



Pêches et Océans
Canada

Fisheries and Oceans
Canada

Sciences des écosystèmes
et des océans

Ecosystems and
Oceans Science

Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS)

Document de recherche 2023/045

Région du Québec

Les conditions océanographiques chimiques et biologiques dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent en 2021

M. Blais, P. S. Galbraith, S. Plourde, C. Lehoux et L. Devine

Pêches et Océans Canada
Institut Maurice-Lamontagne
850 route de la Mer, C.P. 1000
Mont-Joli, Qc, G5H 3Z4

Avant-propos

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

Publié par :

Pêches et Océans Canada
Secrétariat canadien des avis scientifiques
200, rue Kent
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

<http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/>
csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca



© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par le ministre du
ministère des Pêches et des Océans, 2023

ISSN 2292-4272

ISBN 978-0-660-48918-6 N° cat. Fs70-5/2023-045F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Blais, M., Galbraith, P.S., Plourde, S., Lehoux, C. et Devine, L. 2023. Les conditions océanographiques chimiques et biologiques dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent en 2021. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2023/045. iv + 76 p.

Also available in English:

Blais, M., Galbraith, P.S., Plourde, S., Lehoux, C. and Devine, L. 2023. Chemical and Biological Oceanographic Conditions in the Estuary and Gulf of St. Lawrence during 2021. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2023/045. iv + 74 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	iv
INTRODUCTION	1
MÉTHODES.....	1
RÉCOLTE D'ÉCHANTILLONS	1
OXYGÈNE	3
ÉLÉMENTS NUTRITIFS ET PHYTOPLANCTON	4
TÉLÉDÉTECTION DE LA COULEUR DE L'OCÉAN ET MÉTRIQUES DU BLOOM PRINTANIER	4
INDICES DE ZOOPLANCTON	6
TABLEAUX SYNOPTIQUES	7
OBSERVATIONS.....	8
ENVIRONNEMENT PHYSIQUE	8
OXYGÈNE DANS LA COUCHE PROFONDE	8
ÉLÉMENTS NUTRITIFS ET PHYTOPLANCTON	8
Stations de monitoring à haute fréquence	9
Régions du golfe	10
Télé-détection de la couleur de l'océan et métriques du bloom printanier	11
ZOOPLANCTON.....	12
Stations de monitoring à haute fréquence	12
Régions du golfe	13
Phénologie des copépodes	14
Tableaux synoptiques	14
DISCUSSION.....	15
CONDITIONS ENVIRONNEMENTALES.....	15
PHYTOPLANCTON	17
ZOOPLANCTON.....	18
PERSPECTIVES	19
SOMMAIRE	21
REMERCIEMENTS	22
RÉFÉRENCES CITÉES	22
TABLEAUX	25
FIGURES	26
ANNEXES.....	68

RÉSUMÉ

Un aperçu des conditions océanographiques, chimiques et biologiques du golfe du Saint-Laurent en 2021 est présenté dans le cadre du Programme de Monitoring de la Zone Atlantique (PMZA). Les données du PMZA, ainsi que celles provenant de programmes de monitoring régionaux, sont analysées et présentées en fonction des moyennes à long terme (climatologie), dans le contexte d'un réchauffement ayant commencé en 2010. Ces moyennes à long terme sont habituellement calculées à partir des données récoltées pour la période 1999-2020. Les concentrations d'oxygène dissous à 300 m ont atteint des minimums record dans le nord-ouest et le centre du golfe, ainsi que dans le détroit de Cabot. Les inventaires de nitrates dans la couche de surface (0-50 m) du golfe étaient près de la normale ou sous la normale, avec des minimums record dans l'estuaire et le nord-ouest du golfe. Les inventaires de nitrates de la couche intermédiaire (50-150 m) étaient aussi sous la normale dans ces deux sous-régions, mais au-dessus de la normale dans les autres régions. Dans la couche profonde (150 m-fond), des anomalies positives ont été trouvées dans toutes les régions du golfe, avec des maximums record partout, sauf dans l'estuaire. Des anomalies positives de nitrate ont été mesurées régulièrement depuis 2012 dans le centre du golfe et le détroit de Cabot, en lien avec l'entrée d'eaux chaudes et salées, mais elles ont été plutôt rares dans l'estuaire au cours de la dernière décennie. L'augmentation récente de l'inventaire de nitrates dans la couche profonde est principalement associée à des anomalies négatives du ratio N:P ainsi qu'à des anomalies positives du ratio Si:N. Les inventaires annuels de la chlorophylle *a* intégrée verticalement (chl *a*; 0-100 m) étaient près de la normale dans toutes les régions, sauf l'estuaire et le nord-ouest du golfe où ils étaient au-dessus de la normale. Dans ces sous-régions, les deuxièmes inventaires les plus élevés de chl *a* intégrée verticalement ont été enregistrés à l'automne. La plupart des régions ont régulièrement montré des inventaires de chl *a* au-dessus de la normale l'automne depuis 2014 environ. En revanche, la biomasse de phytoplancton estimée à partir des observations satellitaires a principalement montré des anomalies négatives dans la plupart des polygones de couleur de l'océan au cours des quatre dernières années, incluant plusieurs minimums record dans les moyennes annuelles et automnales de 2021. Les métriques du bloom printanier étaient principalement près de la normale ou légèrement négatives. Ainsi, le bloom était généralement dans les temps, mais un peu moins intense qu'à l'habitude. La biomasse de zooplancton était près de la normale ou sous la normale partout dans le golfe, avec un minimum record dans la région de l'estuaire et du nord-ouest du golfe. L'abondance annuelle de *Calanus finmarchicus* était près de la normale, excepté à la station de Rimouski, où elle était légèrement au-dessus de la normale. L'abondance de *C. hyperboreus* a présenté des anomalies négatives partout, incluant un minimum record dans le nord-est du golfe. Les abondances des petits calanoïdes étaient à des niveaux record à la station de Rimouski et dans la région de l'estuaire/nord-ouest du golfe, et au-dessus de la normale sur le plateau madelinien, incluant la station de la vallée de Shediac. Les abondances des copépodes d'eau chaude étaient elles aussi à des niveaux record dans la région de l'estuaire/nord-ouest du golfe, le nord-est du golfe et le plateau madelinien; et au-dessus de la normale dans les autres régions. Les abondances des copépodes d'eau froide étaient soit près ou au-dessus de la normale, et atteignaient des niveaux records aux deux stations de monitoring à haute fréquence. La caractérisation de la phénologie de *C. finmarchicus* à la station de Rimouski indique que le pic de jeunes stades copépodites (CI-CIII) était de loin le pic le plus précoce et celui qui a duré le plus longtemps depuis le début de la série temporelle.

INTRODUCTION

Mis en œuvre en 1998 (Therriault *et al.* 1998), le Programme de Monitoring de la Zone Atlantique (PMZA) vise à permettre à Pêches et Océans Canada (MPO) de :

1. mieux comprendre, décrire et prévoir l'état de l'écosystème marin; et
2. quantifier les changements des propriétés physiques, chimiques et biologiques de l'océan ainsi que les relations prédateur-proie des ressources marines.

Le PMZA fournit des données pour appuyer le développement durable des activités océaniques. L'évaluation annuelle de la répartition et de la variabilité des éléments nutritifs ainsi que des communautés planctoniques qui en dépendent est un élément essentiel du programme d'observation du PMZA.

Une description de la répartition spatio-temporelle de l'oxygène dissous, des éléments nutritifs (nitrate, silicate, phosphate) et des concentrations de chlorophylle *a* (chl *a*) dans l'eau de mer, fournit des données importantes sur les mouvements des masses d'eau ainsi que sur l'emplacement, le moment et l'ampleur des cycles de production biologique. Une description de la répartition du phytoplancton et du zooplancton fournit des données importantes sur les organismes qui constituent la base du réseau trophique marin. La compréhension des cycles de production du plancton est essentielle pour une approche écosystémique de la gestion des pêches.

Le PMZA tire ses renseignements sur l'état de l'écosystème marin de données recueillies dans un réseau de lieux d'échantillonnage (stations de monitoring à haute fréquence et sections transversales du plateau) qui se trouvent dans chaque région du MPO (Québec, Golfe, Maritimes et Terre-Neuve-et-Labrador; voir la figure 1 pour connaître l'emplacement des stations dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent) et qui sont échantillonnées à une fréquence variant d'hebdomadaire à annuelle. Le plan d'échantillonnage fournit des renseignements précieux sur la variabilité naturelle des propriétés physiques, chimiques et biologiques du plateau continental de l'Atlantique Nord-Ouest : les sections transversales fournissent un aperçu à grande échelle des conditions, mais elles offrent une couverture saisonnière limitée tandis que les sites de monitoring à haute fréquence placés à des endroits stratégiques complètent l'échantillonnage en fournissant des données détaillées sur les variations saisonnières des propriétés de l'écosystème. Dans les années récentes, les senseurs des bouées océanographiques Viking ont également complété les observations de base avec des données à résolution temporelle plus élevée.

Dans le présent document, nous passons en revue les conditions océanographiques, chimiques et biologiques (niveaux trophiques inférieurs) du golfe du Saint-Laurent en 2021. Les conditions océanographiques physiques qui prévalaient en 2021 sont décrites dans Galbraith *et al.* (2022).

MÉTHODES

RÉCOLTE D'ÉCHANTILLONS

Toutes les étapes de collecte et de traitement des échantillons respectent les normes du protocole du PMZA (Mitchell *et al.* 2002). Les mesures de terrain comprises dans le présent rapport ont été réalisées le long de sept sections au cours de relevés effectués en hiver, en été et à l'automne (habituellement en mars, juin et novembre) chaque année, et à deux stations de monitoring à haute fréquence (Figure 1). Pour la première fois, les mesures de terrain faites dans le cadre des relevés multidisciplinaires (au mois d'août et septembre; ci-après « relevés

de fin d'été ») et durant le relevé d'œufs de maquereau (juin; collecte d'échantillons de zooplancton seulement) sont incluses dans notre rapport pour toutes les années (2006-2020) pour lesquelles des données sont disponibles. Dans le présent document, les sept sections, ainsi que les stations supplémentaires échantillonnées entre les sections, sont regroupées en quatre régions principales pour lesquelles les indices biochimiques sont rapportés (Figure 2) :

1. Estuaire et nord-ouest du golfe : cette région est généralement profonde (> 200 m) et froide en été. Elle est fortement influencée par les eaux de ruissellement du fleuve Saint-Laurent ainsi que par les eaux froides et denses du chenal laurentien;
2. Nord-est du golfe : cette région, comportant des chenaux profonds et un plateau relativement large (< 100 m), est caractérisée par une salinité de surface élevée et directement influencée par l'intrusion d'eaux des plateaux du Labrador et de Terre-Neuve via le détroit de Belle-Isle;
3. Centre du golfe et détroit de Cabot : cette région est généralement profonde (> 200 m) et est directement influencée par des eaux profondes qui se mélangent au niveau de la pente continentale (les eaux chaudes du centre Nord-Atlantique qui ont la signature du Gulf Stream et les eaux froides du courant du Labrador) et qui entrent dans le golfe via le détroit de Cabot;
4. Plateau madelinien : cette région est peu profonde (< 100 m) et chaude en été. Elle est grandement influencée par le courant de Gaspé.

Ces régions sont légèrement différentes de celles utilisées dans les rapports précédents et sont les mêmes que celles utilisées dans le golfe dans le cadre de [l'approche écosystémique](#) récemment mise en œuvre au sein du MPO. Lorsqu'il y a suffisamment de données, les indices biochimiques sont parfois présentés pour les sous-divisions des régions (Figure 1, ci-après « sous-région ») pour mieux définir les patrons spatiaux. Considérant le peu de données biochimiques disponibles dans Mécatina, Northumberland et Laurentien Hermitage (Figure 1), les divers indices de ce rapport ne sont pas rapportés pour ces régions.

Le tableau 1 fournit des détails sur les relevés d'échantillonnage de 2020 et les figures 2 et 3 résument l'effort d'échantillonnage durant les relevés PMZA saisonniers ainsi qu'aux stations de monitoring à haute fréquence. La station de Rimouski (profondeur de 320 m) est échantillonnée depuis 1991 à une fréquence hebdomadaire ou presque en été; une à deux fois par mois du printemps et à la fin de l'automne; et rarement en hiver (à l'exception du relevé d'hiver) en raison de la glace. Elle a été incluse dans l'examen annuel des conditions environnementales du PMZA depuis 2004 afin de représenter les conditions dans l'estuaire du Saint-Laurent et le nord-ouest du golfe. Depuis le début du PMZA, la station de la vallée de Shediac (profondeur de 84 m) représente les conditions sur le plateau madelinien et l'écoulement des eaux de l'estuaire. La fréquence d'échantillonnage y est plutôt mensuelle lors des bonnes années entre mai et novembre et encore moins élevée de janvier à avril. La station de la vallée de Shediac a été visitée à neuf occasions en 2021, mais quatre de ces visites ont eu lieu à l'intérieur d'une période de deux jours, en septembre. En plus des visites aux stations de monitoring à haute fréquence, des bouées océanographiques Viking équipées de senseurs de surface pour la température, la salinité et la fluorescence (collecte de données toutes les 30 minutes) sont déployées aux stations de monitoring à haute fréquence depuis 2002 pour la station Rimouski et depuis 2004 pour la station de la vallée de Shediac. Depuis 2018 (Rimouski) et 2019 (vallée de Shediac), les bouées sont aussi équipées de profileurs automatiques. En 2021, ces profileurs ont conduit 246 profils complets à la station de la vallée de Shediac, et 114 profils complets jusqu'à 320 m à la station de Rimouski. Le déploiement des bouées Viking a habituellement lieu à la fin du mois d'avril ou au début mai, et la récupération de la bouée se fait généralement à la fin octobre ou au début novembre.

L'échantillonnage des sections et des sites de monitoring à haute fréquence comprend un profil de conductivité, température, profondeur (CTD) [température, salinité, fluorescence, oxygène dissous] ainsi que l'échantillonnage d'eau à l'aide de bouteilles Niskin (surface, 5 m, 15 m, 25 m, 50 m, 100 m, 200 m, 300 m, 400 m, fond). L'eau recueillie dans les bouteilles Niskin est destinée à l'analyse de l'oxygène dissous (méthode de Winkler), des éléments nutritifs (Autoanalyseur Technicon ou Seal Analytical), de la chl *a* (fluorimètre) ainsi qu'à l'identification du phytoplancton (microscopie inversée) (Mitchell *et al.* 2002). Enfin, pour la plupart des relevés, le mésozooplancton (< 1 cm) a été échantillonné à l'aide d'un filet vertical (diamètre de 75 cm, mailles de 200 µm) déployé du fond vers la surface afin de procéder à l'identification et aux mesures de biomasse. Durant le relevé d'œufs de maquereau, cependant, l'échantillonnage du zooplancton diffère : la colonne d'eau (de la surface jusqu'à un maximum de 50 m) est échantillonnée avec un filet bongo dont la taille de maille est de 333 µm (61 cm de diamètre) en utilisant des traits obliques doubles pour un minimum de 10 minutes tout en se déplaçant à ~2,5 nœuds (Ouellet 1987; Grégoire *et al.* 2014). Une correction qui tient compte de la distribution verticale du mésozooplancton dans toute la colonne d'eau permet d'estimer leur abondance dans les eaux plus profondes que 50 m (Lehoux *et al.* 2020). Cependant, une validation avec des échantillons indépendants a révélé que la correction pour les eaux profondes ne fonctionnait pas bien pour les stations plus profondes que 200 m (C. Lehoux, MPO, Mont-Joli, QC; données non publiées). Conséquemment, les stations plus profondes que 200 m (environ 5 ou 6 stations par année) ont été retirées de l'analyse. Des taxonomistes sont responsables de l'identification, des comptes et des mesures de biomasse pour les échantillons de zooplancton récoltés durant les relevés réguliers du PMZA (début de l'été et automne), alors que les échantillons récoltés durant les relevés multidisciplinaires de fin d'été et durant le relevé d'œufs de maquereau sont analysés à partir d'une procédure semi-automatisée développée avec le logiciel [Zoolmage 5.5.2](#) (Grosjean *et al.* 2018) suivant la méthodologie décrite dans Plourde *et al.* (2019). Les scanners à plat utilisés pour le décompte et l'identification du zooplancton ont été changés au début 2022. Pour fournir une série temporelle qui est comparable entre les années, les estimés d'abondance de *Temora/Eurytemora* des échantillons analysés avec les nouveaux scanners ont été multipliés par 2 et par 1,5 pour le relevé multidisciplinaire de la fin d'été et pour le relevé d'œufs de maquereau, respectivement (la procédure d'intercalibration est décrite en détail à l'annexe 1). Puisque les méthodes diffèrent et que la taille de maille du filet utilisé durant le relevé d'œufs de maquereau est plus grande, les divers indices de grands calanoïdes développés à partir de Zoolmage ne tiennent compte que des stades copépodites CIV-CVI, et ces données ne sont pas incluses dans les estimés annuels d'anomalies.

OXYGÈNE

On utilise la concentration d'oxygène à 300 m comme indicateur de monitoring des conditions hypoxiques dans le golfe. La concentration d'oxygène est mesurée à l'aide d'une sonde Sea-Bird SBE43 montée sur la CTD; la sonde est étalonnée par rapport à des échantillons d'eau de mer prélevés et analysés par titration selon la méthode de Winkler à chaque profil vertical (pour la procédure d'étalonnage, voir les notes 61.1, 61.2 et 61.3 sur l'[application Sea-Bird](#)). Nous présentons ici la distribution des concentrations annuelles moyennes d'oxygène dans la couche profonde du golfe, obtenues avec la sonde CTD, ainsi que les séries chronologiques des concentrations annuelles moyennes d'oxygène en profondeur basées sur une interpolation par pondération de la distance inverse sur une grille de 2 km². Dans le dernier rapport (Blais *et al.* 2021b), les séries temporelles ont été inversées entre le centre du golfe et le détroit de Cabot; elles ont été corrigées dans ce rapport.

ÉLÉMENTS NUTRITIFS ET PHYTOPLANCTON

Les données sur la chl *a* et les éléments nutritifs recueillis le long des sections du PMZA et aux sites de monitoring à haute fréquence ont été intégrées à divers intervalles de profondeur (p. ex. 0-100 m pour la chl *a*; 0-50 m et 50-150 m pour les éléments nutritifs) en utilisant l'intégration numérique trapézoïdale. En 2016 et 2017, les profils verticaux des éléments nutritifs dans le golfe ont révélé que les concentrations de nitrate étaient homogènes dans les 50 m supérieurs de la colonne d'eau durant l'hiver. Donc, pour les années lors desquelles les profils verticaux de nutriment ne sont pas disponibles, incluant 2020, les valeurs intégrées de nitrate du relevé hivernal ont été calculées en utilisant les concentrations en surface (2 m) × 50 m, en supposant que les concentrations de nitrate sont homogènes dans la couche de mélange hivernale à ce moment de l'année.

Dans le présent document, une description détaillée des patrons saisonniers et interannuels est fournie pour différents indices nutritifs et phytoplanctoniques. La chl *a* est utilisée comme un proxy pour la biomasse de phytoplancton. Pour les stations de monitoring à haute fréquence, nous présentons les distributions verticales et saisonnières du nitrate et de la chl *a*, ainsi que l'abondance saisonnière du phytoplancton et sa composition taxonomique en termes de taxons dominants. L'identification taxonomique est seulement faite pour les échantillons de phytoplancton prélevés aux stations de monitoring à haute fréquence. Le ratio entre les diatomées et les flagellées, ou celui entre les diatomées et les dinoflagellés est utilisé comme un proxy de la structure de taille de la communauté de phytoplancton. Pour les régions du golfe décrites ci-dessus, nous présentons les séries temporelles des inventaires annuels et saisonniers de nitrates, des ratios nutritifs (N:P et Si :N) et de la chl *a* intégrés sur différentes couches de la colonne d'eau, ainsi que leur distribution spatiale. La consommation printanière des nutriments a été estimée en fonction de la différence entre les concentrations de nitrates de mars et juin (0-50 m), et cette consommation est utilisée comme un proxy de la production printanière de phytoplancton puisque l'échantillonnage a lieu après le bloom printanier. Les anomalies de chaque indice ont été calculées (voir la section Tableaux synoptiques ci-dessous) pour les stations de monitoring à haute fréquence et les sous-régions du golfe.

TÉLÉDÉTECTION DE LA COULEUR DE L'OCÉAN ET MÉTRIQUES DU BLOOM PRINTANIER

Les données satellitaires sur la couleur de l'océan fournissent des images à grande échelle de la biomasse phytoplanctonique en surface (chl *a*) dans tout l'Atlantique Nord-Ouest. Nous avons utilisé des images satellitaires composites journalières de quatre polygones du golfe (nord-ouest et nord-est du golfe, plateau madelinien et détroit de Cabot; voir la figure 4 pour les emplacements) pour compléter les observations faites à partir de navires, particulièrement en ce qui concerne la phénologie de la floraison printanière, et pour accroître la couverture saisonnière et spatiale et ainsi fournir une interprétation plus juste des données récoltées durant les relevés en mer. Cependant, puisque l'imagerie de la couleur de l'océan ne renseigne pas au sujet de la dynamique qui prend place en deçà des quelques mètres supérieurs de la colonne d'eau, cette information doit être utilisée en complémentarité avec les données in situ.

