1426-1439. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2006.01167.x>
- Blackwell, B.G., Brown, M.L. et Willis, D.W. 2000. Relative Weight (W_r) status and current use in fisheries assessment and management. *Reviews in Fisheries Science* 8(1): 1-44. <http://dx.doi.org/10.1080/10641260091129161>
- Blais, M., Galbraith, P.S., Lizotte, M., Clay, S.A. et Starr, M. 2024. Chemical and biological oceanographic conditions in the Estuary and Gulf of St. Lawrence during 2023. Rapport technique canadien sur l'hydrographie et les sciences océaniques 385: v + 84 p. <https://waves-vagues.dfo-mpo.gc.ca/library-bibliotheque/41260132.pdf>
- Blanchard, F. et Boucher, J. 2001. Temporal variability of total biomass in harvested communities of demersal fishes. *Fisheries Research* 49(3): 283-293. [https://doi.org/10.1016/S0165-7836\(00\)00203-4](https://doi.org/10.1016/S0165-7836(00)00203-4)

- Blanchard, J.L., Dulvy, N.K., Jennings, S., Ellis, J.R., Pinnegar, J.K., Tidd, A. et Kell, L.T. 2005. Do climate and fishing influence size-based indicators of Celtic Sea fish community structure? *ICES Journal of Marine Science* 62(3): 405-411. <https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2005.01.006>
- Borregaard, M.K. et Rahbek, C. 2010. Causality of the relationship between geographic distribution and species abundance. *The Quarterly Review of Biology* 85(1): 3-25. <https://doi.org/10.1086/650265>
- Bourdages, H., Savard, L., Archambault, D. et Valois, S. 2007. Résultats des expériences de pêche comparative d'août 2004 et 2005 dans le nord du golfe du Saint-Laurent, entre le NGCC *Alfred Needler* et le NGCC *Teleost*. Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques 2750: ix + 57 p. <https://publications.gc.ca/site/fra/9.541363/publication.html>
- Bourdages, H., Roux, M.-J., Marquis, M.C., Galbraith, P. et Isabel, L. 2022. Évaluation des stocks de crevette nordique de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent en 2021 : données de la pêche commerciale et du relevé de recherche. Secrétariat canadien des avis scientifique du MPO. Document de recherche 2022/027: xv + 197 p. <https://open-science.canada.ca/items/feca5172-1a8e-48e8-8446-6735e0634660>
- Brown-Vuillemin, S., Chabot, D., Nozères, C., Tremblay, R., Sirois, P. et Robert, D. 2022. Diet composition of redbfish (*Sebastes* sp.) during periods of population collapse and massive resurgence in the Gulf of St. Lawrence. *Frontiers in Marine Science* 9: 963039. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.963039>
- Bundy, A. 2005. Structure and functioning of the eastern Scotian Shelf ecosystem before and after the collapse of groundfish stocks in the early 1990s. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62(7): 1453-1473. <http://dx.doi.org/10.1139/f05-085>
- Bundy, A., Gomez, C. et Cook, A.M. 2017. Guidance framework for the selection and evaluation of ecological indicators. Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques 3232: xii + 212 p. https://publications.gc.ca/collections/collection_2018/mpo-dfo/Fs97-6-3232-eng.pdf
- Burrows, M.T., Hawkins, S.J., Moore, J.J., Adams, L., Sugden, H., Firth, L. et Mieszkowska, N. 2020. Global-scale species distributions predict temperature-related changes in species composition of rocky shore communities in Britain. *Global Change Biology* 26(4): 2093-2105. <https://doi.org/10.1111/gcb.14968>
- Chabot, D., Steffensen, J.F. et Farrell, A.P. 2016. The determination of standard metabolic rate in fishes. *Journal of Fish Biology* 88(1): 81-121. <https://doi.org/10.1111/jfb.12845>
- Chamberland, J.-M. et Benoît, H. 2024. L'état du stock de flétan du Groenland du golfe du Saint-Laurent (4RST) en 2022. Secrétariat canadien des avis scientifique du MPO. Document de recherche 2024/001: v + 149 p. https://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/Publications/ResDocs-DocRech/2024/2024_001-fra.html
- Chamberland, J.-M., Bourdages, H., Desgagnés, M., Galbraith, P., Isabel, L., Ouellette-Plante, J., Scallon-Chouinard P.-M. et Senay, C. 2025. Résultats préliminaires du relevé écosystémique d'août 2024 dans l'estuaire et le nord du golfe du Saint-Laurent. Secrétariat canadien des avis scientifique du MPO. Document de recherche 2025/032: iv + 102 p.

https://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/Publications/ResDocs-DocRech/2025/2025_032-fra.pdf

- Chevenet, F., Dolédec, S. et Chessel, D. 1994. A fuzzy coding approach for the analysis of long-term ecological data. *Freshwater Biology* 31(3): 295-309.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1994.tb01742.x>
- Chouinard, P.M. et Dutil, J.D. 2011. The structure of demersal fish assemblages in a cold, highly stratified environment. *ICES Journal of Marine Science* 68(9): 1896-1908.
<http://dx.doi.org/10.1093/icesjms/fsr125>
- Chust, G., Villarino, E., McLean, M., Mieszkowska, N., Benedetti-Cecchi, L., Bulleri, F., Ravaglioli, C., Borja, A., Muxika, I., Fernandes-Salvador, J.A., Ibaibarriaga, L., Uriarte, A., Revilla, M., Villate, F., Iriarte, A., Uriarte, I., Zervoudaki, S., Carstensen, J., Somerfield, P.J., Queirós, A.M., McEvoy, A.J., Auber, A., Hidalgo, M., Coll, M., Garrabou, J., Gómez-Gras, D., Linares, C., Ramírez, F., Margarit, N., Lepage, M., Dambrine, C., Lobry, J., Peck, M.A., de la Barra, P., van Leeuwen, A., Rilov, G., Yeruham, E., Brind'Amour, A. et Lindegren, M. 2024. Cross-basin and cross-taxa patterns of marine community tropicalization and deborealization in warming European seas. *Nature Communications* 15(1): 2126. <https://doi.org/10.1038/s41467-024-46526-y>
- Coll, M., Shannon, L.J., Kleisner, K.M., Juan-Jordá, M.J., Bundy, A., Akoglu, A.G., Banaru, D., Boldt, J.L., Borges, M.F., Cook, A., Diallo, I., Fu, C., Fox, C., Gascuel, D., Gurney, L.J., Hattab, T., Heymans, J.J., Jouffre, D., Knight, B.R., Kucukavsar, S., Large, S.I., Lynam, C., Machias, A., Marshall, K.N., Masski, H., Ojaveer, H., Piroddi, C., Tam, J., Thiao, D., Thiaw, M., Torres, M.A., Travers-Trolet, M., Tsagarakis, K., Tuck, I., van der Meeren, G.I., Yemane, D., Zador, S.G. et Shin, Y.J. 2016. Ecological indicators to capture the effects of fishing on biodiversity and conservation status of marine ecosystems. *Ecological Indicators* 60: 947-962. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.08.048>
- Coussau, L., Morissette, O., Robert, D. et Sirois, P. 2024. Drivers of growth in strong year classes of the deepwater redfish (*Sebastes mentella*) population from the Gulf of St. Lawrence derived from otolith increment-based growth chronologies. *Journal of Fish Biology* 105(6): 1666-1680. <https://doi.org/10.1111/jfb.15903>
- Daan, N., Gislason, H., G. Pope, J. et C. Rice, J. 2005. Changes in the North Sea fish community: evidence of indirect effects of fishing? *ICES Journal of Marine Science* 62(2): 177-188. <https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2004.08.020>
- Dallas, T.A., Pöyry, J., Leinonen, R. et Ovaskainen, O. 2019. Temporal sampling and abundance measurement influences support for occupancy–abundance relationships. *Journal of Biogeography* 46(12): 2839-2849. <https://doi.org/10.1111/jbi.13718>
- Devictor, V., Julliard, R., Couvet, D. et Jiguet, F. 2008. Birds are tracking climate warming, but not fast enough. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 275(1652): 2743-2748. <https://doi.org/10.1098/rspb.2008.0878>
- Devictor, V., van Swaay, C., Brereton, T., Brotons, L., Chamberlain, D., Heliölä, J., Herrando, S., Julliard, R., Kuussaari, M., Lindström, Å., Reif, J., Roy, D.B., Schweiger, O., Settele, J., Stefanescu, C., Van Strien, A., Van Turnhout, C., Vermouzek, Z., WallisDeVries, M., Wynhoff, I. et Jiguet, F. 2012. Differences in the climatic debts of birds and butterflies at a continental scale. *Nature Climate Change* 2(2): 121-124.
<https://doi.org/10.1038/nclimate1347>