Il est à noter que les boîtes de couleur de l'océan ont été révisées dans ce rapport par rapport aux anciens rapports (2019 et plus vieux) afin de réduire les biais possibles dans les estimations de chl *a* associés aux eaux côtières et à l'eau douce. Tous les polygones sélectionnés pour les données d'imagerie satellitaire se trouvent à l'extérieur du panache du fleuve Saint-Laurent puisque les données des endroits influencés par cette eau douce ne sont pas fiables en raison de leur turbidité et de l'apport fluvial de matières colorées provenant de la terre; les polygones ne sont pas adjacents à la côte pour les mêmes raisons. C'est aussi ce qui

explique que les métriques du bloom printanier dans l'estuaire ne peuvent pas être obtenues à partir des données de couleur de l'océan. De plus, dans l'estuaire, l'importance du bloom printanier pour le réseau trophique n'est pas claire considérant que la production primaire est généralement maintenue pendant l'été et au début de l'automne via les épisodes de brassage qui y sont fréquents, comparativement aux autres régions du golfe où le bloom printanier représente le principal apport de nourriture de l'année pour le zooplancton. Pour ces raisons, nous ne présentons pas d'estimations des métriques de bloom printanier dans l'estuaire. Cependant, de l'information à haute résolution temporelle est disponible sur les dynamiques du phytoplancton à la surface de l'estuaire grâce à la sonde de fluorescence de surface de la bouée océanographique Viking située près de la station Rimouski et cette information est présentée dans ce document. Pour accroître la précision des estimés journaliers de chl *a*, les données de la sonde de la bouée sont calibrées contre les concentrations de chl *a* mesurées dans les échantillons d'eau récoltés à chaque semaine à la station Rimouski.

La biomasse de phytoplancton en surface a été estimée à partir des données sur la couleur de l'océan recueillies par le capteur « Aqua » du « Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer » ([MODIS](#)) lancé par la NASA en juillet 2002 (résolution spatiale de 4 km). Dans le présent rapport, les données de MODIS de 2003 à 2021 sont utilisées pour construire une série temporelle continue de la chl *a* en surface dans les quatre boîtes de couleur de l'océan (Figure 4). La calibration et le traitement des données en continu permettent d'assurer la qualité des données tout au long de la série temporelle MODIS (Xiong *et al.* 2020). Les rapports précédents (avant 2020) utilisaient une combinaison de satellites ([SeaWiFS](#), [MODIS](#), [VIIRS](#)) pour construire une série temporelle débutant en 1998. Cependant, puisque l'uniformité entre les estimés de chl *a* obtenus à partir des trois satellites n'a pas été comparée dans les eaux du golfe, il a été décidé qu'il valait mieux travailler à partir d'un seul satellite pour réduire le biais au fil de la série temporelle.

Les images satellitaires composites de réflectance par télédétection provenant du « [NASA's Goddard Space Flight Center](#) » ont été converties en chl *a* en utilisant un algorithme basé sur une fonction orthogonale empirique (EOF; Laliberté *et al.* 2018). Les concentrations journalières de chl *a* ont été moyennées pour chaque polygone de couleur de l'océan et ont été extraites en utilisant l'application [PhytoFit v1.0.0](#) (Clay et Layton 2020). Le moment (début et durée) de la floraison printanière de phytoplancton a été défini au moyen d'une fonction gaussienne temporelle journalière décalée symétrique (Zhai *et al.* 2011) qui a été lissée au moyen d'une fonction LOESS (acronyme de l'anglais « Locally Estimated Scatterplot Smoothing ») sur les jours présentant une couverture minimale de 20 % du polygone. Alors que la date de début (jour où on atteint 20 % de l'amplitude du bloom) et la durée de la floraison printanière sont obtenues à partir de la courbe gaussienne lissée, l'amplitude (valeur maximale de chl *a*) et l'intensité de la floraison (l'intégrale de la concentration de chl *a* sous la courbe de Gauss) ont plutôt été calculées à partir des données journalières de chl *a* dérivées des estimés satellitaires situées à l'intérieur de la période de floraison printanière définie par la courbe de Gauss. De plus, la biomasse de chl *a* moyenne au printemps (mars à mai), en été (juin à août) et en automne (septembre à novembre) ainsi que la moyenne annuelle (mars à novembre) ont été calculées. Pour chacune de ces mesures, nous avons calculé les anomalies annuelles normalisées (voir la section Tableaux synoptiques ci-dessous) afin de décrire les tendances temporelles entre les différentes boîtes de couleur de l'océan. À noter que les mois de janvier, février et décembre ne sont pas pris en compte en raison de la faible disponibilité des données (nuage, couvert de glace, angle réduit du soleil).

INDICES DE ZOOPLANCTON

Nous fournissons également une description détaillée des profils saisonniers pour différents indices de zooplancton. Pour les sites de monitoring à haute fréquence, nous présentons la biomasse totale de zooplancton (poids sec), l'abondance totale de copépodes et l'abondance relative des espèces de copépodes composant 95 % des taxons identifiés selon l'abondance. De plus, nous incluons les abondances et la composition selon le stade des *Pseudocalanus* spp. (station de Rimouski seulement) et de *Calanus finmarchicus*. En raison de son importance pour la biomasse totale de zooplancton dans le golfe, une description détaillée de *Calanus hyperboreus* est fournie pour les stations de Rimouski et de la vallée de Shediac. Nous présentons également la biomasse totale de zooplancton et l'abondance totale de *C. finmarchicus*, de *C. hyperboreus* et de *Pseudocalanus* spp. au printemps et à l'automne pour les régions du golfe, ainsi que des indices similaires (*C. finmarchicus*, *C. hyperboreus*, grands calanoïdes et petits calanoïdes) obtenus à partir des données récoltées lors du relevé d'œufs de maquereau et des relevés de fin d'été (Zoolmage). Comme les échantillons de zooplancton sont récoltés sur toute la colonne d'eau, les indices de zooplancton sont en fait des métriques intégrées verticalement.

Nous avons utilisé la série chronologique à la station de Rimouski pour décrire la phénologie de *C. finmarchicus* et son changement dans le temps parce qu'elle fait l'objet d'une identification des stades et d'un échantillonnage adéquats depuis 25 ans (1994). Cependant, la méthode d'échantillonnage a changé au cours de la série temporelle. De 1994 à 2004, avant l'utilisation des filets standards du PMZA (filet de 75 cm de diamètre avec des mailles de 200 µm tiré du fond à la surface) [Mitchell *et al.* 2002], l'abondance des stades copépodites de *C. finmarchicus* était déterminée à l'aide d'échantillons recueillis avec des filets à mailles de 333 µm (CIV à CVI) et 73 µm (CI à CIII), tirés du fond vers la surface et de 50 m à la surface respectivement, qui ont été analysés pendant six années (1994, 1996-2000) de la série chronologique (voir Plourde *et al.* 2009 pour connaître les détails). Lors d'autres années avant 2004 pour lesquelles des échantillons de 73 µm n'ont pas été analysés, l'abondance des stades CI à CIII dans les échantillons de 333 µm était ajustée selon une comparaison effectuée avec des filets ayant une taille de maille de 158 µm (S. Plourde, MPO, Mont-Joli, QC, données non publiées). La phénologie de *C. finmarchicus* a été décrite selon les étapes suivantes :

1. les données sur l'abondance relative des stades (individus/m²) ont été normalisées (proportion d'un stade copépodite/proportion maximale du stade copépodite) au cours de chaque année pour les stades CI à CIII, CIV, CV et CVI (mâles et femelles); et
2. les proportions relatives des stades ont été lissées à l'aide d'un algorithme LOESS.

Finalement, des anomalies ont été calculées (voir la section Tableaux synoptiques ci-dessous) pour la biomasse du zooplancton et pour l'abondance de plusieurs de zooplancton qui reflètent soit des taxons clés de copépodes, soit des groupes fonctionnels, ou encore différents groupes d'espèces indicatives de l'intrusion d'eau froide ou chaude, ou de conditions de température locales propres au golfe à la fois pour les stations de monitoring à haute fréquence et les régions du golfe. Seulement les échantillons récoltés pendant les campagnes d'échantillonnage régulières du PMZA (début de l'été et automne) et analysés par des taxonomistes sont inclus dans les calculs des anomalies annuelles régionales de zooplancton. Une liste détaillée des espèces comprises dans chaque indice général de copépodes est présentée à l'annexe 2. Occasionnellement, les taxonomistes ne parviennent pas à distinguer *C. finmarchicus* et *C. glacialis* et les considèrent dans une même catégorie. Depuis 2018, nous avons utilisé les résultats d'une étude génétique basée sur la longueur du prosome pour distinguer correctement ces espèces (Parent *et al.* 2011).

TABLEAUX SYNOPTIQUES

Les anomalies normalisées des indices chimiques et biologiques standards présentées dans les tableaux synoptiques ont été calculées pour les sites de monitoring à haute fréquence et les régions/sous-régions océanographiques. Ces anomalies sont calculées comme la différence entre la moyenne saisonnière ou annuelle de la variable et la moyenne de la variable pour la période de référence (habituellement 1999 à 2020 à moins qu'il soit spécifié autrement); ce nombre est ensuite divisé par l'écart-type de la période de référence pour calculer l'anomalie normalisée. En raison de la pandémie de la Covid-19, il n'y a pas eu de campagne océanographique dans le golfe en 2020, ainsi la climatologie pour la série temporelle saisonnière du début d'été est de 1999 à 2019.

Les anomalies sont présentées sous la forme de tableaux synoptiques où les anomalies positives sont indiquées en rouge, les anomalies négatives en bleu et les anomalies de $\pm 0,5$ écart-type en blanc (considérées comme des conditions normales, similaires à la climatologie). Un ensemble d'indices standard représentant les anomalies des concentrations d'éléments nutritifs, la biomasse du phytoplancton et la dynamique de floraison printanière, la biomasse du mésozooplancton et l'abondance des espèces et des groupes de mésozooplancton dominants (*C. finmarchicus*, *Pseudocalanus* spp., ensemble des copépodes et ensemble des non-copépodes) est produit pour chacune des grandes régions visées par le PMZA (Casault *et al.* 2022; Maillet *et al.* 2022). Pour que l'on puisse visualiser les profils de la variation environnementale à l'échelle de l'Atlantique nord-ouest, le document publié par le MPO (2022) présente un tableau synoptique par zone comprenant des observations provenant de toutes les grandes régions impliquées dans le PMZA.

Les anomalies annuelles de nutriments, des indices liés au phytoplancton ainsi que ceux liés au zooplancton sont basées sur l'estimation de la concentration annuelle moyenne (mmol m⁻² pour les nutriments et mg chl *a* m⁻² pour la biomasse de phytoplancton) ou la densité annuelle moyenne (cellules L⁻¹ pour l'abondance du phytoplancton et ind m⁻² pour l'abondance de zooplancton) à chaque station de monitoring à haute fréquence ainsi que pour chaque région/sous-région du golfe. Ces estimations d'abondance annuelle utilisent des modèles linéaires généraux (GLM) de la forme :

$$\log_{10}(Density + 1) = \alpha + \beta_{ANNÉE} + \delta_{MOIS} + \varepsilon$$

pour les stations à monitoring fréquent et :

$$\log_{10}(Density + 1) = \alpha + \beta_{ANNÉE} + \delta_{STATION} + \gamma_{SAISON} + \varepsilon$$

pour les régions et les sous-régions. La variable α est le point d'intersection et la variable ε est l'erreur. Le GLM est appliqué indépendamment à chaque région/sous-région océanographique. Pour les stations à monitoring fréquent, les variables β et δ représentent les effets catégoriques pour l'année et le mois, respectivement. Pour les régions/sous-régions, les variables β , δ et γ tiennent compte de l'effet de l'année, de la station et de la saison, respectivement. Les résultats des GLM (significativité des facteurs et R carré ajusté de la régression) sont présentés dans les annexes 3 à 7. Les données récoltées au cours de quatre saisons d'échantillonnage (hiver, début d'été, fin d'été et automne) sont incluses dans le GLM qui permet d'estimer la moyenne annuelle des inventaires de nutriments en surface; trois saisons sont incluses pour estimer les moyennes annuelles des inventaires nutritifs dans les autres couches de la colonne d'eau et pour les inventaires annuels de chl *a* (l'échantillonnage durant l'hiver est limité à la collecte d'échantillons de nutriments à la surface); et deux saisons permettent le calcul des estimations annuelles des divers indices de zooplancton (les échantillons analysés via Zoolmage sont présentés séparément). L'estimation de la moyenne par la méthode des moindres carrés basée

sur la somme des carrés de type III a été utilisée comme une mesure de l'effet général de l'année. Nous avons effectué une transformation logarithmique des valeurs de concentration et de densité avant de calculer les anomalies afin de compenser la distribution asymétrique des observations. La variable *Density* a été majorée d'une unité lorsqu'elle représente une valeur d'abondance afin d'inclure les observations dont la valeur est de 0.

OBSERVATIONS

ENVIRONNEMENT PHYSIQUE

La température et la salinité de la colonne d'eau ainsi que les conditions de glace en 2021 sont décrites en détail par Galbraith *et al.* (2022). Le volume maximal saisonnier de la glace de mer était très près du minimum record de 2010 et le volume de la couche hivernale mélangée était le deuxième plus faible de la série temporelle débutant en 1996 pour les eaux plus froides que -1 °C, et il était le plus faible pour les eaux plus froides que 0 °C. L'indice de température minimale moyennée sur la saison de la couche intermédiaire froide (CIF) était à sa valeur la plus élevée depuis 1980. La température moyenne de la couche de surface entre mai et novembre était la troisième plus élevée de toute la série temporelle. Depuis 2009, les températures des eaux profondes (> 150 m) ont augmenté partout dans le golfe et de nouveaux records ont été enregistrés à 150 m, 200 m, 250 m, et 300 m en 2021.

La stratification est un des paramètres physiques clés qui contrôlent la production primaire. C'est pourquoi nous présentons la stratification de la couche de surface aux stations de monitoring à haute fréquence (Figure 5). La faible décharge d'eau douce dans l'estuaire au printemps (Galbraith *et al.* 2022) a amené une stratification plus faible que la normale entre mai et juillet à la station de Rimouski. À la station de la vallée de Shediac, la stratification est restée près de la normale toute l'année à l'exception d'une forte anomalie positive en mars.

OXYGÈNE DANS LA COUCHE PROFONDE

Dans le golfe, une valeur de 100 µM d'oxygène dissous correspond à une saturation de 30 % environ, soit la limite en deçà de laquelle l'eau est considérée comme étant hypoxique et peut limiter la survie de certaines espèces telles que la morue Atlantique (Plante *et al.* 1998). Les teneurs les plus faibles en oxygène dissous (sous 20 % de saturation ces dernières années) sont enregistrées dans les eaux profondes à la tête du chenal laurentien, soit dans l'estuaire (Figure 6). En 2021, les concentrations d'oxygène dissous à 200 m, 250 m et 300 m étaient encore fortement sous la normale partout dans le chenal laurentien, et les plus fortes anomalies négatives ont été enregistrées à 200 m dans la sous-région du détroit de Cabot (Figure 6). À 300 m, les concentrations d'oxygène dissous ont atteint de nouveaux minimums records dans le nord-ouest et le centre du golfe, ainsi qu'au détroit de Cabot (Figure 7). À la station Rimouski et dans l'estuaire, les concentrations d'oxygène dissous ont été les deuxièmes plus faibles de la série temporelle, légèrement au-dessus des minimums records de 2020 (Figure 7). La combinaison des données du PMZA avec celles de la série temporelle de Gilbert *et al.* (2005) indiquent que les eaux profondes de l'estuaire présentent une hypoxie constante depuis 1984. Les concentrations d'oxygène dissous en 2021 étaient en moyenne de 46 µm, ce qui correspond à une saturation d'environ 15 % (Figure 7).

ÉLÉMENTS NUTRITIFS ET PHYTOPLANCTON

La répartition des principaux éléments nutritifs inorganiques dissous (nitrate, silicate, phosphate) compris dans le programme observationnel du PMZA covarient fortement dans l'espace et dans le temps (Brickman et Petrie 2003). Pour cette raison, et comme la disponibilité

de l'azote contrôle la croissance du phytoplancton dans les eaux côtières du golfe, le présent rapport met l'accent sur la variabilité des concentrations de nitrate, même s'il est aussi brièvement question de la répartition des autres éléments nutritifs. Dans le présent document, nous utilisons les termes « nitrate » ou « nitrates totaux » pour faire référence au mélange de nitrate et de nitrite ($\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$).

Stations de monitoring à haute fréquence

Les deux stations de monitoring à haute fréquence montrent habituellement une réduction dans l'inventaire de nitrates en surface liée à la consommation par le phytoplancton au printemps et au début de l'été et l'atteinte d'un minimum à l'été, le tout suivi d'une nouvelle augmentation à l'automne et au début de l'hiver alors que les processus de mélange de la colonne d'eau s'intensifient en raison des processus de refroidissement et du forçage par le vent (Figures 8a, b). Cependant, la chl *a* montrent des patrons saisonniers distincts entre les deux stations. La valeur maximale est atteinte durant l'été à la station de Rimouski (Figure 8c) alors qu'elle est atteinte au début du printemps avant de diminuer rapidement et de rester stable pour le reste de l'année à la station de la vallée de Shediac (Figure 8d). Suivant le bloom printanier, les inventaires de nitrates et de chl *a* sont approximativement de 2 à 3 fois plus élevées à la station Rimouski qu'à la station de la vallée de Shediac (Figure 8).

En 2021, à la station de Rimouski, les inventaires de nitrates dans la couche de surface étaient généralement près de la surface jusqu'en juin et très en dessous de la normale par la suite. Ils étaient associés à des inventaires de chl *a* qui étaient généralement près de la normale, à l'exception de quelques échantillons montrant de fortes biomasses de phytoplancton (Figures 8a, c). En général, l'inventaire annuel moyen de nitrate a enregistré un minimum record dans la couche de surface, alors qu'il était légèrement sous la normale et près de la normale dans les couches intermédiaires et profondes, respectivement (Figure 8, tableau synoptique). L'inventaire annuel moyen de chl *a* était au-dessus de la normale (Figure 8, tableau synoptique). La majeure partie de la biomasse de phytoplancton était dans les 15 m supérieurs de la colonne d'eau entre mai et novembre, où les inventaires de nitrates avaient été complètement consommés (Figure 9). Un important export de la biomasse de phytoplancton vers la couche profonde a été observé en juin et en juillet. Le renouvellement de nitrates dans la couche de surface a seulement débuté en décembre, alors qu'il débute habituellement à la fin de l'été ou au début de l'automne (Figures 8a, 9). À la station de la vallée de Shediac en 2021, les inventaires de nitrates en surface et de chl *a* étaient tous deux près ou en dessous de la normale (Figures 8b, 8d, 10), à l'exception des inventaires de nitrates mesurés en septembre qui étaient principalement au-dessus de la normale (Figure 8b). Les moyennes annuelles étaient sous la normale pour la chl *a* et les inventaires de nitrates en profondeur, et près de la normale pour les inventaires de nitrates en surface (Figure 8, tableau synoptique).

Les abondances de phytoplancton à la station Rimouski étaient généralement sous la normale au printemps et à l'été, à l'exception de deux échantillons récoltés en juin et en septembre qui ont montré de très fortes abondances, et près de la normale à l'automne (Figure 11a). La composition saisonnière de la communauté de phytoplancton avait une plus faible proportion de diatomées comparativement à la climatologie entre avril et novembre, et leur contribution a seulement commencé à augmenter à la mi-mai alors qu'elle augmente habituellement dès la mi-mars. En revanche, leur contribution était environ 10 fois plus élevée que la normale en novembre et décembre (Figures 11b, c). En général, l'abondance annuelle moyenne des diatomées a montré une anomalie légèrement positive alors que tous les autres groupes taxonomiques étaient près de la normale. Des anomalies négatives pour les dinoflagellés et des anomalies positives du ratio diatomée : dinoflagellé ont été observées régulièrement depuis 2014 (Figure 12). À la station de la vallée de Shediac, les abondances de phytoplancton étaient soit sous la normale ou près de la normale, et la contribution des diatomées était réduite en juin

et en juillet comparativement à la climatologie (Figure 13). Cette différence principale avec la climatologie s'est reflétée dans le tableau synoptique des anomalies annuelles avec un minimum record de diatomées en 2021. Les ciliés ont montré une petite anomalie positive alors que les abondances des autres groupes taxonomiques étaient normales (Figure 12).

Régions du golfe

La distribution des nitrates dans la couche de surface à l'hiver 2021 était légèrement différente de la climatologie, avec des inventaires inférieurs à la normale dans le nord du golfe et supérieurs à la normale du côté nord de l'Île-du-Prince-Édouard, dans le sud du golfe (Figure 14). La consommation présumée de nitrates au printemps était généralement près ou sous la normale, sauf pour les quelques secteurs qui avaient montré des anomalies positives de nitrates à l'hiver (Figure 14). Au début de l'été, les inventaires de nitrates étaient près ou sous la normale dans la couche de surface, et généralement près ou au-dessus de la normale dans les couches profondes, exception faite de l'estuaire et de la portion ouest de la sous-région nord-ouest du golfe où des anomalies négatives ont été observées dans les couches profondes (Figure 15). Les inventaires de nitrates à la fin de l'été et à l'automne ont également suivi ce patron général, sauf pour les anomalies positives retrouvées dans la couche de surface du plateau madelinien et du centre du golfe à la fin de l'été (Figures 16, 17).

Au final, en 2021, les anomalies de nitrates dans la couche de surface étaient négatives dans l'estuaire, le nord-ouest et le nord-est du golfe, et près de la normale dans les autres régions, avec des records minimums dans l'estuaire et le nord-ouest du golfe. Une régression linéaire de l'inventaire moyen annuel de nitrates dans le temps suggère une diminution significative ($p < 0,05$) de 15 à 35 % du contenu en nitrates dans toutes les régions sauf dans le nord-ouest du golfe au cours des vingt dernières années. De façon intéressante, le ratio N:P dans la couche de surface diminue également dans ces mêmes régions au cours de la série temporelle, mais cette diminution est seulement significative à la fin de l'été et à l'automne (régression linéaire; $p < 0,05$).

Dans les couches plus profondes, les anomalies de nitrates étaient généralement positives, sauf dans la couche intermédiaire de l'estuaire et du nord-ouest du golfe où elles étaient sous la normale (Figure 18). Les inventaires de nitrates étaient à des maximums records dans la couche profonde du nord-est du golfe. Depuis 2012, les inventaires de nitrates dans la couche profonde ont régulièrement montré des anomalies positives dans le détroit de Cabot et le centre du golfe. Le ratio C:Si:N:P de Redfield-Brzezinski, lequel suppose un équilibre entre la composition du phytoplancton et l'inventaire de nutriments de l'océan profond, est de 106:15:16:1 (Redfield 1958; Brzezinski 1985). Dans les eaux profondes du golfe, le ratio N:P est inférieur à cette valeur théorique et varie habituellement entre 9,5 et 13,5 (Figure 19), alors que le ratio Si:N ratio tend à être plus élevé que la valeur théorique, variant entre 1 et 2,2 (Figure 20). En 2021, le ratio N:P dans toutes les couches d'eau et toutes les régions était soit près de la normale ou sous celle-ci, incluant des minimums records dans l'estuaire et le nord-ouest du golfe, sauf pour des anomalies positives observées dans les couches intermédiaires du centre du golfe, du détroit de Cabot et du plateau madelinien (Figure 19). Le ratio Si:N a montré le patron opposé, avec des anomalies près de la normale ou positives dans toutes les couches d'eau et toutes les régions sauf la couche de surface du centre du golfe (Figure 20). De façon intéressante, le ratio N:P a principalement montré des anomalies négatives dans la couche profonde (150 m-fond) au cours des six dernières années, alors que les anomalies du ratio Si:N ont quant à elles été principalement positives dans la même couche. De plus, les climatologies de la couche profonde indiquent une diminution du ratio N:P et une augmentation du ratio Si:N à mesure que l'eau progresse dans les chenaux profonds depuis le détroit de Cabot, via le centre du golfe et le nord-ouest du golfe jusqu'à l'estuaire (Figures 19 et 20).

En 2021, la distribution saisonnière de la biomasse de phytoplancton était similaire à celle de la climatologie au début de l'été, a montré généralement une biomasse de phytoplancton moindre dans la plupart des régions du golfe à la fin de l'été, et était associée à des anomalies mixtes à l'automne – des anomalies positives dans les secteurs les plus à l'ouest et à l'est, et des anomalies neutres ou négatives entre les deux (Figure 21). Ces patrons se reflètent dans les séries temporelles saisonnières des anomalies (Figure 22). Au début de l'été, les anomalies étaient près de la normale ou positives alors qu'elles étaient principalement négatives à la fin de l'été. Les séries temporelles suggèrent aussi la présence d'un bloom automnal dans l'estuaire pour une quatrième année consécutive ainsi que dans le nord-ouest du golfe où les inventaires de chl *a* ont enregistré un record maximal (Figure 22). La moyenne annuelle générale était près de la normale sauf dans l'estuaire et le nord-ouest du golfe où c'était au-dessus de la climatologie en raison des forts blooms automnaux dans ces sous-régions, avec un maximum record de biomasse de phytoplancton dans le nord-ouest du golfe (Figure 22). En retirant l'effet du moment de la campagne d'échantillonnage PMZA via la sélection des données récoltées à l'intérieur d'une période de deux semaines (27 oct.-6 nov.), des régressions linéaires suggèrent que l'augmentation de la biomasse de phytoplancton à l'automne est significative au cours de la série temporelle dans l'estuaire ($p < 0,01$), le plateau madelinien ($p = 0,02$), et dans la région du centre du golfe/détroit de Cabot ($p < 0,001$), et presque significative dans le nord-est du golfe ($p = 0,075$). Dans ces régions, cela correspond à une augmentation moyenne de la biomasse automnale de 60 % en comparant le début et la fin de la série temporelle.

Ces grands patrons spatiaux sont relativement similaires aux conditions locales retrouvées aux stations de monitoring à haute fréquence, avec des concentrations de nitrates en dessous de la normale dans la couche de surface et des inventaires de chl *a* au-dessus de la normale à la station Rimouski et dans l'estuaire, ainsi que des inventaires de nitrates près de la normale dans la couche de surface de la station de la vallée de Shediac et sur le plateau madelinien (Figure 8).

Téledétection de la couleur de l'océan et métriques du bloom printanier

Selon l'imagerie satellitaire, le bloom printanier de phytoplancton a débuté au début d'avril et a connu son pic dans la deuxième moitié d'avril dans la plupart des polygones de couleur de l'océan (Figures 23, 24). Les concentrations maximums de chl *a* dans la couche de surface au printemps avoisinaient les 2 mg chl *a* m⁻³ dans le golfe et elles étaient près de la climatologie (Figure 23). Dans l'estuaire, représenté par la station Rimouski, la biomasse de phytoplancton à la surface se maintient généralement aux environs de 4 mg chl *a* m⁻³ d'avril à septembre (Figure 23). En 2021, la biomasse de phytoplancton en surface était soit près ou sous cette valeur à la station de Rimouski (Figure 23). La distribution de la chl *a* de surface à l'automne suggère que les anomalies étaient généralement négatives durant cette saison partout dans le golfe sauf pour le bloom automnal qui était quelque peu visible à la surface dans certains petits secteurs du nord-ouest du golfe en novembre (Figure 25). Ce bloom automnal a également été détecté à la surface de l'estuaire, tel que suggéré par les concentrations au-dessus de la normale de chl *a* en octobre et en novembre à la station Rimouski (Figure 23).

Les métriques du bloom printanier étaient près de la normale dans tous les polygones ou alors elles ont montré de faibles anomalies négatives, à l'exception d'un début de bloom légèrement plus tard que la normale sur le plateau madelinien (anomalie positive). Donc, en général, le moment du bloom était similaire à la climatologie et le bloom était moins intense que la normale en termes d'intensité et d'amplitude (Figure 26). Les troisième et quatrième intensités de bloom les plus faibles ont été enregistrées dans les polygones du nord-ouest du golfe et sur le plateau madelinien (Figure 26). La biomasse de phytoplancton à la surface a atteint des records minimums dans plusieurs des polygones, particulièrement à l'été et à l'automne (Figure 26).

Dans une certaine mesure, les concentrations de chl *a* estimées par les observations satellitaires sont en accord avec les observations in situ, considérant que plusieurs polygones/régions ont montré des anomalies négatives durant l'année, particulièrement à la fin de l'été (Figure 22). Cependant, le contraste principal s'observe à l'automne alors que les données de terrain suggèrent un important bloom automnal dans le nord-ouest du golfe et un bloom automnal modéré au niveau du détroit de Canot. Ces patrons opposés pourraient être causés par la structure verticale du phytoplancton dans la colonne d'eau et suggèrent que le bloom automnal a possiblement eu lieu sous les premiers mètres de la surface. De plus, les anomalies saisonnières dérivées des satellites sont basées sur des périodes de trois mois alors que l'échantillonnage en mer est généralement complété à l'intérieur de quelques jours dans chaque région du golfe (le moment des campagnes d'échantillonnage du PMZA est indiqué à la figure 23). Cette différence dans l'échelle de temps peut expliquer les divergences entre les données in situ et celles issues de la couleur de l'océan. Aussi, le biais dans les données satellitaires à l'automne en raison du couvert nuageux accru à cette période de l'année, de même que le moment de l'échantillonnage en mer pourraient expliquer les différences entre les deux types de données.

ZOOPLANCTON

Stations de monitoring à haute fréquence

En 2021, la biomasse de zooplancton à la station Rimouski a suivi la climatologie mensuelle, avec des valeurs principalement près de la normale au printemps et à l'été, sauf pour deux biomasses élevées en juin et des biomasses sous la normale à l'automne (Figure 27a). À la station de la vallée de Shediac, la biomasse de zooplancton était également près de la normale sauf pour la valeur plus faible que la normale en mai (Figure 27b).

À la station de Rimouski, les abondances totales de copépodes étaient près de la normale au printemps et au début de l'été, et elles ont ensuite augmenté à des valeurs bien au-dessus de la normale de la fin de l'été jusqu'à tard dans l'automne (Figure 28a). À l'été, les abondances relatives de *Microcalanus* spp. et de *Metridia longa* étaient plus élevées que la normale aux dépens de *C. hyperboreus* dont l'abondance relative était beaucoup plus faible que la normale à partir du mois de juin. L'augmentation soudaine de l'abondance de copépodes à la fin de l'été était associée avec une grande proportion (environ 20 %) de *Temora longicornis*, qui ne fait pas partie des taxons de copépodes dominants (ceux qui composent 95 % de l'abondance totale des copépodes)[Figures 28b, c]. *Oithona similis* a aussi montré une proportion environ deux fois plus élevée que la climatologie en octobre (Figures 28b, c).

L'abondance des copépodes à la station de la vallée de Shediac était normale en mai et a ensuite oscillé entre des valeurs au-dessus et en dessous de la normale durant les quelques visites à la station (Figure 29a). La composition de la communauté était aussi relativement similaire à la climatologie durant le mois de mai malgré la présence de *C. glacialis* qui représentait environ 5 % de la communauté de copépodes alors qu'il ne fait pas partie du 95 % de taxons dominant la climatologie. En juin et en juillet, *Oithona similis* et *Pseudocalanus* spp. ont respectivement occupé de plus grandes proportions qu'à l'habitude et l'abondance relative de *Temora longicornis* en octobre était deux fois plus élevée que sa valeur normale. À partir de juin, l'abondance relative des grands *Calanus* était inférieure à la climatologie (Figure 29b, c).

Il y a un changement marqué entre des abondances de *C. finmarchicus* qui sont près des valeurs normales entre avril et juin, et des abondances au-dessus des normales à partir de juillet à la station Rimouski en 2021 (Figure 30a). Cette augmentation soudaine fait suite à un pic de jeunes stades copépodites en juin et elle était accompagnée par une contribution plus élevée que la normale des stades CIV et CV à la population (Figures 30b, c). En novembre, la

population de *C. finmarchicus* était presque exclusivement composée de stade pré-adultes (CV) et d'une petite proportion d'adultes (CVI). À la station de la vallée de Shediac, l'abondance de *C. finmarchicus* était soit près de la climatologie ou légèrement sous la climatologie. Hormis l'absence de jeunes stades copépodites en juillet, la composition de stade était relativement similaire à la normale, avec une proportion légèrement plus élevée que la normale du pic de jeunes stades copépodites (CI-CIII) en mai et en octobre (Figures 30e, f).

Les abondances de *C. hyperboreus* étaient généralement sous la normale à la station de Rimouski sauf pour deux fortes abondances en juin (Figure 31a). Le pic de jeunes stades copépodites s'est produit dans les temps, mais il était plus grand que la climatologie (Figures 31b, c). À la station de la vallée de Shediac, l'abondance et la composition en stades étaient toutes deux similaires à la climatologie (Figures 31d, e, f). En 2021, les abondances de *Pseudocalanus* spp. étaient généralement près de la normale sauf à l'automne où elles ont été supérieures à la normale aux deux stations de monitoring à haute fréquence (Figures 32a, d). À la station de Rimouski, la contribution printanière maximale de jeunes stades copépodites de *Pseudocalanus* spp. est arrivée plus tôt en 2021 que pour la climatologie (avril plutôt que mai), et il y a eu un second pic inhabituel et encore plus grand à l'automne (Figures 32b, c).

Régions du golfe

Au début de l'été et à l'automne 2021, la biomasse de zooplancton était principalement concentrée dans les chenaux profonds de l'estuaire et du golfe, là où les fortes abondances de *C. hyperboreus* sont généralement observées. La biomasse de zooplancton est très faible sur les portions côtières des différentes sections et elle est également faible sur le plateau madelinien (Figure 33). La biomasse de zooplancton était principalement sous la normale au cours des deux saisons, sauf pour des biomasses près de la normale dans le nord-est du golfe et sur le plateau madelinien à l'automne (Figure 33). Dans la région de l'estuaire/nord-ouest du golfe, la biomasse de zooplancton était à des valeurs minimums records durant les deux saisons, légèrement sous les valeurs de 2017. Au cours de la série temporelle, la diminution de la biomasse de zooplancton est significative ($p = 0,02$) et elle représente une perte de biomasse d'environ 15-20 % dans le nord-ouest et le nord-est du golfe et de près de 40 % sur le plateau madelinien et la région du centre du golfe/détroit de Cabot.

Les plus fortes abondances de *C. finmarchicus* ont été trouvées au début de l'été autour de la péninsule de Gaspé et près de la vallée de Shediac, et les abondances étaient près de la normale durant les deux saisons et dans toutes les régions (Figure 34). L'abondance de *C. hyperboreus* a quant à elle suivi exactement le même patron d'anomalies que celui observé pour la biomasse de zooplancton, et elle était à des minimums records au début de l'été dans les régions du nord-est du golfe et du centre du golfe/détroit de Cabot (Figure 35).

Pseudocalanus spp. a également montré des abondances qui étaient généralement proches ou légèrement sous les valeurs normales au cours des deux saisons, excepté pour la région de l'estuaire/nord-ouest du golfe à l'automne, et le plateau madelinien au début de l'été alors qu'une abondance massive de *Pseudocalanus* spp. était observée du côté ouest du détroit de Cabot (cette portion étant incluse dans la région du plateau madelinien; Figure 36).

Les séries temporelles des indices de zooplancton du relevé d'œufs de maquereau sur le plateau madelinien et du relevé multidisciplinaire de fin d'été dans le nord du golfe (Zoolmage) suggèrent toutes deux que l'abondance de *C. finmarchicus* était plus élevée que la climatologie alors que celle de *C. hyperboreus* était inférieure à la climatologie. En moyenne, l'indice des grands calanoïdes était près ou légèrement sous la normale durant ces deux saisons. Les petits calanoïdes ont été légèrement plus abondants que la normale sur le plateau madelinien pendant le relevé d'œufs de maquereau et ils étaient près de la normale, quoique légèrement sous la normale, dans le nord du golfe à la fin de l'été (Figure 37). Ces résultats sont

généralement cohérents avec les observations faites au cours des campagnes d'échantillonnage du PMZA.

Phénologie des copépodes

Les changements dans la phénologie du développement du zooplancton sont décrits au moyen de profils saisonniers détaillés des proportions relatives des stades copépodites de *C. finmarchicus* à la station de Rimouski de 1994 à 2021 (Figure 38). Un tableau synoptique montrant les anomalies associées au premier et au dernier jour de l'année où la proportion normalisée de stades copépodites CI-CIII est plus grande que 0,3 (dans plusieurs cas, cette proportion définit visuellement les pics de jeunes stades copépodites) a également été ajouté en tant qu'outil permettant la description objective de la phénologie de *C. finmarchicus*. De façon générale, il y a une tendance vers un développement plus hâtif de la population, avec les anomalies de l'indice « Premier jour » qui deviennent de plus en plus négatives dans les dernières années. Cette tendance est renforcée par un minimum record en 2021. Cependant, le pic principal de jeunes stades copépodites à la fin juin et la phénologie des autres stades copépodites était relativement similaire à ce qui a été observé au cours de la dernière décennie. L'abondance des stades copépodites est restée relativement élevée jusqu'à l'automne et l'indice de « Dernier jour » a inscrit une valeur maximale record. Contrairement à ce pic unique de longue durée, les anomalies positives de l'indice « Dernier jour » ont été associées à un deuxième pic de jeunes stades copépodites à la fin de l'été de 2010 à 2014. Cependant, au cours des dernières années, les anomalies négatives de cet indice sont principalement associées à un seul pic de copépodites CI-CIII (Figure 38).

Tableaux synoptiques

La série chronologique des anomalies annuelles de la biomasse zooplanctonique met en lumière les changements radicaux survenus récemment dans la communauté; il s'agit pour la plupart d'anomalies négatives dans le golfe depuis 2009 (Figure 39). En 2021, les anomalies de biomasse de zooplancton sont fortement négatives dans la plupart du golfe, sauf à la station Rimouski et sur le plateau madelinien (incluant la vallée de Shediac). Il s'agissait d'ailleurs d'une biomasse minimale record au cours de la série temporelle dans l'estuaire et le nord-ouest du golfe et de la deuxième biomasse la plus faible dans les régions du nord-est du golfe et du centre du golfe/détroit de Cabot (Figure 39). La biomasse de zooplancton est fortement influencée par l'abondance des copépodes de grande taille *Calanus* spp. Alors que les abondances annuelles de *C. finmarchicus* étaient près de la normale partout dans le golfe et seulement au-dessus de la normale à la station Rimouski (Figure 40), les abondances annuelles de *C. hyperboreus* ont montré de très fortes anomalies négatives, incluant des minimums records d'abondance dans le nord-est du golfe (Figure 41). Conséquemment, l'indice de grands calanoïdes a montré une importante variabilité spatiale avec une anomalie positive à la station Rimouski, des anomalies négatives dans le nord-est du golfe et dans la région du centre du golfe/détroit de Cabot, et des anomalies près de la normale ailleurs (Figure 41).

La diminution générale de la biomasse de zooplancton dans le temps coïncide avec des augmentations des abondances de *Pseudocalanus* spp., copépodes totaux, non-copépodes et petits calanoïdes. Des anomalies positives ont régulièrement été observées pour ces groupes au cours de la dernière décennie environ (Figures 40, 41; voir l'annexe 2 pour une liste détaillée des espèces incluses dans chacun de ces indices). Ces groupes ont tous présenté des patrons d'anomalies similaires en 2021. Leurs anomalies étaient positives ou légèrement positives, dans la région de l'estuaire/nord-ouest du golfe (incluant la station de Rimouski) et sur le plateau madelinien (incluant la station de la vallée de Shediac), et elles étaient négatives (ou près de la normale pour les non-copépodes et les petits calanoïdes) dans les régions du nord-est du golfe et du centre du golfe/détroit de Cabot (Figure 40). Dans cette dernière région,

l'abondance totale des copépodes était à un minimum record, ce qui s'accorde avec la faible biomasse de zooplancton qui y a été mesurée. À la station de Rimouski et dans l'estuaire et le nord-ouest du golfe, les petits calanoïdes étaient à des niveaux maximaux d'abondance. Les cyclopoïdes ont également suivi un patron similaire en 2021, mais ils ont montré des anomalies près de la normale sur le plateau madelinien et à la station de la vallée de Shediac (Figure 41).

Les abondances des copépodes d'eau chaude ont également augmenté depuis 2010. C'était également le cas en 2021, avec des anomalies positives partout dans le golfe, incluant plusieurs maximums records (estuaire/nord-ouest du golfe, nord-est du golfe, plateau madelinien). Dans ces régions, les abondances de *Centropages* spp. atteignaient également les plus hauts niveaux de la série temporelle (données non présentées). Les copépodes d'eau froide ont montré des anomalies près de la normale ou positives avec des records d'abondance aux deux stations de monitoring à haute fréquence (Figure 41). Une liste détaillée des espèces incluses dans chacun de ces indices est présentée à l'annexe 2.

Au final, ces anomalies annuelles étaient cohérentes entre les stations de monitoring à haute fréquence et leur région associée dans le golfe (Figures 39, 40, 41). Cela suggère que nos estimations annuelles dans le golfe sont très fiables même si la collecte de nos échantillons est limitée au début de l'été et à l'automne pour les indices de zooplancton.

DISCUSSION

CONDITIONS ENVIRONNEMENTALES

Le moment du début et l'intensité de la stratification de la colonne d'eau ont une incidence sur la définition de la phénologie de la floraison printanière, de la production de phytoplancton, de la succession des espèces et des interactions trophiques durant toute la saison de croissance (Levasseur *et al.* 1984). En 2021, la saisonnalité de la stratification de la portion supérieure de la colonne d'eau était similaire à la climatologie aux deux stations de monitoring à haute fréquence, mais l'intensité de la stratification printanière était vraiment sous la normale, en raison d'un apport réduit en eau douce depuis le fleuve Saint-Laurent (Galbraith *et al.* 2022). Outre la stratification de la colonne d'eau, il y a aussi les propriétés thermiques des couches d'eau de surface, intermédiaires et profondes qui influent sur la dynamique du zooplancton (Plourde *et al.* 2002). Galbraith *et al.* (2022) ont fait état des conditions physiques qui prévalaient dans le golfe en 2021, montrant des conditions plus chaudes que la normale pour la plupart des indices. Ce document rapporte sur les conditions chimiques et biologiques dans le golfe en tenant compte de ces conditions physiques.

Les variations de l'oxygène dissous dans les eaux profondes entrant dans la zone du plateau continental du golfe sont déterminées par la variation des proportions d'eau venant du courant du Labrador (eau froide et douce, teneurs élevées en oxygène dissous) et du talus continental (eau chaude et salée, faibles teneurs en oxygène dissous), qui, ensemble, forment la source des eaux profondes dans le golfe (McLellan 1957; Lauzier et Trites 1958; Gilbert *et al.* 2005). Au cours des dernières années, la contribution des eaux du talus continental aux eaux profondes du golfe a augmenté (Gilbert *et al.* 2005; Galbraith *et al.* 2021). Étant donné les propriétés inhérentes des eaux sources du golfe (eaux du centre Nord-Atlantique vs eaux du courant du Labrador; Gilbert *et al.* 2005), des changements dans leur ratio de mélange au niveau du détroit de Cabot implique qu'une diminution de 1,46 μM pourrait se produire chaque fois que la température augmente de 0,1 °C dans le détroit de Cabot. Cependant, les concentrations en oxygène ont diminué d'environ 70 μM au détroit de Cabot par rapport à leurs concentrations au début des années 1970 (ca. 190 μM ; Blais *et al.* 2021a), pour une augmentation de 1,85 °C au cours de la même période (Figure 46, Galbraith *et al.* 2022). Ces

eaux profondes migrent de l'embouchure du chenal laurentien vers l'estuaire en trois à quatre ans approximativement (Gilbert 2004), et s'appauvrissent en oxygène dissous sous l'effet de la respiration in situ et de l'oxydation de la matière organique par les micro-organismes à mesure qu'elles se dirigent vers la tête du chenal. L'apport d'eaux plus chaudes dans l'estuaire devrait exacerber les conditions hypoxiques puisque ces eaux sont généralement moins riches en oxygène dissous (McLellan 1957; Lauzier et Trites 1958; Gilbert *et al.* 2005). À 300 m dans l'estuaire, il y a eu une augmentation de la température de 1,82 °C entre le début des années 1970 et 2021 (Figure 46 dans Galbraith *et al.* 2022), alors que les concentrations d'oxygène ont diminué d'environ 105 µM (Blais *et al.* 2021a) à 46,2 µM au cours de la même période. C'est environ deux fois plus élevé que ce qui pourrait être attendu de la température seulement, basé sur le ratio de mélange des eaux sources du golfe. Force est donc de conclure que le réchauffement des eaux profondes et le changement dans le taux de mélange des eaux source ne sont pas les seuls facteurs responsables de la baisse des teneurs en oxygène dans le golfe. Parmi les autres facteurs qui peuvent expliquer la variabilité de l'oxygène, mentionnons les changements interannuels du flux vertical de la matière organique et les processus métaboliques microbiens dans les eaux de fond de l'estuaire maritime du Saint-Laurent.