- Dionne, M., Sainte-Marie, B., Bourget, E. et Gilbert, D. 2003. Distribution and habitat selection of early benthic stages of snow crab *Chionoecetes opilio*. Marine Ecology Progress Series 259: 117-128. <https://doi.org/10.3354/meps259117>
- Duplisea, D.E. et Castonguay, M. 2006. Comparison and utility of different size-based metrics of fish communities for detecting fishery impacts. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 63(4): 810-820. <http://dx.doi.org/10.1139/f05-261>
- Duplisea, D.E. et Kerr, S.R. 1995. Application of a biomass size spectrum model to demersal fish data from the Scotian Shelf. Journal of Theoretical Biology 177(3): 263-269. <https://doi.org/10.1006/jtbi.1995.0243>
- Duplisea, D.E., Roux, M.-J., Plourde, S., Galbraith, P.S., Blais, M., Benoît, H.P., Sainte-Marie, B., Lavoie, D., Bourdages, H. et Hunsicker, M. 2024. Facilitating an ecosystem approach through open data and information packaging. ICES Journal of Marine Science 81(4): 724-732. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsae024>
- Dutil, J.-D., Nozères, C., Scallon-Chouinard, P.-M., Van Guelpen, L., Bernier, D., Proulx, S., Miller, R. et Savenkoff, C. 2009. Poissons connus et méconnus des fonds marins du Saint-Laurent. Le Naturaliste canadien 133(2): 70–82. [https://www.researchgate.net/publication/285748902_Poissons connus et meconnus de s fonds marins du Saint-Laurent](https://www.researchgate.net/publication/285748902_Poissons_connus_et_meconnus_de_s_fonds_marins_du_Saint-Laurent)
- Émond, K., Dionne, H., Beaudry-Sylvestre, M., Paquet, F., Rousseau, S., Lehoux, C. et Nilo, P. 2024. Évaluation des stocks de hareng (*Clupea harengus*) de la côte ouest de Terre-Neuve (Division OPANO 4R) en 2021. Secrétariat canadien des avis scientifique du MPO. Document de recherche 2024/004: xi + 97 p. https://publications.gc.ca/collections/collection_2022/mpo-dfo/fs70-6/Fs70-6-2022-020-fra.pdf
- Fisher, J.A.D. et Frank, K.T. 2004. Abundance-distribution relationships and conservation of exploited marine fishes. Marine Ecology Progress Series 279: 201-213. <https://doi.org/10.3354/meps279201>
- Flanagan, P.H., Jensen, O.P., Morley, J.W. et Pinsky, M.L. 2019. Response of marine communities to local temperature changes. Ecography 42(1): 214-224. <https://doi.org/10.1111/ecog.03961>
- Frainer, A., Primicerio, R., Kortsch, S., Aune, M., Dolgov, A.V., Fossheim, M. et Aschan, M.M. 2017. Climate-driven changes in functional biogeography of Arctic marine fish communities. The Proceedings of the National Academy of Sciences 114(46): 12202-12207. <https://doi.org/10.1073/pnas.1706080114>
- Frisk, M.G., Duplisea, D.E. et Trenkel, V.M. 2011. Exploring the abundance-occupancy relationships for the Georges Bank finfish and shellfish community from 1963 to 2006. Ecological Applications 21(1): 227-240. <https://doi.org/10.1890/09-1698.1>
- Froese, R. 2006. Cube law, condition factor and weight-length relationships: history, meta-analysis and recommendations. Journal of Applied Ichthyology 22(4): 241-253. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2006.00805.x>
- Fu, C., Xu, Y., Bundy, A., Grüss, A., Coll, M., Heymans, J.J., Fulton, E.A., Shannon, L., Halouani, G., Velez, L., Akoglu, E., Lynam, C.P. et Shin, Y.-J. 2019. Making ecological

- indicators management ready: Assessing the specificity, sensitivity, and threshold response of ecological indicators. *Ecological Indicators* 105: 16-28.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.05.055>
- Galbraith, P.S. 2006. Winter water masses in the Gulf of St. Lawrence. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 111(C6). <http://dx.doi.org/10.1029/2005JC003159>
- Galbraith, P.S., Chassé, J., Shaw, J.-L., Lefavre, D. et Bourassa, M.-N. 2025. Physical oceanographic conditions in the Gulf of St. Lawrence during 2024. *Rapport technique canadien sur l'hydrographie et les sciences océaniques* 397: v + 95 p.
<https://publications.gc.ca/site/eng/9.950809/publication.html>
- Gaston, K.J., Blackburn, T.M., Greenwood, J.J.D., Gregory, R.D., Quinn, R.M. et Lawton, J.H. 2000. Abundance–occupancy relationships. *Journal of Applied Ecology* 37(s1): 39-59.
<https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2000.00485.x>
- Gilbert, D., Sundby, B., Gobeil, C., Mucci, A. et Tremblay, G.-H. 2005. A seventy-two-year record of diminishing deep-water oxygen in the St. Lawrence estuary: The northwest Atlantic connection. *Limnology and Oceanography* 50(5): 1654-1666.
<https://doi.org/10.4319/lo.2005.50.5.1654>
- Gubiani, É.A., Ruaro, R., Ribeiro, V.R. et Santa Fé, Ú.M.G. 2020. Relative condition factor: Le Cren's legacy for fisheries science. *Acta Limnologica Brasiliensia* 32.
<http://dx.doi.org/10.1590/s2179-975x13017>
- Harmelin Vivien, M., Mahe, K., Bodiguel, X. et Mellon, C. 2012. Possible link between prey quality, condition and growth of juvenile hake (*Merluccius merluccius*) in the Gulf of Lions (NW Mediterranean). *Cybiurn* 36(2): 323-328.
<https://archimer.ifremer.fr/doc/00092/20332/18611.pdf>
- Haugen, J.B., Link, J.S., Fulton, E.A., Dickey-Collas, M., Brainard, R.E., Bundy, A. et Shellock, R. 2024. A performance measure framework for ecosystem-based management. *ICES Journal of Marine Science* 82(6). <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsae164>
- Hsieh, C.H., Reiss, C.S., Hunter, J.R., Beddington, J.R., May, R.M. et Sugihara, G. 2006. Fishing elevates variability in the abundance of exploited species. *Nature* 443(7113): 859-862. <https://doi.org/10.1038/nature05232>
- Intervenants du secteur des pêches dans l'EGSL. 2025. Développement et spécification d'un modèle qualitatif de réseau (MQR) du système socio-écologique des pêches dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent (EGSL). *Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques* 3645: v + 94 p.
https://publications.gc.ca/collections/collection_2025/mpo-dfo/Fs97-6-3645-fra.pdf
- Isabel, L. et Senay, C. en préparation. Régime alimentaire des sébastes (*Sebastes mentella* et *S. fasciatus*) dans l'unité 1 et l'unité 2. Secrétariat canadien des avis scientifique du MPO. Document de recherche 2025/XX: iv + xx p.
- Isabel, L., Scallon-Chouinard, P.-M., Nozères, C. et Roux, M.-J. 2025. Matrice des traits fonctionnels des taxons échantillonnés dans le relevé annuel écosystémique de l'estuaire et du nord du golfe du Saint-Laurent. *Rapport statistique canadien des sciences halieutiques et aquatiques* 1421: vii + 63 p.
https://publications.gc.ca/collections/collection_2025/mpo-dfo/Fs97-13-1421-fra.pdf