Le processus essentiel qu'est le mélange hivernal fait remonter à la surface les eaux profondes riches en nutriments. Dans le golfe, cette convection hivernale est partiellement causée par la perte de flottabilité des eaux de surface découlant du refroidissement et de la diminution de l'apport en eau douce, le rejet d'eaux saumâtres associé à la formation de glace de mer et le mélange induit par le vent avant la formation de la glace (Galbraith 2006). Des eaux de surface plus chaudes que la normale tout au long de l'hiver, une formation minimale de glace de mer et une couche mélange hivernale dont le volume est réduit peuvent être des indices d'une convection hivernale faible et peuvent réduire la quantité de nutriments disponibles pour la production primaire printanière. La CIF est la couche mélangée de surface hivernale qui a été isolée de l'atmosphère à cause de la stratification près de la surface et qui contient les nutriments qui, grâce à des remontées d'eau, approvisionnent les producteurs primaires pendant la saison de croissance. En 2021, la température de la couche intermédiaire froide et le volume de la couche de mélange hivernale suggèrent que la convection hivernale était faible, et l'inventaire annuel moyen de nitrates a effectivement montré des anomalies négatives dans plusieurs régions, incluant des minimums records dans la couche de surface de l'estuaire et du nord-ouest du golfe. Les apports d'eau douce, qui comptent pour jusqu'à 35 % de l'apport nutritif à l'estuaire (Lavoie *et al.* 2021), étaient grandement réduits en 2021 et ont probablement accentué l'effet d'une convection hivernale réduite. De fréquentes anomalies négatives des concentrations de nitrates dans la couche de surface ont été observées dans le golfe depuis 2010, une période au cours de laquelle le réchauffement très net a été mis en lumière par plusieurs indices de température et de couverture de glace (Galbraith *et al.* 2022), et elles se traduisent par une diminution significative du contenu en nitrates de la couche de surface au cours de la série temporelle. Il est donc possible que la faible convection hivernale et l'augmentation de l'intensité de la stratification en lien avec le réchauffement global aient pu limiter l'apport de nitrates depuis le fond vers la couche de surface. Cependant, le changement significatif du ratio N:P à l'automne suggère qu'un changement de l'activité biologique est probablement également responsable d'une certaine part de la réduction du contenu en nitrates au cours de la série temporelle automnale.

Des anomalies positives de nitrates dans les eaux profondes (300 m) sont observées depuis 2012 dans le centre du golfe et le détroit de Cabot, parallèlement à l'intrusion d'eaux à température et à salinité élevées dans le golfe depuis le détroit de Cabot (Galbraith *et al.* 2022). Ces eaux plus riches en nutriments sont associées à une masse d'eau composée d'une plus forte proportion d'eau provenant du talus continental que d'eau en provenance du plateau du Labrador (Gilbert *et al.* 2005, Galbraith *et al.* 2022). De plus, la réduction des échanges entre

les couches de surface et de fond en raison d'une thermocline moins profonde (stratification généralement plus grande en raison du réchauffement global) pourrait également accroître l'inventaire de sels nutritifs profonds. Une anomalie positive de l'inventaire profond de nitrates a été observée dans l'estuaire pour une seconde année consécutive. Ceci pourrait suggérer que les eaux contenant une forte proportion d'eau du talus continental ont atteint l'estuaire, tel que suggéré par les températures toujours plus chaudes de la couche profonde dans l'estuaire (Galbraith *et al.* 2022). L'année 2021 est la cinquième année consécutive où de fortes anomalies des ratios d'éléments nutritifs sont observées dans les eaux profondes de l'estuaire, du nord-ouest et du nord-est du golfe (anomalies négatives du ratio N:P et anomalies positives du ratio Si:N). Ces récents changements dans le ratio des éléments nutritifs de la couche profonde suggèrent que malgré une augmentation du contenu en nitrates de la couche profonde, la régénération du nitrate ne se fait pas au même rythme que pour les autres nutriments. Le changement des ratios nutritifs à mesure que l'eau remonte dans les chenaux profonds depuis le détroit de Cabot jusqu'à l'estuaire supporte également l'hypothèse que les éléments nutritifs ont des taux de régénération qui diffèrent. Ceci pourrait être le fruit de changements dans le cycle biogéochimique de l'azote en lien avec l'activité microbienne, par exemple une réduction de la nitrification ou une augmentation de la dénitrification en lien avec les faibles concentrations en oxygène. La nitrification a d'ailleurs été récemment identifiée comme un processus clé dans la modélisation précise des flux d'azote dans le golfe (Lavoie *et al.* 2021). De plus, la mesure systématique de la concentration de NH_4 a été récemment ajoutée à l'échantillonnage du PMZA dans le golfe et devrait s'avérer utile pour vérifier ces hypothèses.

PHYTOPLANCTON

La productivité du phytoplancton pendant la floraison printanière doit être déduite soit à partir d'indices indirects (différence dans les inventaires de nutriments de la couche mélangée de surface entre les campagnes hivernales et estivales, par exemple), soit à partir des observations par satellite, sauf dans le cas de la station de Rimouski où l'échantillonnage couvre régulièrement cette période. La consommation estimée de nutriments au printemps suggère que la production du bloom en 2021 était généralement près, ou légèrement sous la normale, en accord avec les observations satellitaires. De plus, les observations satellitaires suggèrent que le moment du bloom était similaire à la climatologie, étant légèrement tôt dans le nord du golfe et légèrement en retard sur le plateau madelinien. L'intensité du bloom printanier est fonction de sa durée et de son amplitude (valeur maximale de chl *a* mesurée durant le bloom). Alors que la durée du bloom tend à être corrélée négativement avec la date de début du bloom, laquelle dépend du moment où s'installe la stratification de la colonne d'eau, l'amplitude du bloom est quant à elle principalement déterminée par la quantité d'azote disponible. Ainsi, une faible convection hivernale et une faible disponibilité de nitrates ont probablement joué un rôle clé dans la prévention d'un fort bloom printanier.

Aucune tendance particulière quant aux métriques des floraisons ne peut être dégagée au fil de la série temporelle. Sous les scénarios de réchauffement global, il est attendu qu'une stratification précoce au printemps entraînerait un début de floraison plus hâtif. Cependant, une augmentation simultanée de la décharge printanière d'eau douce est également attendue selon ces mêmes scénarios, en raison de l'augmentation des précipitations. Ceci pourrait donc empêcher l'accumulation de la biomasse de phytoplancton dans la colonne d'eau dans les régions sous l'influence de l'eau douce, pouvant ainsi conduire plutôt à des délais dans la détection du début des floraisons dans ces régions. La densité des copépodes en hibernation, qui a été généralement faible dans le golfe au cours de la période 2016-2018, et en 2021 également (faible biomasse annuelle), a aussi un impact sur l'intensité des floraisons printanières et sur les autres métriques de bloom en raison du broutage (Sommer et Lengfellner 2008). Avec la convection hivernale et la disponibilité des nutriments, ces joueurs clés

influencent grandement les métriques des floraisons printanières et sont probablement responsables de l'importante variabilité interannuelle de ces métriques.

Pour toutes les autres saisons, les données de couleur de l'océan sont complétées par des données terrain. Ces deux sources de données ont régulièrement proposé des conclusions différentes en termes d'anomalies pour la biomasse saisonnière du phytoplancton. Même si ces deux sources de données ont toutes deux suggéré que la biomasse de phytoplancton était sous la normale à la fin de l'été 2021, une contradiction majeure et récurrente entre les deux méthodes pouvait être observée à l'automne. Au cours des quatre dernières années, incluant 2021, les données de couleur de l'océan ont fréquemment suggéré des concentrations en chl *a* sous la normale près de la surface alors que les données terrain suggéraient plutôt des anomalies positives de la biomasse de phytoplancton, voire même une augmentation significative de la biomasse de phytoplancton à l'automne dans plusieurs régions. Les causes potentielles des divergences entre ces jeux de données sont détaillées dans les résultats (section Télédétection de la couleur de l'océan). Les données récoltées à la station Rimouski (visites à la station et données de la bouée Viking) s'accordent avec les données du relevé PMZA d'automne sur la présence d'un bloom de fin d'été/automne dans l'estuaire en 2021. En effet, il y a eu un important retrait de nitrates dans la couche de surface à la fin de l'été à la station Rimouski, même si les concentrations de chl *a* sont restées près de la normale. L'augmentation de l'abondance de *C. finmarchicus* à la fin de l'été à la station Rimouski a possiblement maintenu la biomasse de phytoplancton à des niveaux normaux. Une augmentation de la fréquence des tempêtes automnales, telle qu'observée en 2019 et 2020 (Galbraith *et al.* 2020, 2021), pourrait favoriser des conditions idéales de croissance pour le phytoplancton, particulièrement si elle est combinée à une diminution de la pression de broutage en lien avec la diminution de la biomasse des brouteurs.

ZOOPLANCTON

La biomasse de zooplancton a généralement été sous les valeurs normales dans les années récentes, avec des minimums records en 2016-2017 et en 2021, ce qui se solde en une tendance à la diminution significative dans toutes les régions. Cette baisse est associée à la diminution de l'abondance des copépodes de grande taille. Le poids moyen des calanoïdes de grande taille (p. ex., *C. hyperboreus* : 3,5 mg par femelle adulte) est supérieur d'un à deux ordres de grandeur à celui des calanoïdes de petite taille (p. ex., *Pseudocalanus* spp., 0,02 mg par femelle adulte) [Conover et Huntley 1991; Plourde *et al.* 2003]. La diminution de l'abondance des grands calanoïdes a donc une incidence plus marquée sur la biomasse zooplanctonique que, par exemple, l'augmentation de l'abondance des *Pseudocalanus* spp. qui a été observée régulièrement dans les dernières années. L'augmentation de l'abondance des petits calanoïdes semble être couplée à la hausse d'abondance des non-copépodes, principalement des larves d'organismes benthiques. Les préférences en termes de conditions environnementales, le succès compétitif pour la nourriture disponible, la disponibilité de petites ou de grandes cellules de phytoplancton, et/ou les différences de pression de prédation peuvent favoriser la dominance de l'une ou l'autre de ces communautés, soit la communauté dominée par les grands copépodes, soit la communauté combinée de petits calanoïdes et de non-copépodes (Hall *et al.* 1976; Daewel *et al.* 2014), le tout ayant de probables implications pour le réseau trophique pélagique ainsi que le couplage pélagico-benthique.

En 2021, il y a eu encore un important déclin de la biomasse de zooplancton et de l'abondance du grand copépode *C. hyperboreus* dans toutes les régions où les chenaux profonds constituent une caractéristique bathymétrique dominante. Les conditions chaudes toute l'année et le bloom printanier relativement faible ont possiblement limité la survie des jeunes stades copépodites de *C. hyperboreus*. Alors que les fluctuations interannuelles de l'abondance de

C. hyperboreus ainsi que sa structure de stade copépodites à l'hiver sont connues comme étant principalement influencées par les conditions printanières (Plourde *et al.* 2003), la phénologie de *C. finmarchicus* est quant à elle influencée par les conditions environnementales d'automne. Sous des conditions favorables, et relativement régulièrement depuis 2010, *C. finmarchicus* produit parfois une deuxième cohorte à la fin de l'été. Il y a plusieurs évidences d'un fort bloom automnal en 2021 dans l'estuaire, où les abondances de *C. finmarchicus* augmentent soudainement à la fin de l'été. Il est probable que le bloom ait en fait débuté à la fin de l'été, tel que suggéré par l'observation d'une très forte biomasse de phytoplancton en août à la station Rimouski. Cependant, une forte pression de broutage aurait limité l'accumulation de biomasse de phytoplancton jusqu'à la diminution de cette pression, plus tard à l'automne. Le bloom de fin d'été/automne dans l'estuaire peut également avoir joué un rôle clé dans le deuxième pic de jeunes stades copépodites de *Pseudocalanus* spp. observé à la station de Rimouski.

Les stratégies du cycle biologique varient au sein des différentes espèces de grands copépodes, tout comme les facteurs environnementaux qui influencent leur phénologie. Par exemple, alors que la phénologie de *C. hyperboreus* est grandement corrélée avec le moment du retrait du couvert de glace, la température a une influence marquée sur *C. finmarchicus* (Lehoux *et al.* 2022). De plus, le moment de la reproduction par rapport à la crue – compte tenu de son effet sur le transport et la circulation des masses d'eau – pourrait expliquer les différences dans la distribution de ces espèces (Runge *et al.* 1999). Cependant, les anomalies en 2021 étaient très cohérentes entre les régions sous l'influence de l'eau douce (nord-ouest du golfe et plateau madelinien). Néanmoins, le transport des masses d'eaux profondes depuis le nord-ouest du golfe pourrait expliquer la présence précoce des copépodites CI-CIII en avril à la station Rimouski. Les régions du nord-est du golfe et du centre du golfe/détroit de Cabot sont moins influencées par les apports d'eau douce : leurs patrons d'anomalies pour les petits copépodes et les non-copépodes contrastaient d'ailleurs largement avec ceux des régions influencées par l'eau douce en 2021. Les conditions environnementales qui modifient la communauté de zooplancton dans ces régions peu influencées par l'eau douce peuvent plutôt inclure les conditions de la CIF ou le ratio de mélange des eaux sources qui entrent dans les profondeurs du chenal laurentien via le détroit de Cabot. Ces possibles différences dans les pressions environnementales peuvent expliquer pourquoi ces deux régions présentent souvent des patrons d'anomalies de zooplancton distincts par rapport aux régions influencées par l'eau douce.

PERSPECTIVES

À la lumière des changements qui apparaissent dans le golfe du Saint-Laurent dans les inventaires de nutriments, la biomasse du phytoplancton et la composition de la communauté de zooplancton et de sa structure de taille, il est possible de se questionner en lien avec les variables à l'origine de ces changements, de même que par rapport aux changements qu'ils pourraient subir dans un avenir proche. Même si le rôle de la prédation et de la variabilité d'abondance des stocks de prédateurs sur les tendances observées doivent encore être évalués, il est possible d'obtenir quelques indices quant à l'effet de certaines variables environnementales à partir d'une simple matrice de corrélation (Figure 42). Cette matrice montre entre autres qu'une CIF avec une faible température – ce qui implique une forte convection hivernale et une installation plus tardive de la stratification – favorise un début de floraison printanière tardif et un inventaire annuel élevé de nitrates. Par ailleurs, ces inventaires élevés de nitrates dans la couche de surface sont corrélés positivement avec des biomasses de zooplancton plus élevées. Ces dernières sont à leur tour corrélées positivement à l'abondance des grands copépodes, et inversement corrélées à l'abondance des petits calanoïdes et des non-copépodes, tel qu'attendu. Les nutriments ont probablement peu d'effets directs sur la composition de la communauté de zooplancton. En revanche, les propriétés thermiques de la

CIF et la floraison printanière – particulièrement le moment où elle débute – pourraient être des acteurs clés influençant l'assemblage du zooplancton. En effet, il semble qu'une CIF de faible température favorise une biomasse de zooplancton élevée (corrélation négative) tout en réduisant l'abondance des non-copépodes (corrélation positive). La composition de la communauté de phytoplancton et les changements dans la succession d'espèces peuvent aussi influencer la composition de la communauté de zooplancton, mais ces données n'ont pas été incluses dans l'analyse puisqu'elles ne sont disponibles qu'aux stations de monitoring à haute fréquence. Ces facteurs environnementaux peuvent également déclencher des changements dans le moment du développement de certains taxons de zooplancton (non inclus dans la figure), en l'occurrence le développement plus précoce de *C. finmarchicus* à la station Rimouski dans les dernières années. Dans l'ensemble, ces analyses préliminaires soulignent l'importance des contrôles ascendants pour définir l'assemblage des communautés de zooplancton, même si l'importance relative de ces processus n'est pas encore bien comprise.

SOMMAIRE

Le présent document traite des conditions chimiques et biologiques (plancton) dans le golfe du Saint-Laurent en 2021 dans le contexte d'un fort réchauffement ayant commencé en 2010.

- Les concentrations en oxygène dissous à 300 m ont atteint des minimums records dans le nord-ouest et le centre du golfe, ainsi que dans le détroit de Cabot. Dans l'estuaire et à la station de Rimouski, les concentrations d'oxygène dissous à 300 m étaient les deuxièmes plus faibles de la série temporelle, légèrement au-dessus des minimums records de 2020.
- Les inventaires de nitrates étaient généralement près ou en dessous de la normale dans la couche de surface du golfe, et près ou au-dessus de la normale dans les couches intermédiaire et profonde. Des anomalies positives des inventaires de nitrates de la couche profonde ont été observées fréquemment depuis 2012 dans le détroit de Cabot et le centre du golfe. Elles sont associées à des intrusions d'eau à température et à salinité élevées dans le golfe par le détroit de Cabot.
- L'augmentation récente du contenu de nitrates dans la couche profonde est principalement accompagnée d'anomalies près de la normale ou négatives du ratio N:P et d'anomalies près de la normale ou positives du ratio Si:N.
- Les moyennes annuelles des inventaires de chl *a* dans le golfe étaient normales sauf dans l'estuaire et le nord-ouest du golfe où elles étaient au-dessus de la normale. Dans le nord-ouest du golfe, la moyenne annuelle était à une valeur maximale record. De forts blooms automnaux ont été observés dans l'estuaire et le nord-ouest du golfe.
- Les données de couleur de l'océan ont montré des anomalies annuelles négatives des concentrations de chl *a* à la surface dans la plupart des polygones de couleur de l'océan au cours des quatre dernières années, incluant 2021. D'ailleurs, en 2021, des minimums records ont été observés dans tous les polygones sauf dans celui du détroit de Cabot.
- Les métriques du bloom printanier suggèrent que le bloom était dans les temps, mais que son intensité était sous la normale dans le nord-ouest du golfe et sur le plateau madelinien, et près de la normale dans les autres polygones de couleur de l'océan.
- La communauté de phytoplancton de 2021 était similaire à la communauté de la climatologie à la station Rimouski, mais l'abondance des dinoflagellés a diminué depuis 2014. À la vallée de Shediac, il y a plutôt eu un déclin de l'abondance des diatomées depuis 2010 et leur abondance était à un minimum record en 2021.
- Les biomasses de zooplancton étaient les plus faibles enregistrées au cours de la série temporelle dans la région de l'estuaire/nord-ouest du golfe, et les deuxième plus faibles enregistrées dans le nord-est du golfe et dans la région du centre du golfe/détroit de Cabot. Ces faibles biomasses étaient accompagnées par de très faibles abondances de *C. hyperboreus* partout dans le golfe, mais particulièrement dans le nord-est du golfe où il s'agissait d'un record minimum.
- La transition de la structure de taille de la communauté vers une plus grande proportion de copépodes de petite taille s'est poursuivie en 2021 avec plusieurs anomalies positives pour *Pseudocalanus* spp., les petits calanoïdes et les non-copépodes dans les régions influencées par les apports d'eau douce (c.-à-d., estuaire/nord-ouest du golfe, plateau madelinien, et la station de monitoring haute fréquence de la vallée de Shediac).
- Similairement à ce qui a été observé depuis 2010, l'abondance des copépodes d'eaux chaudes était encore une fois au-dessus de la climatologie partout dans le golfe. Leur abondance était la plus élevée de toute la série temporelle dans la région de l'estuaire/nord-ouest du golfe, dans le nord-est du golfe et sur le plateau madelinien.

REMERCIEMENTS

Nous remercions Jean-Yves Couture, Marie-France Beaulieu, Caroline Lebel, Isabelle St-Pierre et Caroline Lafleur pour la préparation et la standardisation des données sur le phytoplancton et le zooplancton. Les données utilisées dans le présent rapport n'existeraient pas sans le travail de François Villeneuve et de son équipe du PMZA (Félix St-Pierre, Caroline Lafleur, Anthony Ouellet, Nicolas Coulombe, Michel Rousseau, David Leblanc et Marie-Noëlle Bourassa) qui organisent et exécutent les relevés du PMZA, l'analyse des échantillons ainsi que le contrôle qualité des données. Nous remercions également Jeff Spry et Kevin Pauley d'avoir fourni les données pour la station de la vallée de Shediac. Nous remercions également Emmanuel Devred et Stephanie Clay pour leur importante contribution et support constant en lien avec les données de couleur de l'océan. Nous sommes reconnaissants envers Benoit Casault et David Bélanger pour leurs apports majeurs à la révision du document.

RÉFÉRENCES CITÉES

- Blais, M., Galbraith, P.S., Plourde, S., Devine, L. et Lehoux, C. 2021a. [Les conditions océanographiques chimiques et biologiques dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent en 2019](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/002. iv + 68 p
- Blais, M., Galbraith, P.S., Plourde, S., Devred, E., Clay, S., Lehoux, C. et Devine, L. 2021b. [Les conditions océanographiques chimiques et biologiques dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent en 2020](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/060. iv + 70 p.
- Brickman, D. et Petrie, B. 2003. [Nitrate, Silicate and Phosphate atlas for the Gulf of St. Lawrence](#). Can. Tech. Rep. Hydrogr. Ocean Sci. 231. xi + 152 p.
- Brzezinski, M.A. 1985. The Si:C:N ratio of marine diatoms: interspecific variability and the effect of some environmental variables. *J. Phycol.* 21:347–357.
- Casault, B., Johnson, C., Devred, E., Head, E., Beazley, L. et Spry, J. 2022. [Conditions océanographiques optiques, chimiques et biologiques sur le plateau néo-écossais et dans l'est du golfe du Maine en 2020](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/018. v + 86 p.
- Clay, S. et Layton, C. 2020. [BIO-RSG/PhytoFit: First release](#) (Version 1.0.0).
- Conover, R.J. et Huntley, M. 1991. Copepods in ice-covered seas – Distribution, adaptations to seasonally limited food, metabolism, growth patterns and life cycle strategies in polar seas. *J. Mar. Syst.* 2:1–41.
- Daewel, U., Hjøllø, S.S., Huret, M., Ji, R., Maar, M., Niiranen, S., Travers-Trolet, M., Peck, M.A. et van de Wolfshaar, K. E. 2014. Predation control of zooplankton dynamics: a review of observations and models. *ICES J. Mar. Sci.* 71(2):254–271.
- Galbraith, P.S. 2006. Winter water masses in the Gulf of St. Lawrence. *J. Geophys. Res.* 111:C06022. doi:10.1029/2005JC003159
- Galbraith, P.S., Desmarais, R., Pigeon, R. et Cantin, S. 2006. Ten years of monitoring winter water masses in the Gulf of St. Lawrence by helicopter. *AZMP Bulletin PMZA.* 5:32–35.
- Galbraith, P.S., Chassé, J., Shaw, J.-L., Dumas, J., Caverhill, C., Lefavre, D. et Lafleur, C. 2020. [Conditions océanographiques physiques dans le golfe du Saint-Laurent en 2019](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2020/030. iv + 88 p.

-
- Galbraith, P.S., Chassé, J., Shaw, J.-L., Dumas, J., Caverhill, C., Lefaiivre, D. et Lafleur, C. 2021. [Conditions océanographiques physiques dans le golfe du Saint-Laurent en 2020](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/045. iv + 84 p.
- Galbraith, P.S., Chassé, J., Dumas, J., Shaw, J.-L., Caverhill, C., Lefaiivre, D. et Lafleur, C. 2022. [Conditions océanographiques physiques dans le golfe du Saint-Laurent en 2021](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/034. iv + 85 p.
- Gilbert, D. 2004. Propagation of temperature signals from the northwest Atlantic continental shelf edge into the Laurentian Channel. ICES CM. 2004/N:07. 12 p.
- 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. *Limnol. Oceanogr.* 50(5):1654–1666.
- Grégoire, F., Girard, L. et Boudreau, M. 2014. [Résultats des relevés du programme de monitoring zonal atlantique \(PMZA\)-maquereau bleu \(*Scomber scombrus* L.\) réalisés dans le sud du golfe du Saint-Laurent en 2012 et 2013](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2014/075. v + 82 p.
- Grosjean, P., Denis K., et Wacquet G. 2018. [ZooImage: Analysis of numerical plankton images](#). R package version 5.5.2.
- Hall, D.J., Threlkeld, S.T., Burns, C.W. et Crowley, P.H. 1976. The size-efficiency hypothesis and the size structure of zooplankton communities. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 7:177–208.
- Laliberté, J., Larouche, P., Devred, E., et Craig, S. 2018. Chlorophyll-a concentration retrieval in the optically complex waters of the St. Lawrence Estuary and Gulf using principal component analysis. *Remote Sens.* 10(2):265. doi:10.3390/rs10020265
- Lavoie, D., Lambert, N., Starr, M., Chassé, J., Riche, O., Le Clainche, Y., Azetsu-Scott, K., Béjaoui, B., Christian, J.R. et Gilbert, D. 2021 The Gulf of St. Lawrence biogeochemical model: A modelling tool for Fisheries and Ocean management. *Front. Mar. Sci.* 8:732269. doi:10.3389/fmars.2021.732269
- Lauzier, L.M. et Trites, R.W. 1958. The deep waters of the Laurentian Channel. *J. Fish. Res. Board Can.* 15:1247–1257.
- Lehoux, C., Plourde S. et Lesage, V. 2020. [Importance des espèces dominantes de zooplancton pour les habitats potentiels d'alimentation des baleines noires de l'Atlantique Nord dans le golfe du Saint Laurent : une approche bioénergétique](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2020/033. iv + 45 p.
- Lehoux, C., Plourde, S., Chamberland, J.-M., et Benoît, H. 2022. [Relier les variations interannuelles des indices d'abondance du capelan dans le golfe du Saint-Laurent aux indicateurs environnementaux de la régulation ascendante de la force des cohortes](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/068. iv + 58 p.
- Levasseur, M., Therriault, J.-C. et Legendre, L. 1984. Hierarchical control of phytoplankton succession by physical factors. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 19:211–222.
- Maillet, G., Bélanger, D., Doyle, G., Robar, A., Rastin, S., Ramsay, D. et Pepin, P. 2022. [Conditions océanographiques optiques, chimiques et biologiques sur le plateau continental de Terre-Neuve-et-Labrador en 2018](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/075. ix + 56 p.
- McLellan, H.J. 1957. On the distinctness and origin of the slope water off the Scotian Shelf and its easterly flow south of the Grand Banks. *J. Fish. Res. Board Can.* 14:213–239.
-

-
- Mitchell, M.R., Harrison, G., Pauley, K., Gagné, A., Maillet, G. et Strain, P. 2002. [Atlantic Zonal Monitoring Program sampling protocol](#). Can. Tech. Rep. Hydrogr. Ocean Sci. 223: iv + 23 p.
- MPO. 2022. [Conditions océanographiques dans la zone atlantique en 2021](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2022. 2022/025. 35 p.
- Ouellet, P. 1987. Distribution automnale des stades larvaires de capelan (*Mallotus villosus*) et de hareng (*Clupea harengus*) dans le nord du golfe Saint-Laurent en Octobre 1985. Rapp. tech. Can. sci. halieut. aquat. 1583. 27 p.
- Parent, G.J., Plourde, S. et Turgeon, J. 2011. Overlapping size ranges of *Calanus* spp. off the Canadian Arctic and Atlantic coasts: impact on species' abundances. J. Plankton Res. 33:1654–1665.
- Plante, S., Chabot, D. et Dutil, J.-D. 1998. Hypoxia tolerance in Atlantic Cod. J. Fish Biol. 53:1342–1356.
- Plourde, S., Dodson, J.J., Runge, J.A. et Therriault, J.-C. 2002. Spatial and temporal variations in copepod community structure in the lower St. Lawrence Estuary, Canada. Mar. Ecol. Prog. Ser. 230:221–224.
- Plourde, S., Joly, P., Runge, J.A., Dodson, J. et Zakardjian B. 2003. Life cycle of *Calanus hyperboreus* in the lower St. Lawrence Estuary and its relationship to local environmental conditions. Mar. Ecol. Prog. Ser. 255:219–233.
- Plourde, S., Maps, F. et Joly, P. 2009. Mortality and survival in early stages control recruitment in *Calanus finmarchicus*. J. Plankton Res. 31(4):371–388.
- Plourde, S., Lehoux, C., Johnson, C.L., Perrin, G. et Lesage, V. 2019. North Atlantic right whale (*Eubalaena glacialis*) and its food: (I) a spatial climatology of *Calanus* biomass and potential foraging habitats in Canadian waters. J. Plankton Res. 41(5):667–685.
- Redfield, A.C. 1958. The biological control of chemical factors in the environment. Am. Sci. 46:205–221.
- Runge, J.A., Castonguay, M., de Lafontaine, Y., Ringuette, M. et Beaulieu, J.L. 1999. Covariation of climate, zooplankton biomass and mackerel recruitment in the southern Gulf of St. Lawrence. Fish. Oceanogr. 8(2):139–149.
- Sommer, U. et Lengfellner, K. 2008. Climate change and the timing, magnitude, and composition of the phytoplankton spring bloom. Glob. Chan. Biol. 14:1199–1208.
- Therriault, J.-C., Petrie, B., Pépin, P., Gagnon, J., Gregory, D., Helbig, J., Herman, A., Lefavre, D., Mitchell, M., Pelchat, B., Runge, J. et Sameoto, D. 1998. Proposal for a Northwest Atlantic zonal monitoring program. Can. Tech. Rep. Hydrogr. Ocean Sci. 194: vii + 57 p.
- Xiong, X., Angal, A., Chang, T., Chiang, K., Lei, N., Li, Y., Sun, J., Twedt, K., et Wu, A. 2020. MODIS and VIIRS calibration and characterization in support of producing long-term high-quality data products. Remote Sens. 12:3167. doi:10.3390/rs12193167
- Zhai, L., Platt, T., Tang, C., Sathyendranath, S., et Hernández Walls, R. 2011. Phytoplankton phenology on the Scotian Shelf. ICES J. Mar. Sci. 68:781–791. doi:10.1093/icesjms/fsq175

TABLEAUX

Table 1. Liste des relevés océanographiques indiquant les emplacements, les dates et les activités d'échantillonnage pour 2021 dans chaque région du Golfe. Voir la Figure 1 pour connaître l'emplacement des stations sur les sections principales. Les nombres de CTD/bouteilles sont indiqués pour chaque sous-région alors que les nombres de filets sont indiqués pour chaque région seulement (voir région versus sous-région dans la Figure 1).

Monitoring à haute fréquence

Dates (2021)	Embarcation	Station	CTD/bouteilles	Filets
3 Mars-16 Déc.	Béluga II (+ autres)	Rimouski	29	25
6 Mars-14 Oct.	Multiples	Vallée de Shediac	9	4

Relevés

Relevé	Dates (2021)	Embarcation	Région/sous-région	CTD/bouteilles	Filets
Hivernal	3-10 Mars	GC-945 Hélicoptère	Estuaire	5	0
			Nord-ouest Golfe	12	0
			Nord-est Golfe	21	0
			Centre Golfe	8	0
			Détroit Cabot	7	0
			Plateau Madelinien	24	0
			Total	77	0
Début d'été	2-28 juin	Teleost	Estuaire	12	17
			Nord-ouest Golfe	13	4
			Nord-est Golfe	13	9
			Centre Golfe	9	12
			Détroit Cabot	4	
			Plateau Madelinien	37	
			Total	88	42
Fin d'été	27 Jul.-29 Sept.	Teleost	Estuaire	13	24
			Nord-ouest Golfe	8	21
			Nord-est Golfe	10	9
			Centre Golfe	17	1
			Détroit Cabot	7	
			Plateau Madelinien	103	
			Total	158	55
Automnal	11-26 Oct.	Hudson	Estuaire	15	18
			Nord-ouest Golfe	14	7
			Nord-est Golfe	14	9
			Centre Golfe	10	12
			Détroit Cabot	5	
			Plateau Madelinien	18	
			Total	76	46

FIGURES

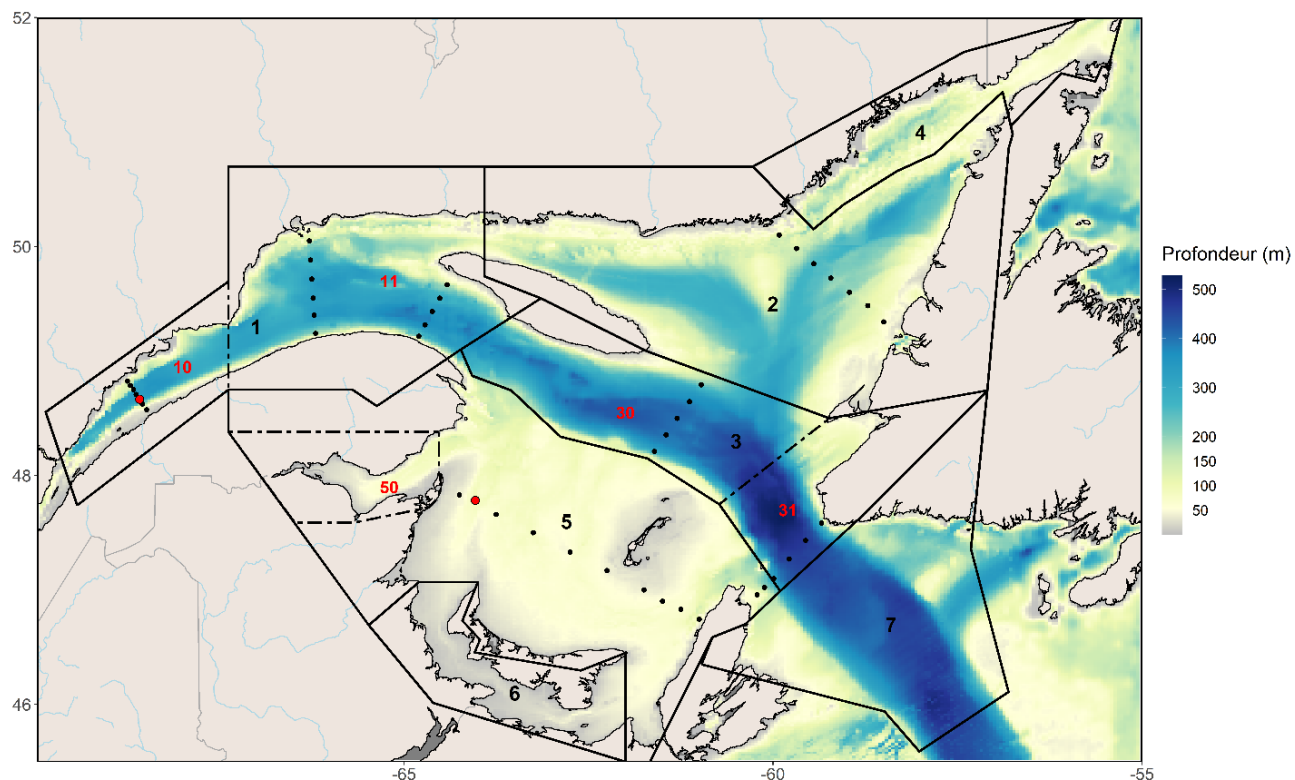


Figure 1. Carte bathymétrique de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent montrant les stations d'échantillonnage sur les différentes sections (points) ainsi qu'aux stations fixes de monitoring à haute fréquence de Rimouski et de la vallée de Shediac (cercles rouges). Région 1 : Estuaire (sous-région 10) et nord-ouest du golfe (sous-région 11); Région 2 : Nord-est du golfe; Région 3 : Centre du golfe (sous-région 30) et détroit de Cabot (sous-région 31); Région 4 : Mécatina; Région 5 : Plateau madelinien; Région 6 : Northumberland; Région 7 : Laurentien Hermitage. Les numéros de région sont indiqués en noir et les numéros des sous-régions en rouge.

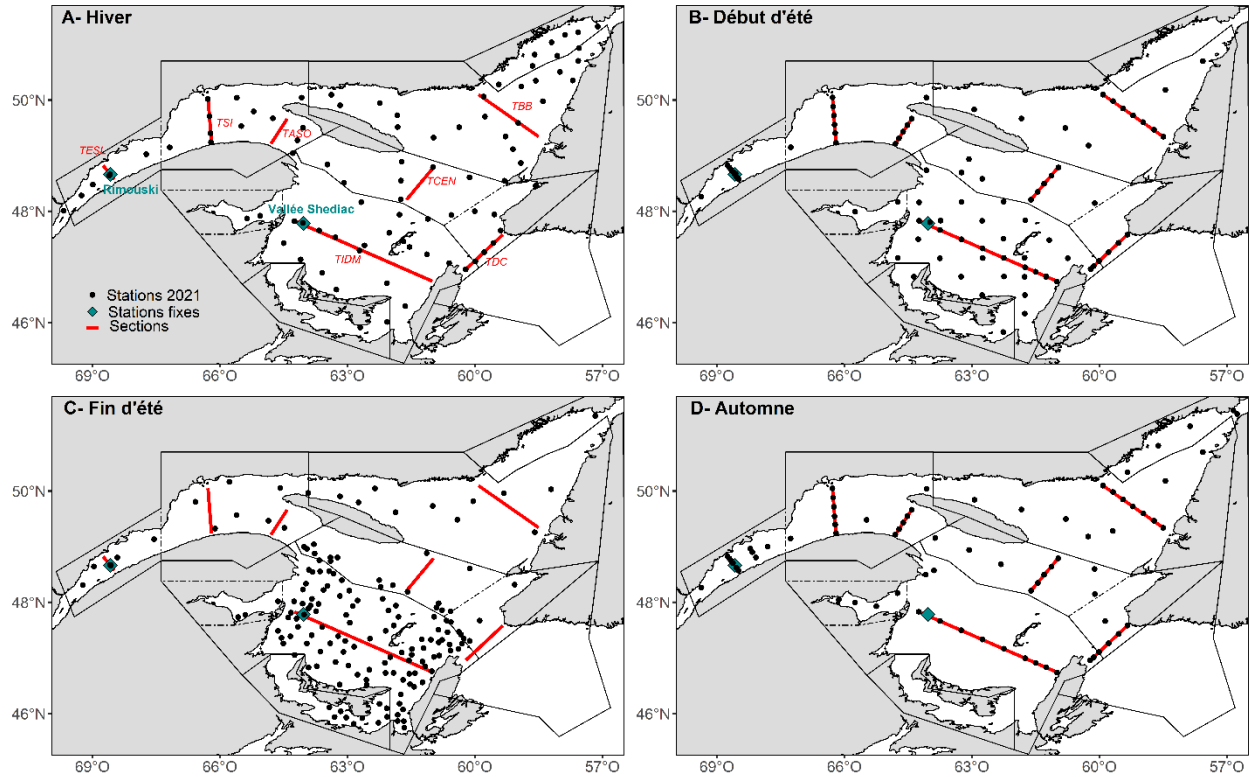


Figure 2. Localisation des stations échantillonnées (profil complet CTD/bouteille) durant l'hiver (A), le début de l'été (B), la fin de l'été (C), et l'automne (D) 2020 (voir Figure 1 pour une description des régions et des sous-régions).

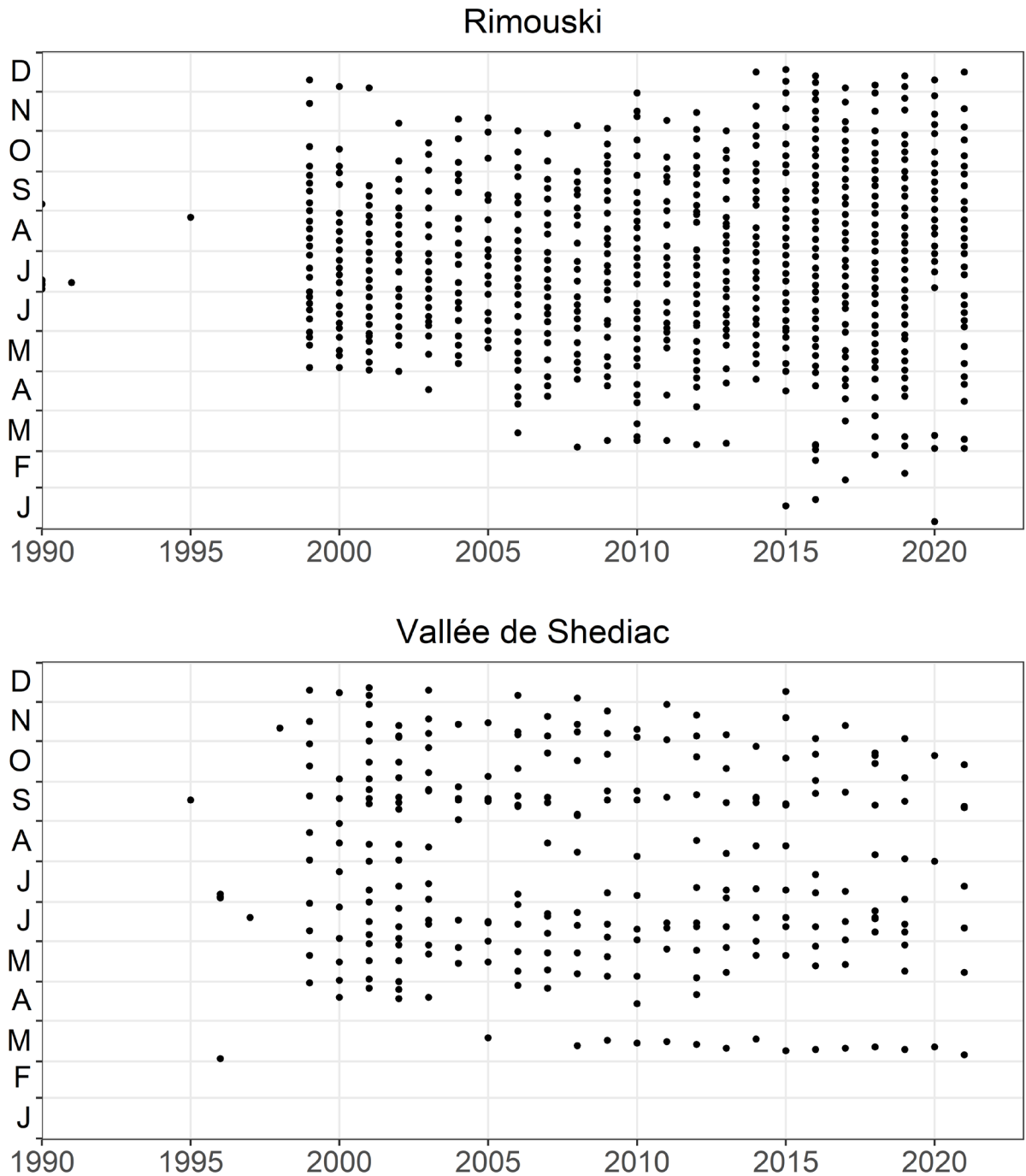


Figure 3. Fréquence d'échantillonnage aux stations de Rimouski et de la vallée de Shediac en 2020. L'échantillonnage comprenait les données CTD/bouteille ainsi que des traits de filet à plancton la plupart du temps (si les conditions météorologiques le permettaient). En septembre 2021, il y a eu 4 visites à la station de la vallée de Shediac dans un intervalle de 2 jours.