- Jutras, M., Dufour, C.O., Mucci, A., Cyr, F. et Gilbert, D. 2020. Temporal changes in the causes of the observed oxygen decline in the St. Lawrence Estuary. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 125(12): e2020JC016577. <https://doi.org/10.1029/2020JC016577>
- Koul, V., Ross, A.C., Stock, C., Zhang, L., Delworth, T. et Wittenberg, A. 2024. A predicted pause in the rapid warming of the Northwest Atlantic Shelf in the coming decade. *Geophysical Research Letters* 51: e2024GL110946. <https://doi.org/10.1029/2024GL110946>
- Krohn, M., Reidy, S. et Kerr, S. 1997. Bioenergetic analysis of the effects of temperature and prey availability on growth and condition of northern cod (*Gadus morhua*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54(S1): 113-121. <https://doi.org/10.1139/f96-159>
- Large, S.I., Fay, G., Friedland, K.D. et Link, J.S. 2015. Quantifying patterns of change in marine ecosystem response to multiple pressures. *PLoS One* 10(3): e0119922. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0119922>
- Le Cren, E.D. 1951. The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the Perch (*Perca fluviatilis*). *The Journal of Animal Ecology* 20(2): 201-219. <https://doi.org/10.2307/1540>
- Levin, P.S., Fogarty, M.J., Murawski, S.A. et Fluharty, D. 2009. Integrated ecosystem assessments: developing the scientific basis for ecosystem-based management of the ocean. *PLoS Biology* 7(1): e14. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1000014>
- Lindmark, M., Audzijonyte, A., Blanchard, J.L. et Gårdmark, A. 2022. Temperature impacts on fish physiology and resource abundance lead to faster growth but smaller fish sizes and yields under warming. *Global Change Biology* 28(21): 6239-6253. <https://doi.org/10.1111/gcb.16341>
- Link, J.S. 2005. Translating ecosystem indicators into decision criteria. *ICES Journal of Marine Science* 62(3): 569-576. <https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2004.12.015>
- Link, J.S., Yemane, D., Shannon, L.J., Coll, M., Shin, Y.-J., Hill, L. et Borges, M.d.F. 2010. Relating marine ecosystem indicators to fishing and environmental drivers: an elucidation of contrasting responses. *ICES Journal of Marine Science* 67(4): 787-795. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsp258>
- Malzahn, A.M., Aberle, N., Clemmesen, C. et Boersma, M. 2007. Nutrient limitation of primary producers affects planktivorous fish condition. *Limnology and Oceanography* 52(5): 2062-2071. <https://doi.org/10.4319/lo.2007.52.5.2062>
- Marsh, J.M. et Mueter, F.J. 2019. Influences of temperature, predators, and competitors on polar cod (*Boreogadus saida*) at the southern margin of their distribution. *Polar Biology* 43(8): 995-1014. <https://doi.org/10.1007/s00300-019-02575-4>
- Martins, I.S., Schrodtt, F., Blowes, S.A., Bates, A.E., Bjorkman, A.D., Brambilla, V., Carvajal-Quintero, J., Chow, C.F.Y., Daskalova, G.N., Edwards, K., Eisenhauer, N., Field, R., Fontrodona-Eslava, A., Henn, J.J., van Klink, R., Madin, J.S., Magurran, A.E., McWilliam, M., Moyes, F., Pugh, B., Sagouis, A., Trindade-Santos, I., McGill, B.J., Chase, J.M. et Dornelas, M. 2023. Widespread shifts in body size within populations and assemblages. *Science* 381(6662): 1067-1071. <https://doi.org/10.1126/science.adg6006>

- McCallum, B. et Walsh, S. J. 2002. An update on the performance of the Campelen 1800 during bottom trawl surveys in NAFO subareas 2 and 3 in 2001. NAFO Scientific Council Research Document 02/36. <https://www.nafo.int/Portals/0/PDFs/sc/2002/scr02-032.pdf>
- McGinty, N., Barton, A.D., Record, N.R., Finkel, Z.V., Johns, D.G., Stock, C.A. et Irwin, A.J. 2021. Anthropogenic climate change impacts on copepod trait biogeography. *Global Change Biology* 27(7): 1431-1442. <https://doi.org/10.1111/gcb.15499>
- McQuatters-Gollop, A., Mitchell, I., Vina-Herbon, C., Bedford, J., Addison, P.F.E., Lynam, C.P., Geetha, P.N., Vermeulan, E.A., Smit, K., Bayley, D.T.I., Morris-Webb, E., Niner, H.J. et Otto, S.A. 2019. From science to evidence – how biodiversity indicators can be used for effective marine conservation policy and management. *Frontiers in Marine Science* 6: 109. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00109>
- Mormede, S., Duplisea, D., Roux, M.J. et Bourdages, H. en préparation. Assessing rebuilding potential for Gulf of St. Lawrence shrimp, *Pandalus borealis*, stocks in the critical zone. Secrétariat canadien des avis scientifique du MPO. Document de recherche 2025/nnn: iv + xx p.
- MPO. 2013. Plan de gestion intégrée du golfe du Saint-Laurent. Division de la gestion des océans, Pêches et Océans Canada régions du Québec, du Golfe, de Terre-Neuve-et-Labrador. MPO/2013-1898. https://publications.gc.ca/collections/collection_2025/mpo-dfo/Fs149-7-2025-fra.pdf
- MPO. 2023. Mise à jour sur l'état du stock de merlu argenté (*Merluccius bilinearis*) de plateau néo-écossais dans les divisions 4VWX de l'OPANO. Secrétariat canadien des avis scientifique du MPO. Réponse des Sciences 2023/015. <https://waves-vagues.dfo-mpo.gc.ca/library-bibliotheque/41108607.pdf>
- MPO. 2025. Mise à jour de l'état des stocks de crevette nordique (*Pandalus borealis*) de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent en 2024. Secrétariat canadien des avis scientifique du MPO. Réponse des Sciences 2025/002. https://publications.gc.ca/collections/collection_2025/mpo-dfo/fs70-7/Fs70-7-2025-002-fra.pdf
- Nelson, J.A. et Chabot, D. 2024. 'Energy consumption : Metabolism', dans Alderman, S.L. et Gillis, T.E. (édit.) *Encyclopedia of Fish Physiology: From Mechanism to Application*, Second Edition. Cambridge, Elsevier Academic Press, p. 482–492.
- NOAA. 2024. Technical documentation, State of the ecosystem report. <https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/61794>
- Noss, R.F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: A hierarchical approach. *Conservation Biology* 4(4): 355-364. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.1990.tb00309.x>
- Nye, J.A., Joyce, T.M., Kwon, Y.O. et Link, J.S. 2011. Silver hake tracks changes in Northwest Atlantic circulation. *Nature Communications* 2: 412. <https://doi.org/10.1038/ncomms1420>
- Östman, Ö., Hommik, K., Bolund, E., Heikinheimo, O., Olin, M., Lejk, A.M., Svirsden, R., Smoliński, S., Olsson, J. et Travers-Trolet, M. 2023. Size-based indicators for assessments of ecological status of coastal fish communities. *ICES Journal of Marine Science* 80(10): 2478-2489. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsad158>