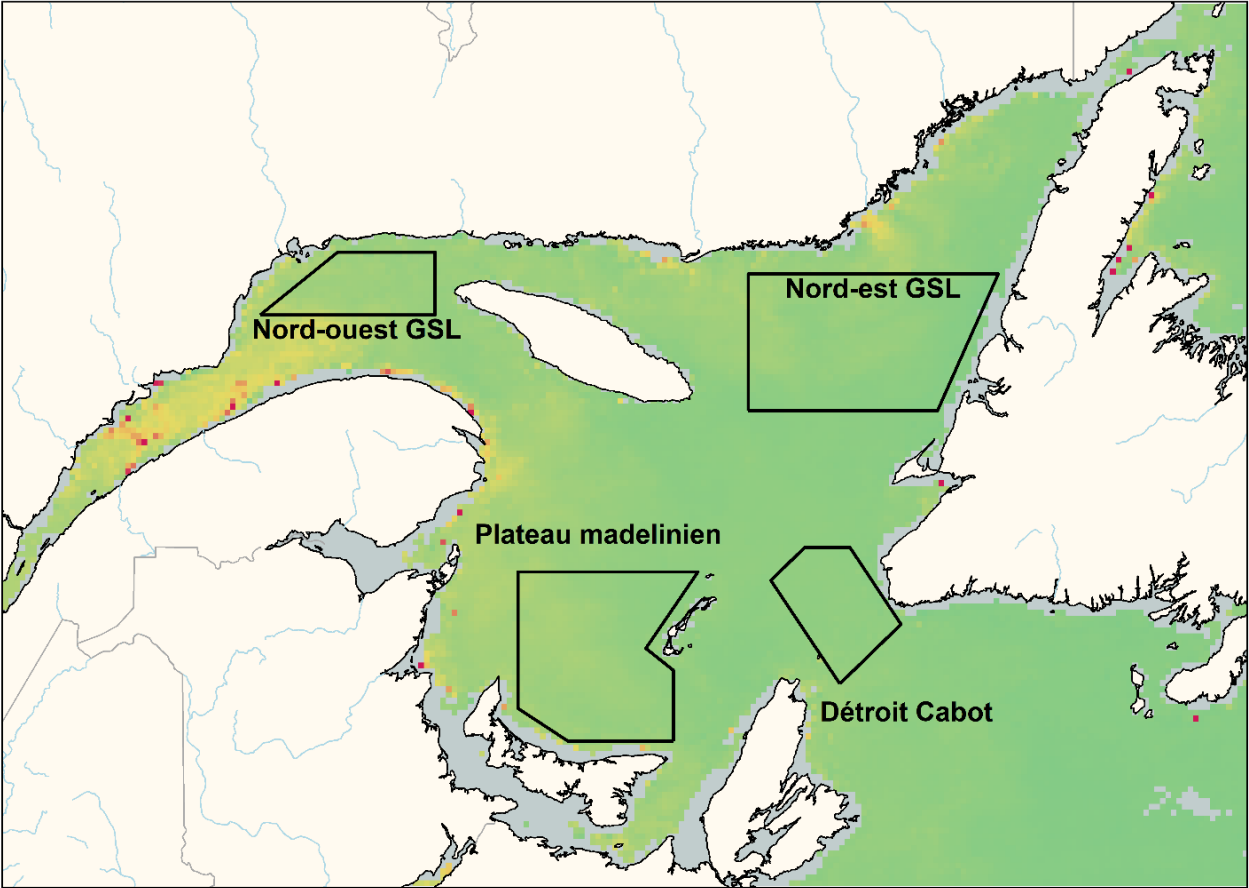


Figure 4. Polygones statistiques du golfe du Saint-Laurent utilisés pour l'analyse spatio-temporelle des données satellites de la couleur de l'océan. La figure est une image composite de MODIS montrant la chlorophylle a du 1 au 15 juin 2021. Le gris indique l'absence de données (dans le cas présent, la côte).

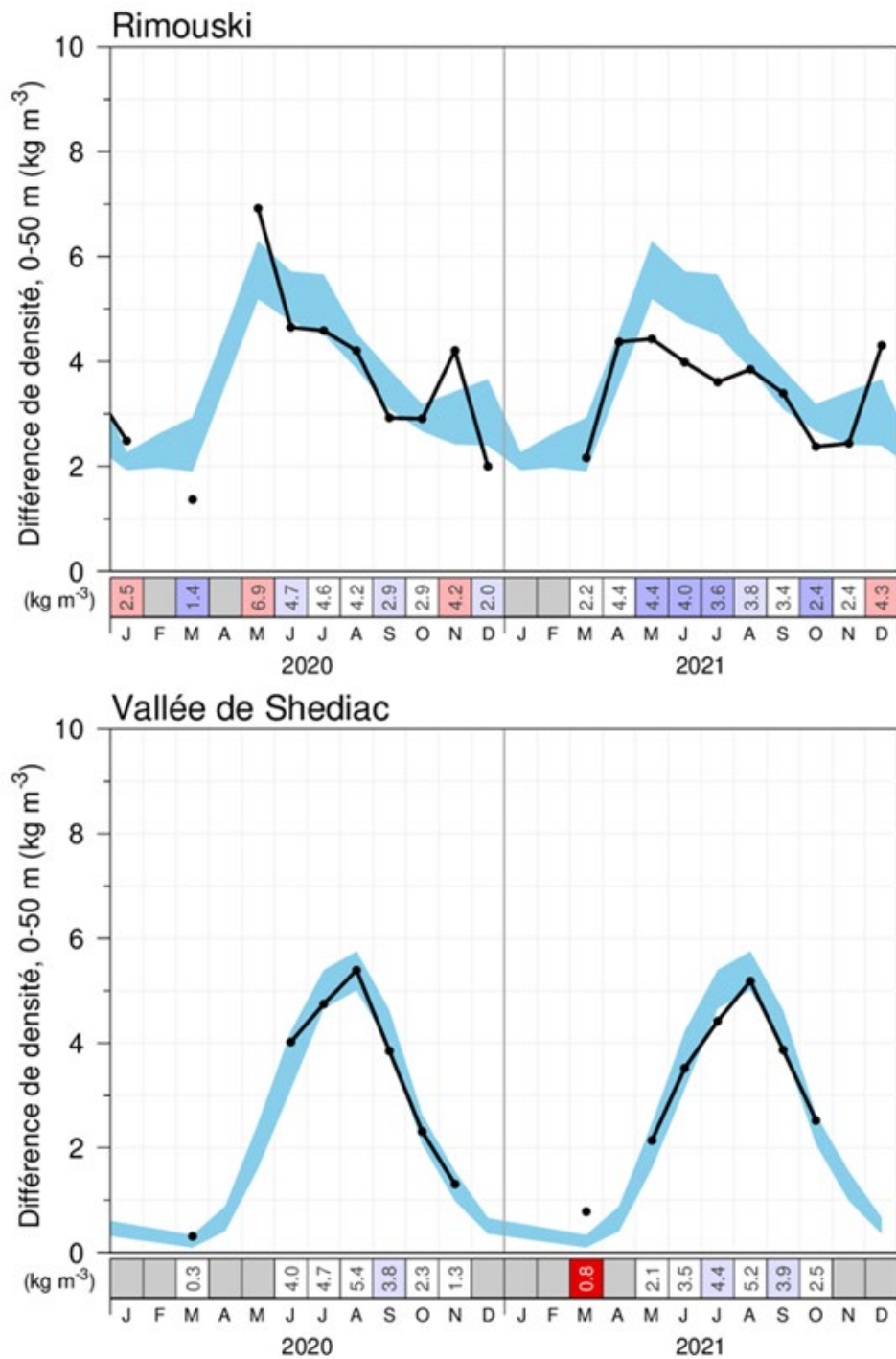


Figure 5. Indice de stratification saisonnière (calculée comme étant la différence de densité entre 50 m et la surface; ligne noire) en 2020 et en 2021 aux stations de Rimouski (panneau supérieur) et de la vallée de Shediac (panneau inférieur). Le bleu représente la moyenne mensuelle climatologique $\pm 0,5$ écart-type (1999-2020). Les nombres dans le tableau synoptique représentent la différence de densité mensuelle en kg/m^3 . Les anomalies positives sont indiquées en rouge et elles correspondent à une stratification plus forte que la normale; les anomalies négatives sont indiquées en bleu et elles correspondent à une stratification plus faible que la normale. Le blanc représente des conditions de stratification près de la normale.

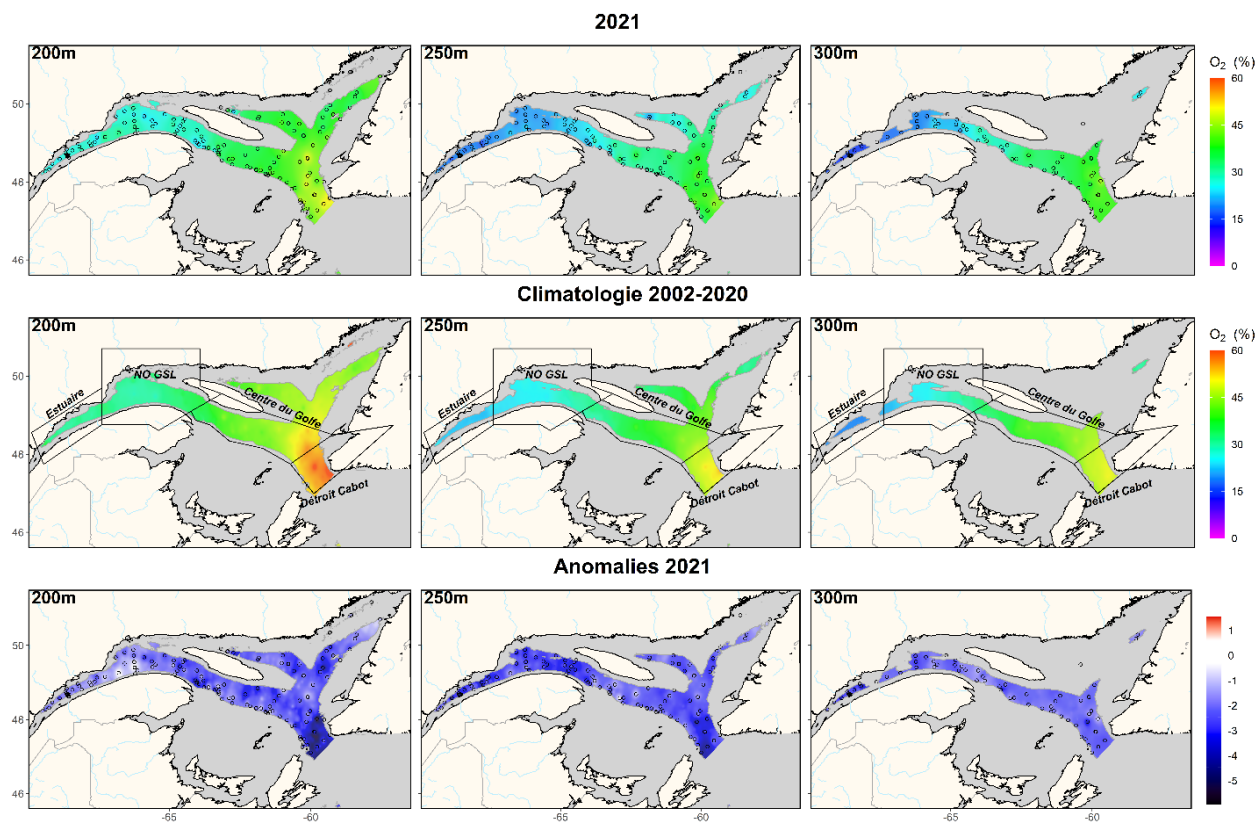
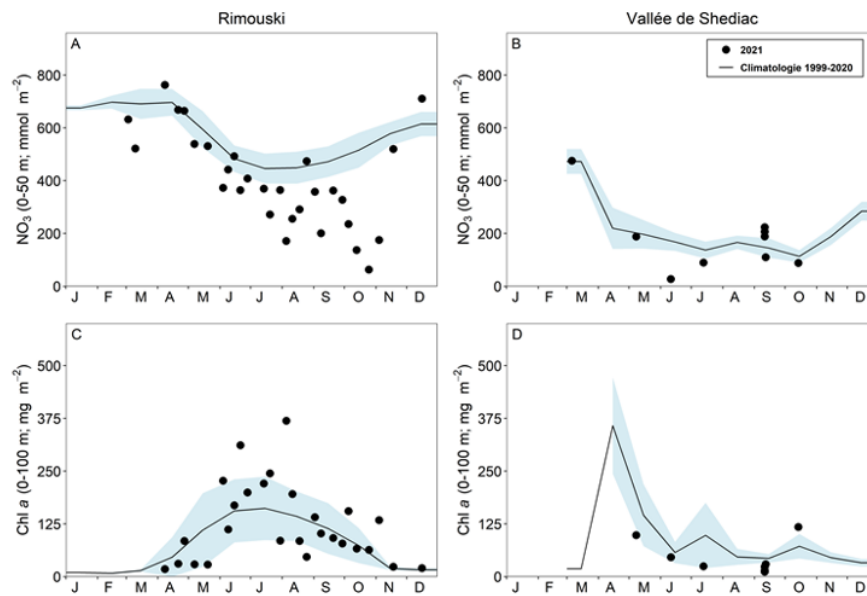


Figure 6. Distribution moyenne annuelle de la saturation en oxygène dissous à une profondeur de 200 m, 250 m et 300 m dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent en 2021 (panneau supérieur). La climatologie (2002-2020; panneau du centre) et les anomalies (panneau du bas) sont également montrées. Le bleu indique des conditions sous la normale (anomalie négative), le rouge, des conditions au-dessus de la normale (anomalie positive), et le blanc représente les conditions normales. Les cercles ouverts représentent la localisation des stations en 2021.

		Concentration en oxygène dissous (μM) à 300m																					
		2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Moy.	É.T.
Rimouski		62.7	57	62.1	61.7	68.3	64.5	62.4	64.7	59.3	66.2	63.8	64.5	58.3	56.4	54.6	53.3	55.7	50.5	44.2	46.2	59.5	6
Estuaire		64.4	56.8	60.9	64	66.5	64.3	62.7	65.4	60	65.8	64.2	66.6	60.9	57	56.4	55.6	56.4	51.4	45.3	46.4	60.2	5.7
Nord-ouest Golfe		87.9	78.7	81.7	88.6	86.4	90.8	78.8	82	86.7	101.3	91.1	85.2	81.8	92.7	73.6	78.4	72.7	69.5	72.9	64.8	83.2	8.1
Centre Golfe		155.4	142.4	150.3	166.5	152.8	162.9	157.5	153	156	163	152	157.4	145.3	142.2	130.8	126.7	125.8	121.2	121.9	117	146.5	14.6
Détroit Cabot		128.5	100.4	141	133.3	141.9	129.5	125.6	134.8	132.8	141.2	140.3	141.4	132.9	135.6	114.5	109.5	109.9	100.2	88.8	102	125.4	16.4

Figure 7. Série temporelle de la concentration d'oxygène dissous (μM) dans la couche profonde. Les nombres à droite du tableau synoptique sont les moyennes et les écarts-types des climatologies (2002-2020). Les nombres dans les boîtes sont les concentrations en oxygène et la couleur des cellules représente l'anomalie associée. Le bleu indique des conditions sous la normale (anomalie négative), le rouge, des conditions au-dessus de la normale (anomalie positive), et le blanc représente les conditions normales.



		Rimouski																					Moy.	É.T.		
		1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021		
Chl a 0-100m		2.44	-0.79	0.73	-0.12	0.75	-1.58	-1.04	-1	0.62	-2.21	-0.33	-0.07	-0.09	0.35	-0.52	1.27	0.17	0.63	-0.4	0.41	0.76	0.02	0.94	34.4	17.2
NO ₃ 0-50m		-0.23	1.07	0.48	1.88	-0.3	1.37	-0.25	0	-0.41	0.76	-1.62	-2.16	-0.84	-0.57	0.43	0.78	0.7	-1.28	0.25	-1.16	0.47	0.63	-2.84	571.7	73.9
NO ₃ 50-150m		-1.32	-0.44	0.95	1.31	-0.61	-0.15	-0.37	1.11	1.31	-0.38	0.2	-1.67	-1.22	0.22	-0.65	0.99	0.59	0.33	-0.29	-2.02	1.36	0.76	-0.66	1434.9	106.4
NO ₃ 150-320m		2.72	-0.68	-1.02	0.5	0.16	0.12	1.18	1.56	0.48	-1.17	0.2	-1.52	-0.55	-0.23	-0.24	0.69	0.46	-0.81	-0.89	-1.21	0.06	0.2	0.37	3851.6	134.4

		Vallée de Shediac																					Moy.	É.T.		
		1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021		
Chl a 0-100m		-1.03	-1.43	-0.13	2.47	0.17	-0.34	-0.67	-0.03	1.57	1.52	-0.04	-0.7	-1.18	0.36	0.54	-0.31	-0.38	-0.96	1.26	-0.55	-0.15	-1.11	50	15.9	
NO ₃ 0-50m		0.81	1.72	-0.04	0.59	0.7	0.75	-0.88	0.65	-2.01	-0.1	1.14	-1.96	-1.12	0.05	0.19	0.54	0	-0.15	0.96	-1.33	-0.55	-0.22	172.6	42.9	
NO ₃ 50-84m		-0.21	0.21	0.7	0.38	0.39	1.45	-2.04	0.82	-1.72	-0.16	-0.29	-0.48	-0.26	0.57	0.61	-0.84	0.95	0.44	0.74	-2.21	0.95	-1.57	230.5	43.8	

Figure 8. Inventaires de nitrate (0-50 m; panneaux supérieurs) et inventaire de chlorophylle a (0-100 m pour Rimouski et 0-84 m pour la vallée de Shediac; panneaux inférieurs) en 2021 (cercles noirs) avec conditions moyennes ($\pm 0,5$ écart-type) pour la période de référence 1999-2020 (ligne noire avec ombrage bleu) aux stations de Rimouski et de la vallée de Shediac. Les anomalies annuelles normalisées (tableau synoptique) pour les teneurs en chlorophylle a (mg/m^2) et les concentrations d'éléments nutritifs (mmol/m^2) sont également présentées avec les moyennes et les écarts-types des variables pour la période de référence 1999-2020 à la droite du tableau synoptique. Le bleu indique des conditions sous la normale (anomalie négative), le rouge, des conditions au-dessus de la normale (anomalies positives), et le blanc représente les conditions normales.

Rimouski - Nitrate + Nitrite

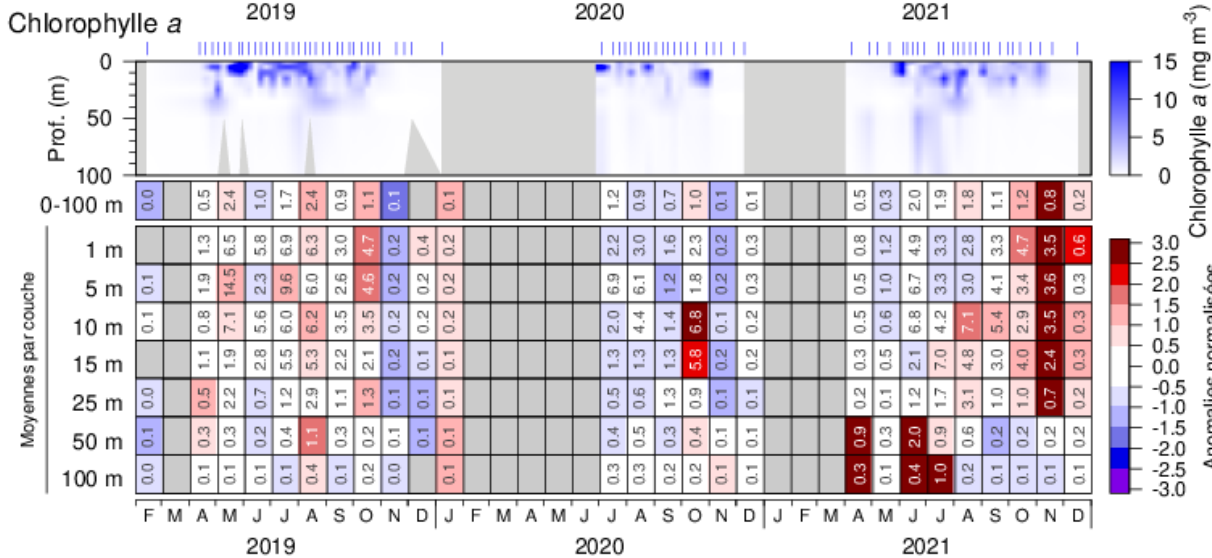
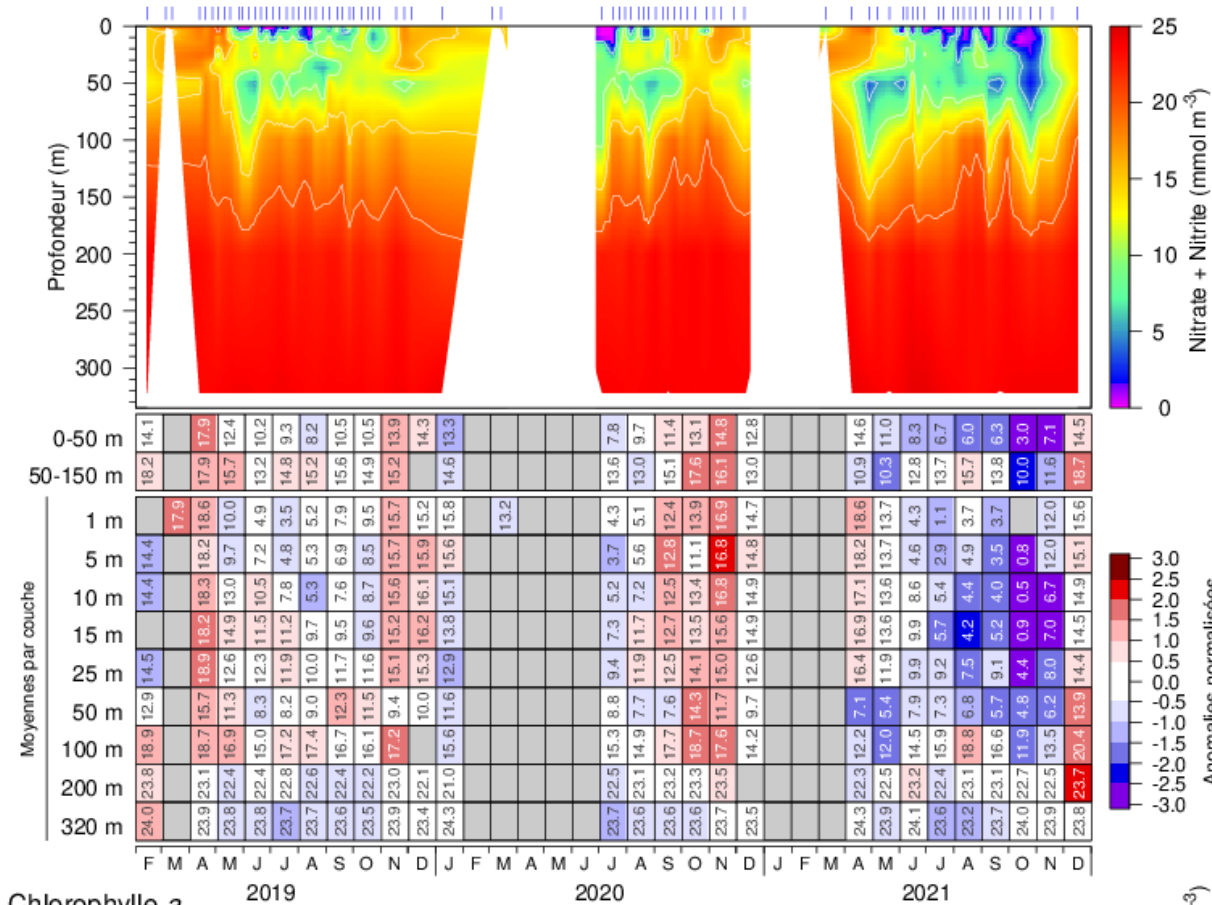
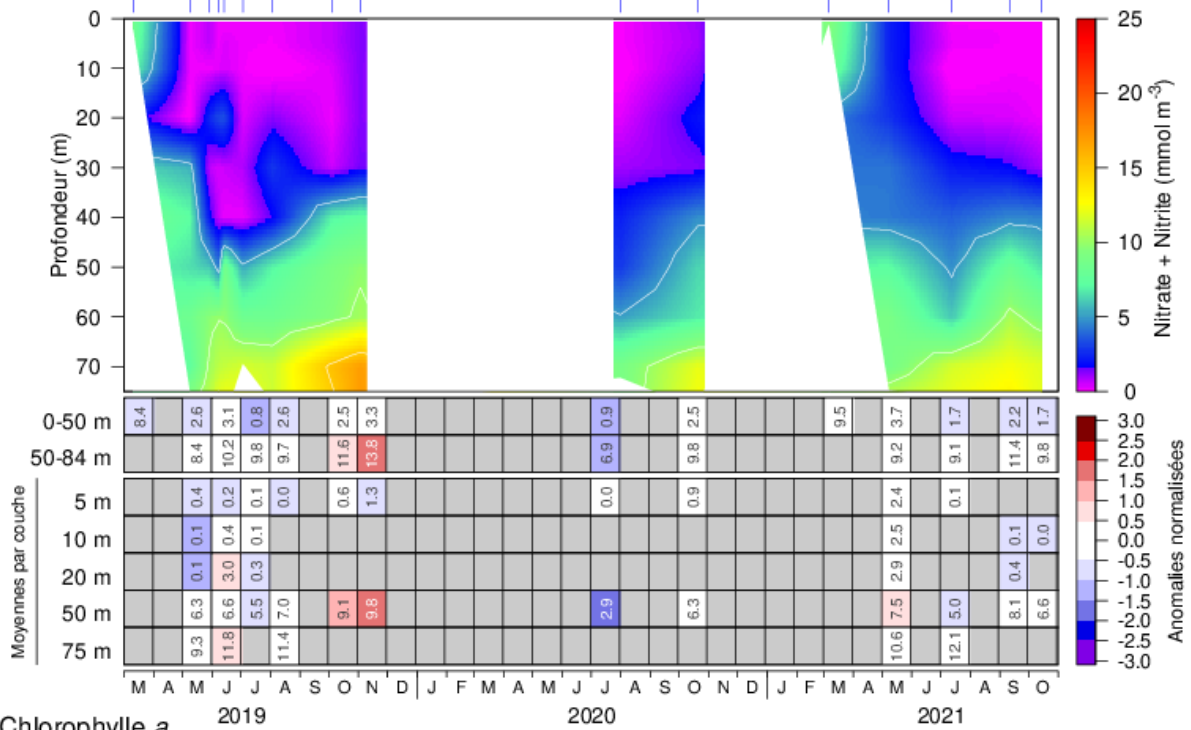