- Ouellette-Plante, J., Chabot, D., Nozères, C. et Bourdages, H. 2020. Régimes alimentaires de poissons démersaux provenant des relevés écosystémiques du NGCC *Teleost* dans l'estuaire et le nord du golfe du Saint-Laurent, août 2015-2017. Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques 3383: v + 124 p.
https://publications.gc.ca/collections/collection_2020/mpo-dfo/Fs97-6-3383-fra.pdf
- Perretti, C.T., Fogarty, M.J., Friedland, K.D., Hare, J.A., Lucey, S.M., McBride, R.S., Miller, T.J., Morse, R.E., O'Brien, L., Pereira, J.J., Smith, L.A. et Wuenschel, M.J. 2017. Regime shifts in fish recruitment on the Northeast US Continental Shelf. *Marine Ecology Progress Series* 574: 1-11. <https://doi.org/10.3354/meps12183>
- Perry, R.I. et Smith, S.J. 1994. Identifying habitat associations of marine fishes using survey data: an application to the Northwest Atlantic. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 51(3): 589-602. <https://doi.org/10.1139/f94-061>
- Pettitt-Wade, H., Loseto, L.L., Majewski, A. et Hussey, N.E. 2021. Cod movement ecology in a warming world: Circumpolar arctic gadids. *Fish and Fisheries* 22(3): 562-591.
<https://doi.org/10.1111/faf.12536>
- Pope, J.G., Rice, J.C., Daan, N., Jennings, S. et Gislason, H. 2006. Modelling an exploited marine fish community with 15 parameters – results from a simple size-based model. *ICES Journal of Marine Science* 63(6): 1029-1044. <https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2006.04.015>
- R Core Team. 2024. R: A Language and Environment for Statistical Computing_. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- Record, N., Pershing, A. et Rasher, D. 2024. Early warning of a cold wave in the Gulf of Maine. *Oceanography* 37(3): 6-9. <https://doi.org/10.5670/oceanog.2024.506>
- Rice, J.C. et Rochet, M.-J. 2005. A framework for selecting a suite of indicators for fisheries management. *ICES Journal of Marine Science* 62(3): 516-527.
<https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2005.01.003>
- Rochet, M.-J. et Trenkel, V.M. 2003. Which community indicators can measure the impact of fishing? A review and proposals. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60(1): 86-99. <https://doi.org/10.1139/f02-164>
- Rogers, L.A., Stige, L.C., Olsen, E.M., Knutsen, H., Chan, K.S. et Stenseth, N.C. 2011. Climate and population density drive changes in cod body size throughout a century on the Norwegian coast. *Proceedings of the National Academy of Sciences (Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America)* 108(5): 1961-1966.
<https://doi.org/10.1073/pnas.1010314108>
- Roux, M. J. et Pedreschi, D. 2024. ICES framework for ecosystem-informed science and advice (FEISA). *ICES Cooperative Research Reports* 359: 39 pp.
<https://doi.org/10.17895/ices.pub.25266790>
- Salois, S.L., Hyde, K.J.W., Silver, A., Lowman, B.A., Gangopadhyay, A., Gawarkiewicz, G., Mercer, A.J.M., Manderson, J.P., Gaichas, S.K., Hocking, D.J., Galuardi, B., Jones, A.W., Kaelin, J., DiDomenico, G., Almeida, K., Bright, B. et Lapp, M. 2023. Shelf break exchange processes influence the availability of the northern shortfin squid, *Illex illecebrosus*, in the Northwest Atlantic. *Fisheries Oceanography* 32(5): 461-478.
<https://doi.org/10.1111/fog.12640>

- Saucier, F.J., Roy, F., Gilbert, D., Pellerin, P. et Ritchie, H. 2003. Modeling the formation and circulation processes of water masses and sea ice in the Gulf of St. Lawrence, Canada. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 108(C8): 3269. <https://doi.org/10.1029/2000JC000686>
- Savenkoff, C., Gagné, J.A., Gilbert, M., Castonguay, M., Chabot, D., Chassé, J., Comtois, S., Dutil, J.-D., Galbraith, P.S., Gosselin, J.-F., Grégoire, F., Larocque, R., Larouche, P., Lavoie, D., Lebeuf, M., Lesage, V., Maps, F., McQuinn, I.H., Mosnier, A., Nozères, C., Ouellet, P., Plourde, S., Sainte-Marie, B., Savard, L., Scarratt, M. et Starr, M. 2017. Le concept d'approche écosystémique appliqué à l'estuaire maritime du Saint-Laurent (Canada). *Environmental Reviews* 25(1): 26-96. <https://doi.org/10.1139/er-2015-0083>
- Senay, C. et Duplisea, D. 2024. Potentiels de capture de sébastes (*Sebastes mentella* et *S. fasciatus*) dans l'unité 1. Secrétariat canadien des avis scientifique du MPO. Document de recherche 2024/031: iv + 12 p. <https://open-science.canada.ca/items/58a95f19-c7c0-4e7b-b2d9-40926b45643d>
- Senay, C., Rousseau, S., Brûlé, C., Chavarria, C., Isabel, L., Parent, G.J., Chabot, D. et Duplisea, D. 2023. État des stocks des sébastes (*Sebastes mentella* et *S. fasciatus*) de l'unité 1 en 2021. Secrétariat canadien des avis scientifiques du MPO. Document de recherche 2023/036: xi + 125. <https://waves-vagues.dfo-mpo.gc.ca/library-bibliotheque/41187453.pdf>
- Senay, C., Poissant, D., Bourdages, H., Chavarria, C., Benoît, H. et Blais, M. en préparation. État des stocks des sébastes (*Sebastes mentella* et *S. fasciatus*) de l'unité 1 et 2 en 2024. Secrétariat canadien des avis scientifiques du MPO. Document de recherche 20XX/XXX: XX + XXX.
- Shin, Y.-J., Rochet, M.-J., Jennings, S., Field, J.G. et Gislason, H. 2005. Using size-based indicators to evaluate the ecosystem effects of fishing. *ICES Journal of Marine Science* 62(3): 384-396. <https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2005.01.004>
- Shin, Y.-J., Shannon, L.J., Bundy, A., Coll, M., Aydin, K., Bez, N., Blanchard, J.L., Borges, M.d.F., Diallo, I., Diaz, E., Heymans, J.J., Hill, L., Johannesen, E., Jouffre, D., Kifani, S., Labrosse, P., Link, J.S., Mackinson, S., Masski, H., Möllmann, C., Neira, S., Ojaveer, H., Ould Mohammed Abdallahi, K., Perry, I., Thiao, D., Yemane, D. et Cury, P.M. 2010. Using indicators for evaluating, comparing, and communicating the ecological status of exploited marine ecosystems. 2. Setting the scene. *ICES Journal of Marine Science* 67(4): 692-716. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsp294>
- Stevenson, R.D. et Woods, W.A., Jr. 2006. Condition indices for conservation: new uses for evolving tools. *Integrative and Comparative Biology* 46(6): 1169-1190. <https://doi.org/10.1093/icb/icl052>
- Tam, J.C., Link, J.S., Rossberg, A.G., Rogers, S.I., Levin, P.S., Rochet, M.-J., Bundy, A., Belgrano, A., Libralato, S., Tomczak, M., van de Wolfshaar, K., Pranovi, F., Gorokhova, E., Large, S.I., Niquil, N., Greenstreet, S.P.R., Druon, J.-N., Lesutiene, J., Johansen, M., Preciado, I., Patricio, J., Palialexis, A., Tett, P., Johansen, G.O., Houle, J., Rindorf, A. et Hunsicker, M. 2017. Towards ecosystem-based management: identifying operational food-web indicators for marine ecosystems. *ICES Journal of Marine Science* 74(7): 2040-2052. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsw230>