Figure 9. Concentrations de nitrate (haut) et de chlorophylle a (bas) à la station de Rimouski lors des saisons d'échantillonnage de 2019 à 2021. Les tracés de contours sont élaborés à partir de données de sorties individuelles tandis que les moyennes mensuelles sont indiquées dans les tableaux sous les graphiques (nitrates : mmol m^{-3} ; chl a : mg m^{-3}). La couleur des cellules indique les anomalies normalisées selon la climatologie de 1999 à 2020 : le bleu indique des conditions sous la normale (anomalie négative), le rouge, des conditions au-dessus de la normale (anomalies positives), et le blanc représente les conditions normales. En mars, les climatologies de la moyenne mensuelle intégrée des nitrates (0-50 m) et des moyennes mensuelles de chaque profondeur ne contiennent pas le même nombre de données, ce qui peut entraîner une incohérence des anomalies entre les valeurs intégrées et les valeurs en fonction de la profondeur.

Vallée de Shediac - Nitrate + Nitrite



Chlorophylle a

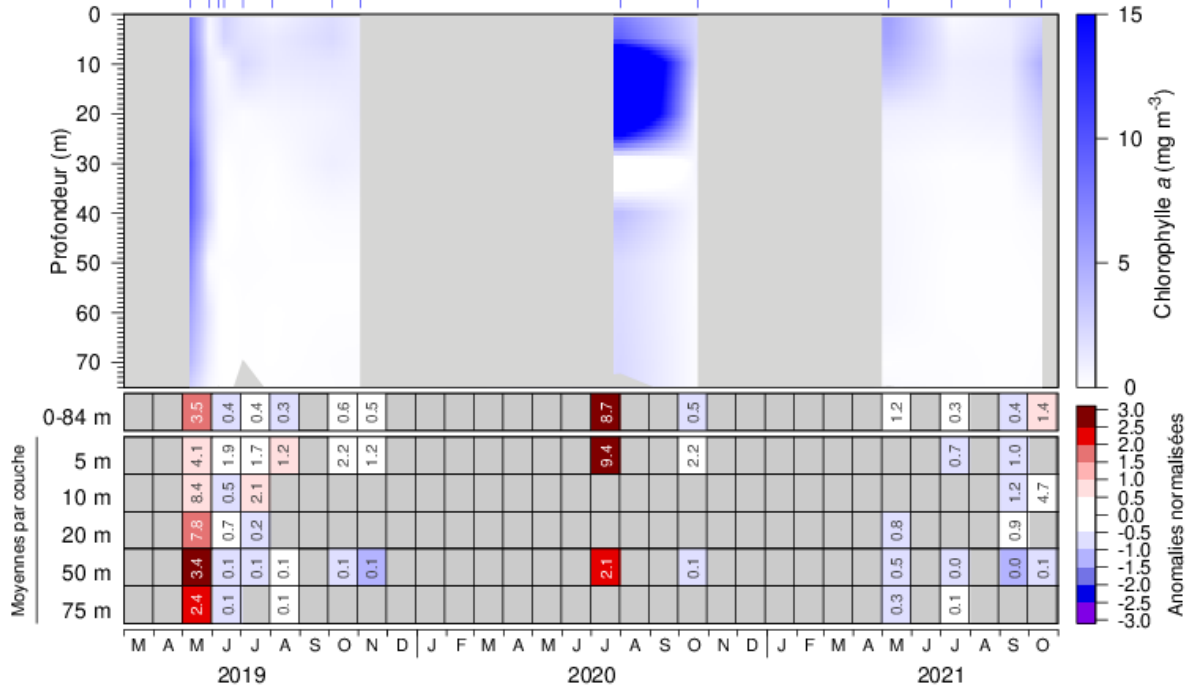


Figure 10. Concentrations de nitrate (haut) et de chlorophylle a (bas) à la station de la vallée de Shediac lors des saisons d'échantillonnage de 2019 à 2021. Les tracés de contours sont élaborés à partir de données de sorties individuelles tandis que les moyennes mensuelles sont indiquées dans les tableaux sous les graphiques (nitrates : mmol m^{-3} ; chl a : mg m^{-3}). La couleur des cellules indique les anomalies normalisées selon la climatologie de 1999 à 2020 : le bleu indique des conditions sous la normale (anomalie négative), le rouge, des conditions au-dessus de la normale (anomalies positives), et le blanc représente les conditions normales. En mars, les climatologies de la moyenne mensuelle intégrée des nitrates (0-50 m) et des moyennes mensuelles de chaque profondeur ne contiennent pas le même nombre de données, ce qui peut entraîner une incohérence des anomalies entre les valeurs intégrées et les valeurs en fonction de la profondeur.

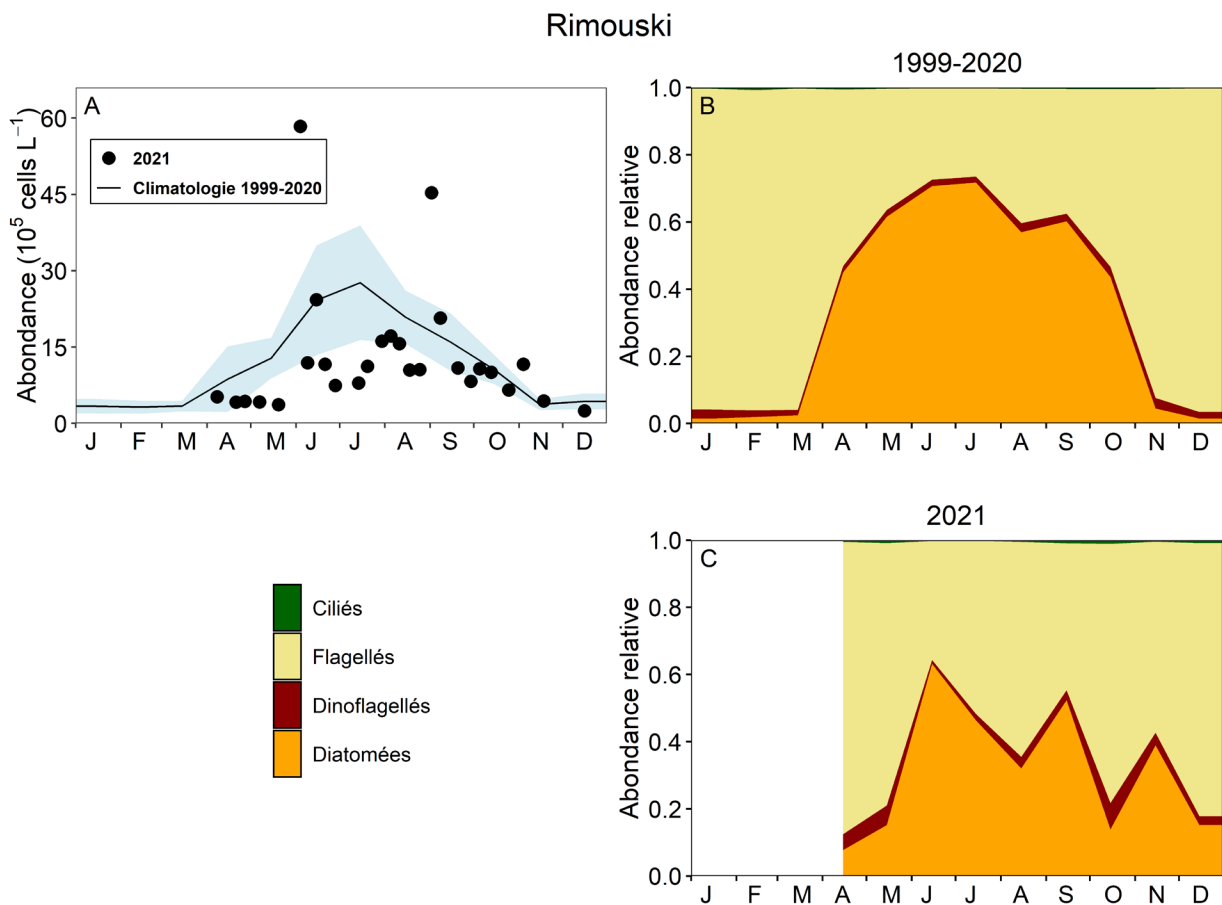


Figure 11. Abondance du phytoplancton (A) et composition de la communauté à la station de Rimouski pour la période de référence 1999-2020 (B; aucune donnée en 2010) et pour 2021 (C). L'ombrage bleu sur le panneau (A) représente $\pm 0,5$ écart-type de la moyenne mensuelle d'abondance du phytoplancton pour la climatologie. Les ciliés sont difficiles à voir sur cette figure puisqu'ils représentent $< 1\%$ des cellules de phytoplancton à tous les mois de la climatologie. C'était également le cas en 2021.

		Rimouski																								
		1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Moy.	É.T.
Diatomée		0.4	-0.61	0.41	0.41	1.07	-1.79	-1.4	-1.03	0.57	-1.65	-0.72		0.91	0.5	-0.7	1.23	0.32	0.79	-1.56	0.25	1.77	0.78	0.53	56	29
Dino		-0.42	-0.1	0.72	0.7	0.98	0.48	0.99	1.65	2.04	0.88	1.1		0.13	0.05	-0.1	-0.89	-0.86	-0.98	-1.34	-1.15	-0.54	-0.81	0.23	20	12
Flag		-1.92	-1.83	-0.73	-1.1	-0.21	-1.04	1.28	1.68	1.9	0.42	1.07		-0.16	-0.87	0.4	-0.53	0.04	0.47	0.35	-0.48	0.15	-0.04	0.33	385	159
Cilié		-1.97	-1.33	0.84	0.67	0.38	-1.4	1.96	1.37	1.37	0.15	0.08		0.49	1.14	-0.1	0.09	-0.14	-0.47	-0.95	-0.32	-0.47	-1.46	0.41	3	1
Total		0.15	-1.69	-0.2	-0.61	0.54	-2.71	0.17	0.9	1.87	-0.99	0.74		0.16	-0.6	-0.48	-0.05	-0.29	1.49	-0.35	-0.35	1.21	0.14	0.18	614	171
Diat/Dino		0.93	-0.24	-0.18	-0.27	-0.05	-1.55	-1.51	-1.6	-0.95	-1.62	-1.05		0.4	0.2	-0.48	1.24	0.59	1.2	-0.07	0.83	1.45	1	0.11	5	4
Diat/Flag		2.55	0.73	0.68	0.76	0.76	-1.27	-1.51	-1.37	-0.76	-1.51	-0.72		0.35	0.56	-0.92	0.68	-0.22	0.73	-0.67	0.37	0.99	0.28	-0.25	1	1
		Vallée de Shediac																								
		1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Moy.	É.T.
Diatomée		-0.29	0.89	-0.25	1.6	0.18	0.95	-1.13	0.16	2.06	1.57	-0.23	-1.18	-0.79	-0.58	0.48	-1.16	-1.24	-1.03	0.72	-0.64	-0.1		-1.26	49	44
Dino		0.55	1.79	-0.35	0.22	-0.43	1.52	-0.13	-1.22	-0.63	1.12	-1.59	-1.33	-0.53	-1.23	-1.09	0.84	-0.04	1.36	0.62	0.66	-0.11		-0.19	4	2
Flag		-1.38	0.28	0.59	0.07	0.32	1.03	-0.24	-0.95	-0.78	0.18	-0.78	-1.91	0.12	-0.96	-0.22	1.84	-0.96	1.71	1.54	0.18	0.29		-0.14	15	13
Cilié		0.88	0.21	-0.67	0.18	-0.59	1.56	-0.81	-1.36	-0.4	1.2	-1.24	-0.59	-0.25	-1.7	-0.32	0.08	-0.14	0.9	0.32	2.43	0.3		0.67	1	1
Total		-0.96	0.63	-0.19	1.44	0.29	0.86	-0.51	-0.37	1.74	1.51	-0.63	-2.08	-0.87	-0.91	-0.14	0.33	-1.31	0.14	1.21	-0.52	0.35		-1.1	88	52
Diat/Dino		-0.76	-0.41	-0.01	1.39	0.39	-0.21	-0.58	0.82	2.44	0.77	0.78	-0.15	-0.53	0.16	1.07	-1.27	-1.15	-1.84	0.17	-1.04	-0.05		-1.13	17	17
Diat/Flag		0.73	0.05	-0.85	1.23	-0.08	-0.41	-0.17	0.67	2.71	1.07	0.38	0.21	-0.92	0.18	0.17	-1.71	-0.13	-1.78	-0.63	-0.7	0		-0.79	8	9

Figure 12. Série temporelle des anomalies annuelles normalisées (Avril-Décembre) pour l'abondance (10^3 cellules L^{-1}) des principaux groupes taxonomiques de phytoplancton (diatomées, dinoflagellés, flagellés, ciliés), l'abondance totale du phytoplancton et les ratios diatomées/dinoflagellés et diatomées/flagellés aux stations de Rimouski et de la vallée de Shediac. La moyenne et l'écart-type des variables pour la période de référence 1999-2020 sont indiqués à droite du tableau synoptique. Le bleu indique des conditions sous la normale (anomalie négative), le rouge, des conditions au-dessus de la normale (anomalies positives), et le blanc représente les conditions normales. Aucune donnée n'est disponible en 2010 à la station Rimouski, et il n'y a pas eu suffisamment d'échantillons récoltés en 2020 pour calculer une anomalie à la station de la vallée de Shediac.

Vallée de Shediac

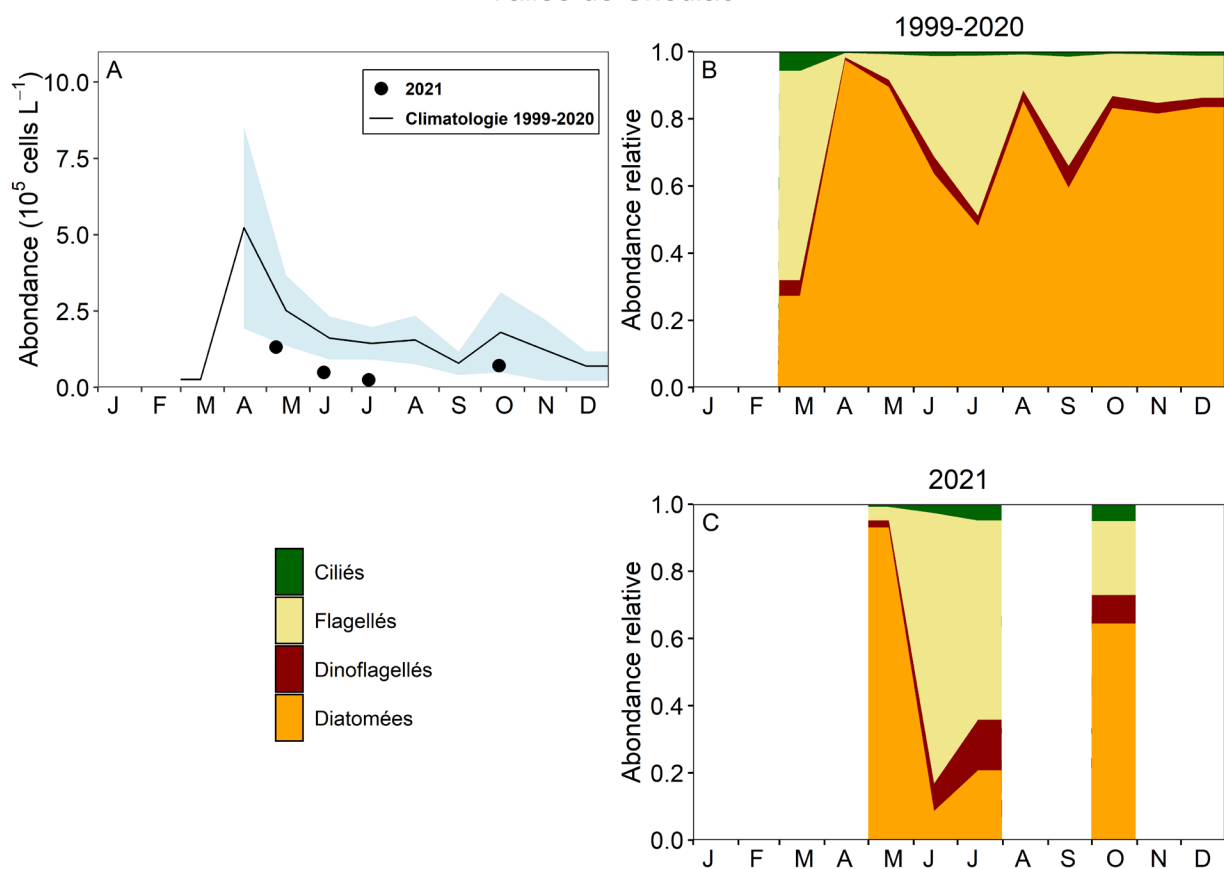


Figure 13. Abondance du phytoplancton (A) et composition de la communauté à la station de Rimouski pour la période de référence 1999-2020 et pour 2021 (C). L'ombrage bleu sur le panneau (A) représente $\pm 0,5$ écart-type de la moyenne mensuelle d'abondance du phytoplancton pour la climatologie.