- Ten Caten, C., Holian, L. et Dallas, T. 2022. Weak but consistent abundance–occupancy relationships across taxa, space and time. *Global Ecology and Biogeography* 31(5): 968-977. <https://doi.org/10.1111/geb.13472>
- Turcotte, F., Ricard, D., McDermid, J.L., Sutton, J.T. et Sylvain, F.-É. 2025. Évaluation du stock jusqu'en 2022 et exigences scientifiques pour le plan de rétablissement de la Merluche blanche (*Urophycis tenuis*) du sud du golfe du Saint-Laurent, division 4T de l'OPANO. Secrétariat canadien des avis scientifiques du MPO. Document de recherche 2025/008: v + 82 p. https://publications.gc.ca/collections/collection_2025/mpo-dfo/fs70-5/Fs70-5-2025-008-fra.pdf
- van Denderen, P.D., Plaza-Morlote, M., Vaz, S., Wijnhoven, S., Borja, A., Fernandez-Arcaya, U., González-Irusta, J.M., Hansen, J.L.S., Katsiaras, N., Pierucci, A., Serrano, A., Reizopoulou, S., Papadopoulou, N., Sköld, M., Smith, C.J., Nygård, H., Van Hoey, G., Dinesen, G.E., Virtanen, E.A., Boyé, A., García-Alegre, A., Bellas, J., Bolam, S., Muñoz, P.D., Sacau, M., Riva, G., Kenchington, E., Raicevich, S., Reid, D., Roux, M.J., Hiddink, J.G. et Valanko, S. 2024. Complementarity and sensitivity of benthic state indicators to bottom-trawl fishing disturbance. *Ecological Applications* 34(8): e3050. <https://doi.org/10.1002/eap.3050>
- Volkoff, H. et Rønnestad, I. 2020. Effects of temperature on feeding and digestive processes in fish. *Temperature (Austin)* 7(4): 307-320. <https://doi.org/10.1080/23328940.2020.1765950>
- Webb, T.J., Noble, D. et Freckleton, R.P. 2007. Abundance-occupancy dynamics in a human dominated environment: linking interspecific and intraspecific trends in British farmland and woodland birds. *Journal of Animal Ecology* 76(1): 123-134. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2006.01192.x>
- Wood, S.N. 2011. Fast stable restricted maximum likelihood and marginal likelihood estimation of semiparametric generalized linear models. *Journal of the Royal Statistical Society Series B: Statistical Methodology* 73(1): 3-36. <https://doi.org/10.1111/j.1467-9868.2010.00749.x>
- Zeileis, A., Leisch, F., Hornik, K. et Kleiber, C. 2002. strucchange: An R package for testing for structural change in linear regression models. *Journal of Statistical Software* 7(2). <https://doi.org/10.18637/jss.v007.i02>

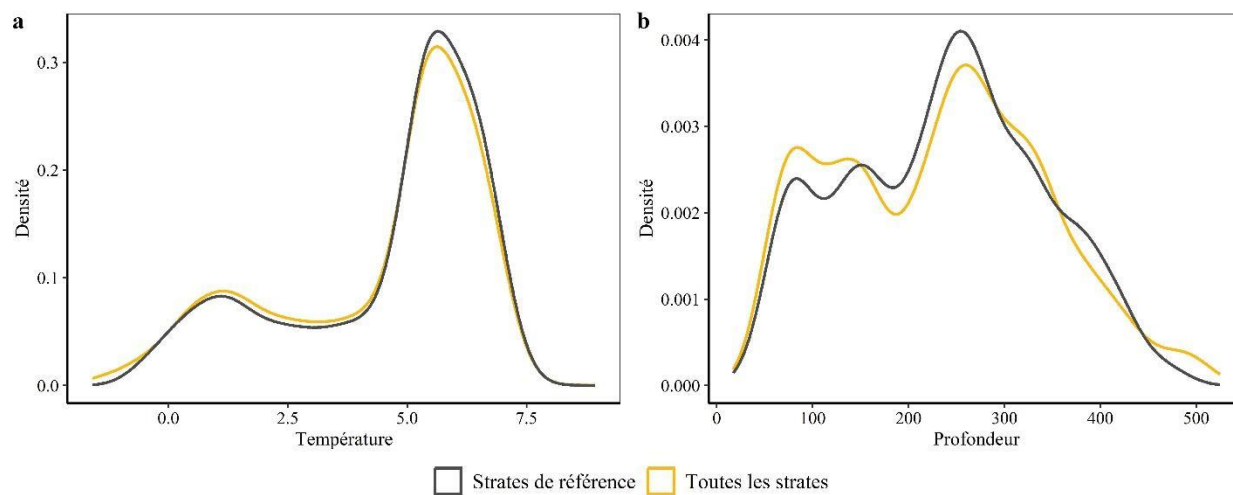
ANNEXES

Annexe A. Nombre de traits réussis par année, profondeur moyenne et RAE associées à chaque strate du relevé écosystémique annuel du nord du golfe du Saint-Laurent. Les strates de référence sont affichées en gris.

Strate	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	Profondeur	RAE
401	3	3	3	3	0	3	3	2	2	3	2	2	2	2	1	2	2	0	2	232	3,5
402	3	3	3	3	3	3	3	3	2	3	2	2	2	2	2	2	3	2	2	245	3,5
403	3	3	3	3	3	3	3	2	2	3	2	2	1	2	2	1	1	1	2	247	1,3,5
404	3	3	3	3	0	3	3	3	2	3	2	2	2	2	2	2	2	0	2	333	3
405	3	3	3	3	3	3	3	3	2	3	2	2	2	2	2	2	3	2	2	329	3
406	4	4	4	3	3	3	4	3	3	4	4	4	3	3	4	5	3	2	4	346	1,3,5
407	3	3	3	3	0	3	3	2	4	4	2	3	4	3	3	3	4	1	2	450	3
408	4	4	4	4	3	3	4	3	4	4	2	4	3	2	2	2	4	2	3	400	1,3
409	3	3	3	3	3	3	2	3	2	2	2	2	2	2	2	4	2	2	2	235	1
410	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	2	2	3	4	1	3	2	311	1
411	3	3	3	3	3	3	3	3	3	2	3	3	3	2	3	4	3	0	3	317	1,10
412	3	3	3	3	3	3	3	3	2	2	2	2	2	2	2	3	2	0	2	254	1,10
413	3	3	3	3	3	3	3	2	2	2	2	2	2	2	1	3	2	0	2	328	10
414	3	3	2	1	3	3	2	3	2	2	2	0	2	1	0	3	1	0	1	248	10
801	3	3	3	3	2	3	3	3	3	3	2	3	3	3	2	2	3	3	2	304	2
802	2	3	3	3	0	3	3	3	3	3	2	3	3	3	2	2	2	2	2	461	3
803	6	8	8	7	3	6	7	3	10	8	5	8	8	4	4	5	8	3	6	421	3
804	3	3	3	3	3	3	3	3	4	4	4	4	3	3	3	3	2	2	2	383	1,3
805	8	7	7	6	4	5	7	5	7	7	9	7	5	6	6	11	7	5	8	319	1
806	3	3	2	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	2	2	3	333	1,3
807	3	3	3	3	3	2	3	3	4	4	4	4	3	2	3	2	5	2	3	329	3
808	3	3	3	3	2	3	3	2	4	4	4	4	4	0	2	3	4	2	2	316	2,3
809	3	3	3	3	3	3	2	3	3	3	4	3	3	0	3	2	3	2	2	303	2,3
810	3	3	4	3	0	3	3	2	3	2	2	2	2	1	1	2	2	1	2	335	3
811	3	3	3	2	2	2	3	2	2	2	2	2	2	0	2	2	2	2	2	239	2,3
812	5	4	5	4	5	3	5	3	8	7	6	6	5	6	5	5	8	5	6	243	2

813	5	3	5	3	4	4	6	3	6	6	4	3	5	5	6	4	5	4	6	229	2
814	3	3	3	3	3	3	3	3	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	231	2
815	5	5	6	5	5	3	6	4	6	7	6	6	5	6	4	7	7	5	6	266	2
816	7	7	7	6	4	4	3	6	6	8	7	7	5	6	4	6	6	6	7	242	2
817	5	5	4	5	3	3	4	4	5	4	6	6	5	5	6	7	6	5	5	245	1
818	4	4	2	4	3	4	3	3	4	5	4	5	4	4	5	2	3	3	4	243	1,3
819	2	3	3	2	3	3	3	3	2	2	2	2	2	1	2	0	3	2	2	247	2,3
820	3	3	3	3	0	2	3	3	3	3	2	3	3	0	2	3	2	2	2	132	3
821	3	3	3	3	2	4	3	3	3	2	2	3	3	0	2	1	2	2	1	126	2,3
822	4	4	4	3	4	2	4	2	5	3	4	2	3	4	5	4	5	2	5	138	2
823	3	3	3	3	2	3	3	3	3	3	2	2	3	3	2	2	3	2	2	145	2
824	3	3	3	3	2	3	3	2	2	2	1	2	2	2	2	2	2	2	1	150	2
827	4	4	3	3	3	2	3	2	2	3	3	3	4	0	2	3	4	2	3	141	2
828	3	3	3	3	3	2	2	2	2	2	2	4	4	3	2	3	2	2	2	145	1,2
829	4	4	3	2	3	2	2	3	2	4	3	2	3	1	2	3	3	3	3	132	2
830	3	3	3	3	3	3	2	3	2	4	4	3	3	3	2	3	3	2	3	144	1,2,3
831	3	3	3	3	3	3	3	2	2	2	2	2	2	1	2	2	1	1	2	154	1
832	4	5	5	3	4	3	6	4	4	4	3	5	5	4	5	4	5	4	6	152	1
833	3	3	3	3	3	3	3	1	2	2	2	2	2	2	1	2	2	1	2	83	2
835	5	5	5	4	0	4	5	2	4	3	3	4	4	0	3	1	1	2	3	72	2,3
836	5	3	5	4	3	4	4	3	5	5	2	3	4	3	5	3	4	3	4	71	2
837	4	3	5	3	3	2	5	1	4	4	3	3	2	3	3	3	2	2	3	74	2,4
838	6	3	6	0	0	3	5	0	6	4	5	3	5	3	5	3	4	0	5	67	2,4
839	6	5	4	3	3	2	2	3	2	3	2	2	2	1	1	3	4	1	2	68	1,2
840	3	0	3	0	0	1	3	0	2	3	2	0	1	0	2	0	2	0	2	120	2,4
841	3	3	2	3	3	3	2	3	2	2	2	2	1	2	1	2	2	1	1	66	1,2,3
851	0	0	3	3	3	3	3	3	2	2	2	2	2	1	1	4	2	0	2	70	1,10
852	0	0	3	3	3	3	2	3	2	2	2	1	2	2	1	4	2	0	2	139	1,10
854	0	0	3	3	3	2	2	2	2	2	2	2	2	0	1	2	2	0	2	75	10
855	0	0	3	4	3	2	3	3	2	2	2	2	2	1	1	3	2	0	2	136	10

Annexe B. Distribution des températures et des profondeurs échantillonnées dans toutes les strates et dans les strates de référence uniquement, entre 2006 et 2024.



Annexe C. Valeurs de température médiane correspondant au 10^{ième}, 50^{ième} et 90^{ième} percentiles des captures selon les courbes de densité cumulative en fonction de la température réalisées pour les taxons capturés dans un minimum de 15 stations annuellement (N = nombre d'années correspondant à ce critère).

Nom français	Nom latin	N	p10	p50	p90
Myxine de vase	<i>Myxine limosa</i>	19	5,33	5,77	6,01
Aiguillat noir	<i>Centroscyllium fabricii</i>	17	5,64	5,95	6,02
Raie épineuse	<i>Amblyraja radiata</i>	19	4,00	5,75	6,24
Raie lisse	<i>Malacoraja senta</i>	19	4,69	5,84	6,29
Hareng atlantique	<i>Clupea harengus</i>	19	1,64	3,64	5,24
Capelan	<i>Mallotus villosus</i>	19	0,43	1,62	5,28
Grande argentine	<i>Argentina silus</i>	7	6,21	6,74	6,98
Poissons des profondeurs	Myctophiformes	13	5,26	5,86	5,93
Lussion blanc	<i>Arctozenus risso</i>	19	5,33	5,76	6,25
Morue franche	<i>Gadus morhua</i>	19	0,30	2,39	4,78
Ogac	<i>Gadus macrocephalus</i>	1	-0,81	0,69	2,52
Merluce à longues nageoires	<i>Phycis chesteri</i>	19	5,38	5,66	5,90
Merluce blanche	<i>Urophycis tenuis</i>	19	5,43	5,98	6,42
Merlu argenté	<i>Merluccius bilinearis</i>	18	4,84	5,89	6,51
Saïda franc	<i>Boreogadus saida</i>	10	0,43	1,68	4,53
Motelle à quatre barbillons	<i>Enchelyopus cimbrius</i>	19	4,92	5,75	5,85
Grenadier du grand Banc	<i>Nezumia bairdii</i>	19	5,64	5,78	6,05
Maquereau bleu	<i>Scomber scombrus</i>	11	2,05	5,25	6,48
Lançons	<i>Ammodytes</i> sp.	8	0,57	5,32	6,37
Loup atlantique	<i>Anarhichas lupus</i>	19	0,23	1,45	3,67
Loup tacheté	<i>Anarhichas minor</i>	1	-0,87	-0,56	2,80
Quatre-lignes atlantique	<i>Eumesogrammus praecisus</i>	18	0,17	1,14	2,54
Lompénie-serpent	<i>Lumpenus lampretaeformis</i>	18	1,02	2,45	3,76
Lompénie tachetée	<i>Leptoclinus maculatus</i>	19	0,22	1,37	2,66
Terrassier tacheté	<i>Cryptacanthodes maculatus</i>	1	5,01	5,14	5,41
Lycode du Labrador	<i>Lycodes lavalaei</i>	16	-0,27	0,84	1,93
Lycode à carreaux	<i>Lycodes vahlii</i>	18	1,40	3,25	5,22
Molasse atlantique	<i>Melanostigma atlanticum</i>	19	5,41	5,73	5,81
Unernak caméléon	<i>Gymnelus viridis</i>	1	-1,50	-1,23	0,12
Lycode à tête longue	<i>Lycenchelys verrillii</i>	3	3,43	5,19	5,68
Sébastes	<i>Sebastes</i> sp.	19	5,18	6,00	6,41
Hameçons sp.	<i>Artediellus</i> sp.	19	0,28	2,48	6,03
Faux-trigle armé	<i>Triglops murrayi</i>	19	-0,46	0,57	2,07
Chaboisseau à épines courtes	<i>Myoxocephalus scorpius</i>	17	0,22	1,21	2,41
Tricorne arctique	<i>Gymnocanthus tricuspis</i>	18	-0,13	1,28	4,10
Icèle à deux cornes	<i>Icelus bicornis</i>	1	-1,03	0,81	1,51
Icèle spatulée	<i>Icelus spatula</i>	2	-0,11	0,73	1,60
Agone atlantique	<i>Leptagonus decagonus</i>	15	0,59	1,60	3,34
Poisson-alligator atlantique	<i>Aspidophoroides monoptyerygius</i>	18	0,38	1,72	3,46
Petite poule Terre-Neuve	<i>Eumicrotremus terraenovae</i>	17	-0,79	0,22	1,59

Grosse poule de mer	<i>Cyclopterus lumpus</i>	17	1,68	4,04	5,61
Petite limace de mer	<i>Careproctus reinhardti</i>	1	0,90	4,33	5,14
Limace nébuleuse	<i>Liparis bathyarticus</i>	5	-1,16	0,74	1,52
Plie canadienne	<i>Hippoglossoides platessoides</i>	19	0,41	2,70	5,62
Plie grise	<i>Glyptocephalus cynoglossus</i>	19	2,23	5,43	6,00
Flétan du Groenland, turbot	<i>Reinhardtius hippoglossoides</i>	19	5,10	5,75	6,00
Flétan atlantique	<i>Hippoglossus hippoglossus</i>	19	3,38	5,32	6,22
Baudroie d'Amérique	<i>Lophius americanus</i>	5	5,92	6,44	7,09
Méduse à croix blanche	<i>Staurostoma mertensii</i>	1	-0,41	0,93	6,31
Méduse (<i>P. lactea</i>)	<i>Ptychogena lactea</i>	9	4,00	5,32	6,05
Siphonophore (<i>S. corona</i>)	<i>Stephalia corona</i>	1	6,35	6,71	7,01
Crinière de lion	<i>Cyanea capillata</i>	15	0,71	5,39	6,32
Méduse de lune	<i>Aurelia aurita</i>	2	3,83	5,91	6,24
Méduse à couronne	<i>Periphylla periphylla</i>	12	5,73	6,15	6,54
Anémone (<i>H. digitata</i>)	<i>Hormathia digitata</i>	7	1,42	4,13	5,84
Zoanthide (<i>E. erdmanni</i>)	<i>Epizoanthus erdmanni</i>	2	3,38	6,46	6,95
Anémone (<i>B. tuediae</i>)	<i>Bolocera tuediae</i>	19	5,31	5,84	6,01
Anémone (<i>S. nexilis</i>)	<i>Stephanauge nexilis</i>	6	5,43	5,88	6,08
Anémone (<i>A. callosa</i>)	<i>Actinostola callosa</i>	18	5,22	5,64	5,84
Anémone noduleuse	<i>Hormathia nodosa</i>	1	-0,54	0,87	3,72
Anémone marbrée	<i>Stomphia coccinea</i>	17	0,23	1,68	4,98
Anémone (<i>A. cristata</i>)	<i>Actinauge cristata</i>	18	5,55	5,69	5,97
Corail mou (<i>D. florida</i>)	<i>Duva florida</i>	3	1,68	5,18	5,86
Framboise de mer	<i>Gersemia rubiformis</i>	16	-0,05	0,98	2,16
Corail mou (<i>D. glomerata</i>)	<i>Drifa glomerata</i>	10	0,21	0,97	5,85
Plume de mer (<i>P. aculeata</i>)	<i>Pennatula aculeata</i>	18	5,00	5,81	6,26
Plume de mer (<i>P. grandis</i>)	<i>Ptilella grandis</i>	14	5,88	6,02	6,27
Plume de mer (<i>B. finmarchica</i>)	<i>Balticina finmarchica</i>	13	5,72	6,12	6,22
Plume de mer (<i>A. grandiflorum</i>)	<i>Anthoptilum grandiflorum</i>	15	5,79	5,93	6,18
Madrépore (<i>F. alabastrum</i>)	<i>Flabellum (Ulocyathus) alabastrum</i>	1	5,66	6,19	6,84
Bryozoaire (<i>S. securifrons</i>)	<i>Securiflustra securifrons</i>	1	-1,40	0,38	5,96
Térébratule du Nord	<i>Terebratulina septentrionalis</i>	4	1,83	4,13	5,72
Margarite rosé du Nord	<i>Margarites costalis</i>	2	-0,99	1,93	2,36
Pied-de-pélican	<i>Arrhoges occidentalis</i>	17	1,36	6,26	6,41
Buccins (<i>Buccinum</i> sp.)	<i>Buccinum</i> sp.	19	1,40	5,19	5,68
Neptunée commune du nord	<i>Neptunea despecta</i>	1	0,46	4,26	5,15
Céphalaspide (<i>S. punctostriatus</i>)	<i>Scaphander punctostriatus</i>	13	4,55	5,97	6,45
Nudibranche (<i>C. villosa</i>)	<i>Colga villosa</i>	1	-0,24	1,68	3,34
Bivalve (<i>M. thraciaeformis</i>)	<i>Megayoldia thraciaeformis</i>	15	5,42	5,75	6,10
Moules (<i>Mytilus</i> sp.)	<i>Mytilus</i> sp.	1	3,10	5,72	6,08
Pétoncle d'Islande	<i>Chlamys islandica</i>	8	0,60	1,28	2,31
Coque d'Islande	<i>Ciliatocardium ciliatum</i>	1	0,43	0,50	2,31
Sépioles (<i>Rossia</i> sp.)	<i>Rossia</i> sp.	16	3,19	5,45	6,17
Encornet rouge nordique	<i>Illex illecebrosus</i>	17	4,35	5,86	6,50
Poulpe (<i>B. bairdii</i>)	<i>Bathypolypus bairdii</i>	19	5,24	5,76	6,25

Souris de mer (<i>A. hastata</i>)	<i>Aphrodita hastata</i>	5	5,93	5,95	6,82
Polychète (<i>L. filicornis</i>)	<i>Laetmonice filicornis</i>	12	6,01	6,32	6,50
Araignées de mer	<i>Nymphon</i> sp.	14	1,63	3,91	5,66
Gammaride (<i>R. aculeata</i>)	<i>Rhachotropis aculeata</i>	10	-0,46	0,18	1,40
Gammarides (<i>Anonyx</i> sp.)	<i>Anonyx</i> sp.	2	-0,41	0,69	2,58
Gammaride (<i>S. inflatus</i>)	<i>Stegocephalus inflatus</i>	7	0,27	3,44	5,53
Crevette (<i>E. arcticus</i>)	<i>Eusergestes arcticus</i>	2	5,53	5,78	5,96
Sivade rose	<i>Pasiphaea multidentata</i>	19	5,63	5,78	6,17
Bouc Arctique	<i>Eualus fabricii</i>	7	-0,21	1,11	2,31
Bouc du Groenland	<i>Eualus macilentus</i>	12	0,19	1,06	1,84
Bouc (<i>E. gaimardii</i>)	<i>Eualus gaimardii</i>	2	-0,49	0,30	3,79
Bouc perroquet (<i>S. spinus</i>)	<i>Spirontocaris spinus</i>	14	-1,03	0,23	1,46
Bouc épineux (<i>S. liljeborgii</i>)	<i>Spirontocaris liljeborgii</i>	18	3,48	5,41	6,14
Bouc (<i>L. groenlandicus</i>)	<i>Lebbeus groenlandicus</i>	4	-1,33	0,28	2,40
Bouc (<i>L. polaris</i>)	<i>Lebbeus polaris</i>	19	-0,63	1,26	4,91
Crevette nordique	<i>Pandalus borealis</i>	19	3,03	5,58	6,18
Crevette ésope	<i>Pandalus montagui</i>	19	0,39	1,51	3,24
Crevette (<i>A. propinquus</i>)	<i>Atlantopandalus propinquus</i>	7	6,21	6,56	6,79
Crevette de roche	<i>Sclerocrangon boreas</i>	6	0,06	1,38	3,90
Crevette (<i>S. septemcarinata</i>)	<i>Sabinea septemcarinata</i>	18	-0,54	0,65	2,15
Crevette (<i>S. sarsii</i>)	<i>Sabinea sarsii</i>	3	1,64	4,60	5,18
Crevette (<i>P. norvegicus</i>)	<i>Pontophilus norvegicus</i>	19	5,53	6,02	6,40
Crevette verte	<i>Argis dentata</i>	18	-0,37	1,17	1,91
Galathée à rostre courbé	<i>Munidopsis curvirostra</i>	14	5,22	5,36	5,57
Bernard l'hermite	<i>Pagurus</i> sp.	13	-0,11	1,80	4,56
Crabe épineux du Nord	<i>Lithodes maja</i>	19	5,52	5,83	6,31
Crabe des neiges	<i>Chionoecetes opilio</i>	19	1,18	3,80	5,40
Crabe lyre araignée	<i>Hyas araneus</i>	12	-0,11	1,48	3,07
Crabe lyre arctique	<i>Hyas alutaceus</i>	19	-0,90	0,61	2,57
Oursins (<i>Strongylocentrotus</i> sp.)	<i>Strongylocentrotus</i> sp.	19	0,00	1,37	2,99
Oursin cœur	<i>Brisaster fragilis</i>	19	5,31	5,64	5,85
Étoile de mer (<i>C. crispatus</i>)	<i>Ctenodiscus crispatus</i>	19	4,69	5,57	5,79
Étoile de mer (<i>P. militaris</i>)	<i>Pteraster militaris</i>	9	-0,62	0,56	3,29
Étoile de mer (<i>P. pulvillus</i>)	<i>Pteraster pulvillus</i>	2	-0,67	-0,37	2,12
Étoile de mer (<i>C. granularis</i>)	<i>Ceramaster granularis</i>	13	4,07	5,65	6,60
Étoile de mer (<i>H. phrygiana</i>)	<i>Hippasteria phrygiana</i>	19	3,63	5,65	6,06
Étoile de mer (<i>P. parelii</i>)	<i>Pseudarchaster parelii</i>	4	3,38	6,15	6,92
Soleil de mer pourpre	<i>Solaster endeca</i>	1	-0,85	0,36	3,12
Soleil de mer épineux	<i>Crossaster papposus</i>	18	0,03	1,53	3,68
Étoiles de mer (<i>Henricia</i> sp.)	<i>Henricia</i> sp.	19	0,55	3,61	6,17
Étoile de mer polaire (<i>L. polaris</i>)	<i>Leptasterias (Hexasterias) polaris</i>	1	-0,62	1,50	2,35
Étoile de mer du Groenland	<i>Leptasterias groenlandica</i>	5	0,86	1,19	3,34
Étoile de mer (<i>P. andromeda</i>)	<i>Psilaster andromeda</i>	8	3,77	5,77	6,04
Gorgonocéphale (<i>G. arcticus</i>)	<i>Gorgonocephalus arcticus</i>	17	-0,52	1,06	2,03
Ophiure (<i>O. sarsii</i>)	<i>Ophiura sarsii</i>	19	5,10	5,54	5,65

Ophiure épineuse	<i>Ophiacantha bidentata</i>	11	0,08	1,58	3,52
Ophiure paquerette	<i>Ophiopholis aculeata</i>	19	0,72	1,43	3,72
Ophiure (<i>O. glacialis</i>)	<i>Ophioscolex glacialis</i>	3	5,54	6,28	6,70
Ascidie (<i>Ascidia</i> sp.)	<i>Ascidia</i> sp.	12	4,69	6,42	6,76
Ascidie (<i>E. vitreum</i>)	<i>Eudistoma vitreum</i>	2	0,57	1,19	4,15
Patate de mer (<i>B. ovifera</i>)	<i>Boltenia ovifera</i>	10	0,60	1,31	3,30

Annexe D. Paramètres (ordonnée à l'origine $\ln(a)$ et pente (b)) de la relation longueur-poids calculée pour chaque taxon inclus dans l'indicateur de la condition calculés avec les données de longueur-poids disponibles pour l'ensemble de la série (2006-2024).

Nom français	Nom latin	$\ln(a)$	b
Myxine de vase	<i>Myxine limosa</i>	-12,3180	2,7681
Raie épineuse	<i>Amblyraja radiata</i>	-12,8316	3,2121
Raie lisse	<i>Malacoraja senta</i>	-12,8943	3,1015
Hareng atlantique	<i>Clupea harengus</i>	-13,9742	3,3831
Capelan	<i>Mallotus villosus</i>	-14,3951	3,4077
Lussion blanc	<i>Arctozenus risso</i>	-17,9893	3,8023
Morue franche	<i>Gadus morhua</i>	-12,2415	3,0956
Merluche à longues nageoires	<i>Phycis chesteri</i>	-14,6223	3,4626
Merluche blanche	<i>Urophycis tenuis</i>	-13,5324	3,2937
Motelle à quatre barbillons	<i>Enchelyopus cimbrius</i>	-12,7556	3,0635
Grenadier du Grand Banc	<i>Nezumia bairdii</i>	-14,2419	3,2660
Loup atlantique	<i>Anarhichas lupus</i>	-12,1453	3,0709
Lompénie-serpent	<i>Lumpenus lampretaeformis</i>	-10,1126	2,3297
Sébastes	<i>Sebastes</i> sp.	-12,5420	3,2438
Faux-trigle armé	<i>Triglops murrayi</i>	-13,1670	3,2711
Plie canadienne	<i>Hippoglossoides platessoides</i>	-13,0371	3,2155
Plie grise	<i>Glyptocephalus cynoglossus</i>	-14,0276	3,3441
Flétan du Groenland, Turbot	<i>Reinhardtius hippoglossoides</i>	-13,0140	3,2246
Flétan atlantique	<i>Hippoglossus hippoglossus</i>	-12,6668	3,1851

Annexe E. Valeurs annuelles des relations interspécifiques d'occupation-abondance pour la communauté de poissons et d'invertébrés du nord du golfe du Saint-Laurent.

Année	R^2	Pente	p value
2006	0,18	4,40	0,06
2007	0,28	5,35	< 0,05
2008	0,19	4,37	0,05
2009	0,13	3,38	0,11
2010	0,19	3,83	0,06
2011	0,11	2,98	0,16
2012	0,27	5,13	< 0,05
2013	0,15	3,54	0,09
2014	0,23	4,17	< 0,05
2015	0,52	6,34	< 0,05
2016	0,40	4,87	< 0,05
2017	0,27	4,00	< 0,05
2018	0,24	3,38	< 0,05
2019	0,17	2,55	0,07
2020	0,10	2,89	0,17
2021	0,36	4,44	< 0,05
2022	0,32	4,01	< 0,05
2023	0,21	4,13	< 0,05
2024	0,12	3,28	0,14