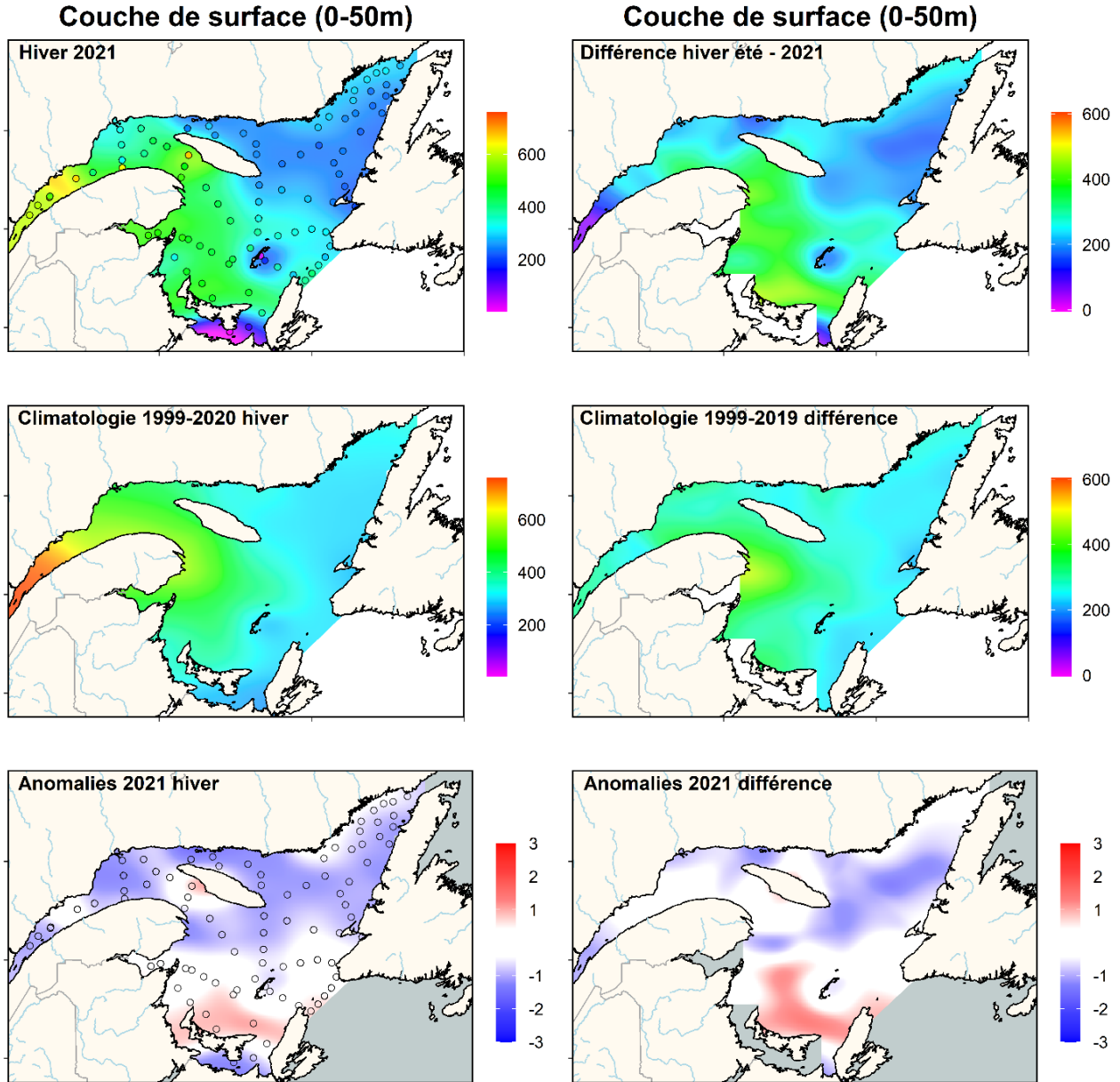


Figure 14. Inventaires totaux (mmol m^{-2}) de nitrates ($\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$) dans la couche de surface (0-50 m) de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent au début du mois de mars 2021 (panneau supérieur gauche). Différence dans les inventaires totaux de nitrates (mmol m^{-2}) dans la couche de surface de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent entre l'hiver et le début de l'été (panneau supérieur droit). La climatologie (2001-2020 pour l'hiver et 2001-2019 pour la différence; panneaux du milieu) et les anomalies (panneaux inférieurs) sont également présentées. Le bleu indique des conditions sous la normale (anomalie négative), le rouge, des conditions au-dessus de la normale (anomalies positives), et le blanc représente les conditions normales.

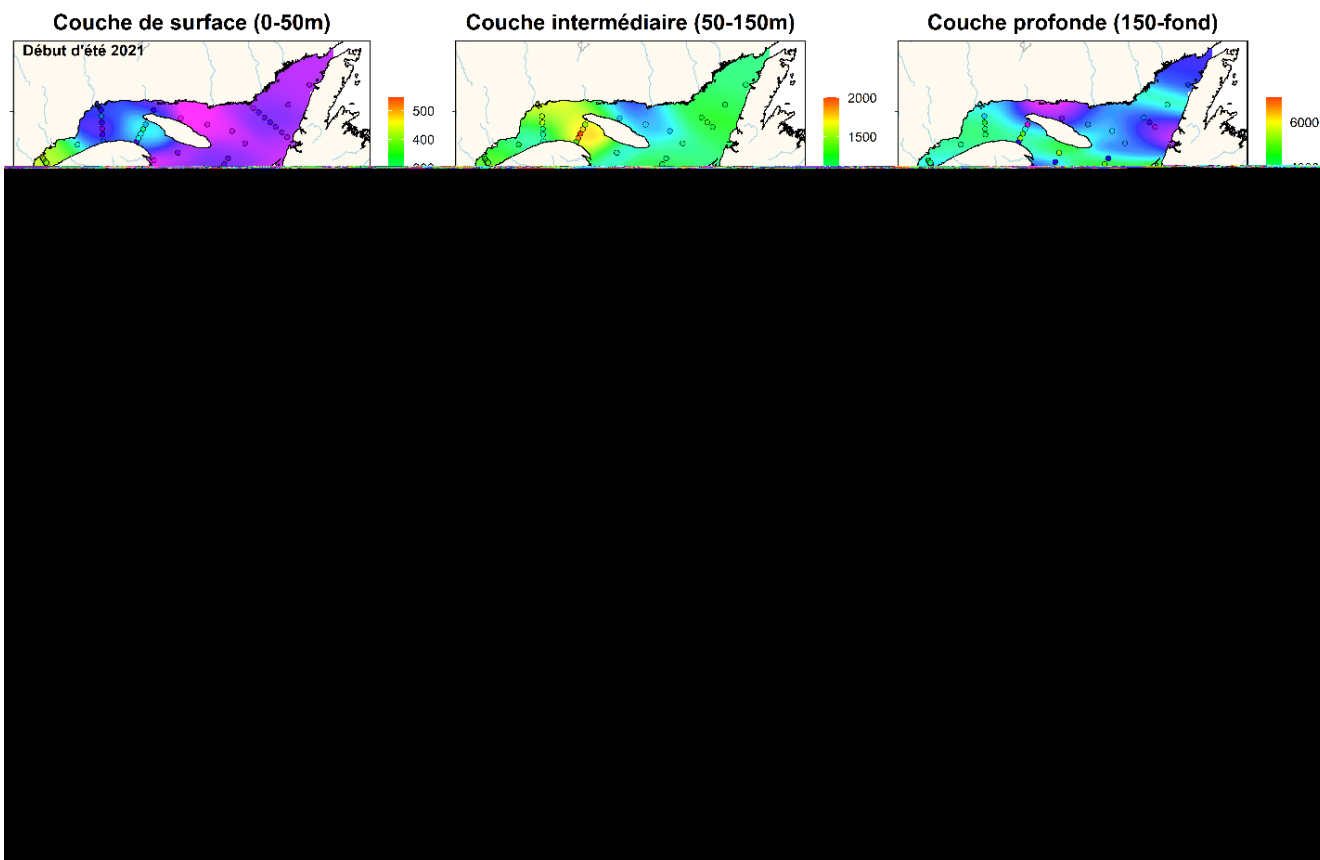


Figure 15. Inventaires (mmol m^{-2}) totaux de nitrate ($\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$) dans la couche de surface (panneaux de gauche), la couche intermédiaire (panneaux du centre) et la couche profonde (panneaux de droite) de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent au début de l'été 2021 (panneaux supérieurs). La climatologie (1999-2019; panneaux centraux) et les anomalies (panneaux inférieurs) sont également présentées pour chaque couche. Le bleu indique des conditions sous la normale (anomalie négative), le rouge, des conditions au-dessus de la normale (anomalies positives), et le blanc représente les conditions normales.

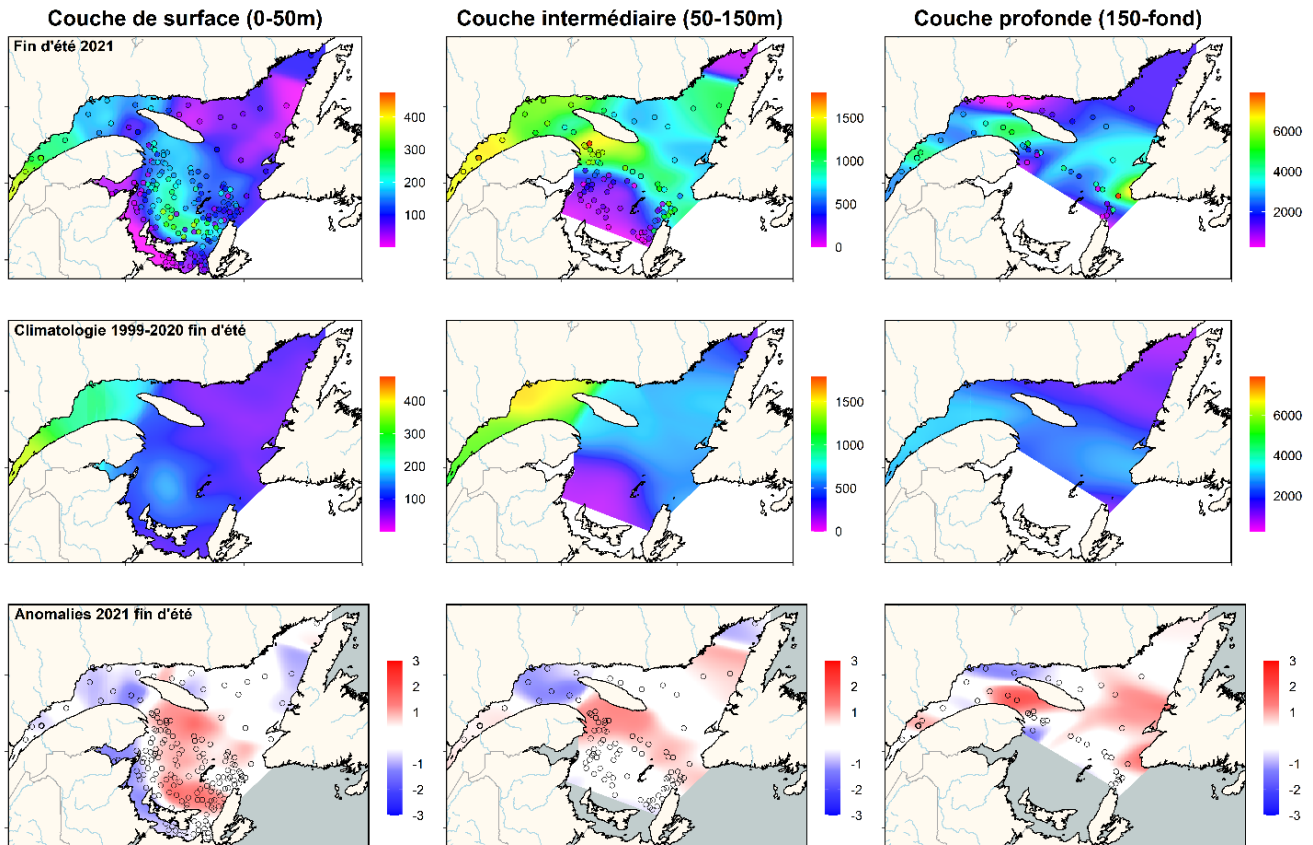


Figure 16. Inventaires (mmol m^{-2}) totaux de nitrate ($\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$) dans la couche de surface (panneaux de gauche), la couche intermédiaire (panneaux du centre) et la couche profonde (panneaux de droite) de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent à la fin de l'été 2021 (panneaux supérieurs). La climatologie (1999-2020; panneaux centraux) et les anomalies (panneaux inférieurs) sont également présentées pour chaque couche. Le bleu indique des conditions sous la normale (anomalie négative), le rouge, des conditions au-dessus de la normale (anomalies positives), et le blanc représente les conditions normales.

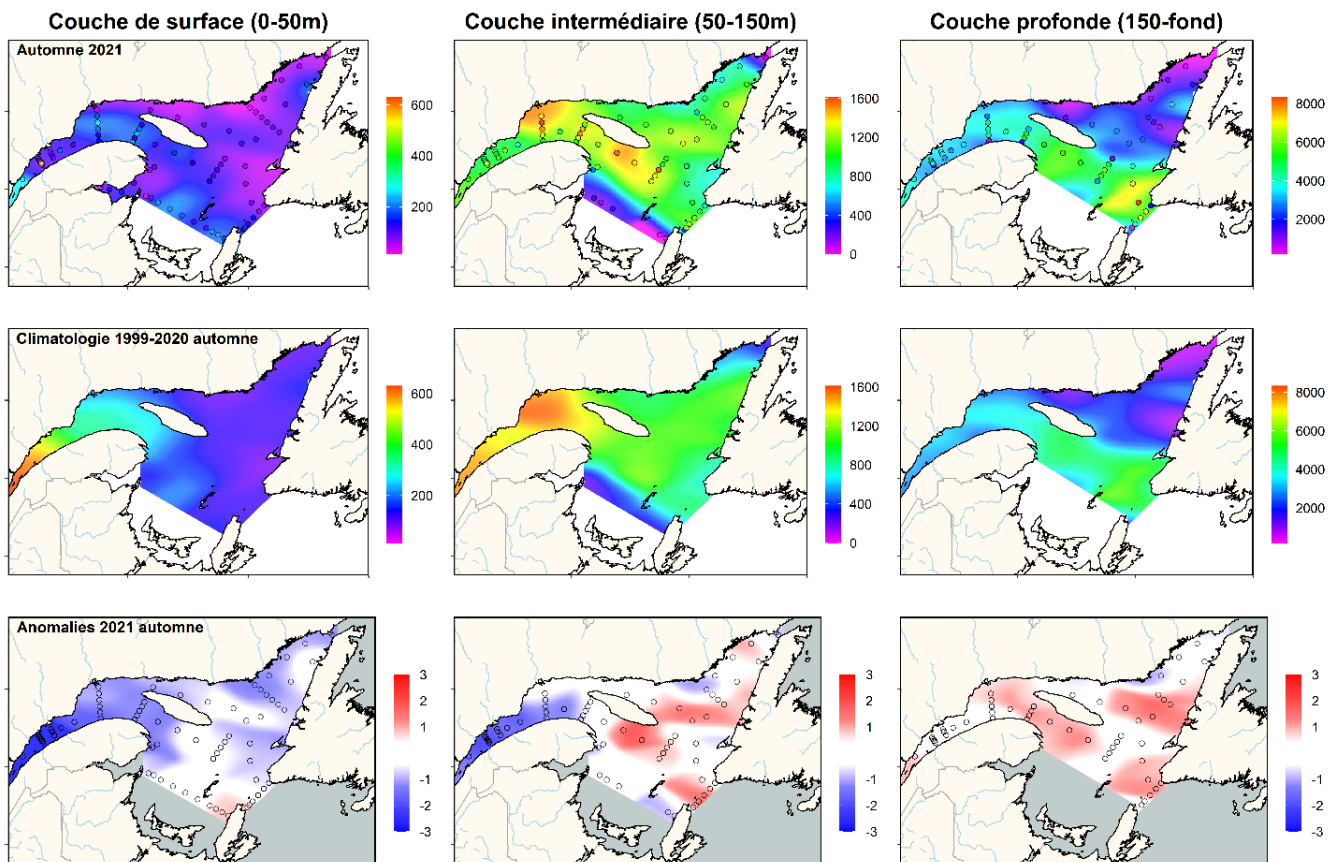


Figure 17. Inventaires (mmol m^{-2}) totaux de nitrate ($\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$) dans la couche de surface (panneaux de gauche), la couche intermédiaire (panneaux du centre) et la couche profonde (panneaux de droite) de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent à l'automne 2021 (panneaux supérieurs). La climatologie (1999-2020; panneaux centraux) et les anomalies (panneaux inférieurs) sont également présentées pour chaque couche. Le bleu indique des conditions sous la normale (anomalie négative), le rouge, des conditions au-dessus de la normale (anomalies positives), et le blanc représente les conditions normales.

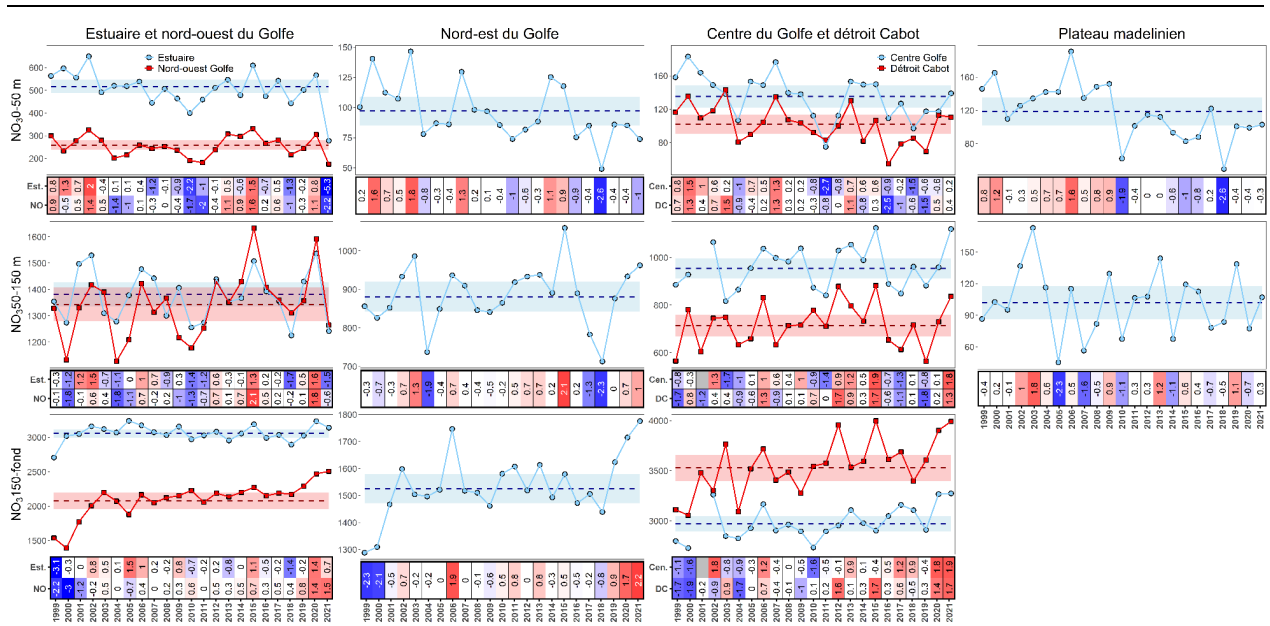


Figure 18. Séries temporelles des moyennes annuelles (lignes) et des anomalies annuelles normalisées (tableau synoptique) pour le nitrate (mmol m^{-2}) dans les couches de surface, intermédiaire et profonde des régions/sous-régions du golfe. Les moyennes (lignes horizontales pointillées) et les écarts-types (ombrage bleu ou rouge) pour les climatologies 1999-2020 sont également présentés pour chaque région/sous-région et chaque couche d'eau. Dans les tableaux synoptiques, le bleu indique des conditions sous la normale (anomalie négative), le rouge, des conditions au-dessus de la normale (anomalies positives), et le blanc représente les conditions normales.

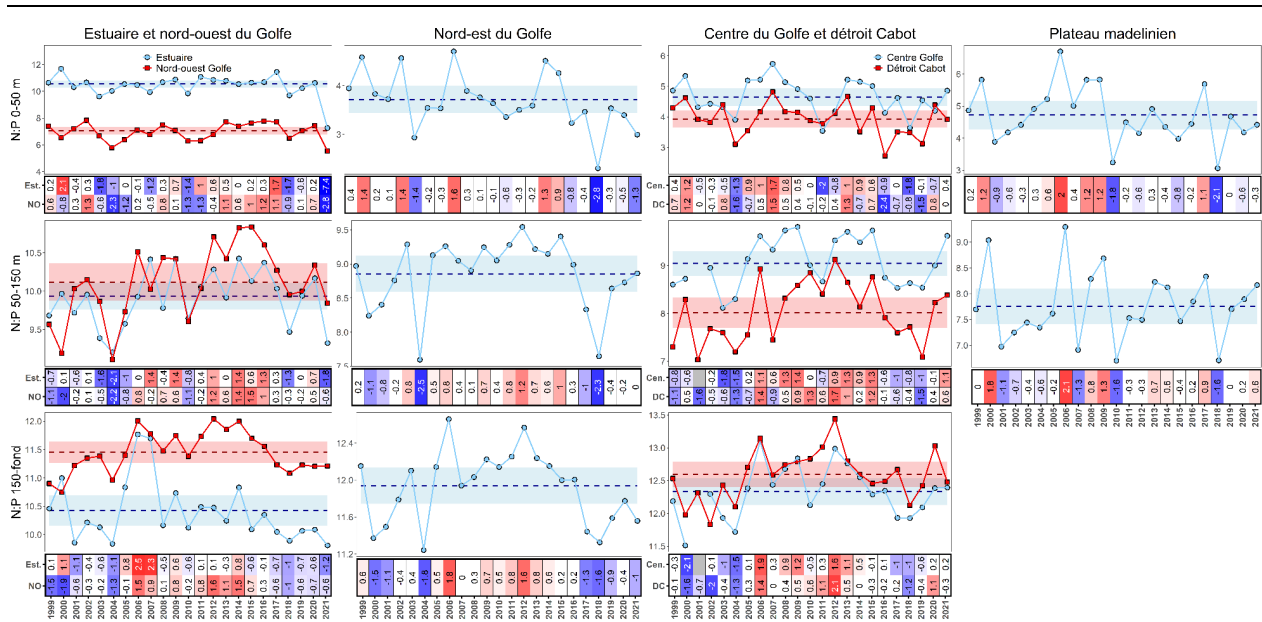


Figure 19. Séries temporelles des moyennes annuelles (lignes) et des anomalies annuelles normalisées (tableau synoptique) pour le ratio N:P dans les couches de surface, intermédiaire et profonde des régions/sous-régions du golfe. Les moyennes (lignes horizontales pointillées) et les écarts-types (ombrage bleu ou rouge) pour les climatologies 1999-2020 sont également présentés pour chaque région/sous-région et chaque couche d'eau. Dans les tableaux synoptiques, le bleu indique des conditions sous la normale (anomalie négative), le rouge, des conditions au-dessus de la normale (anomalies positives), et le blanc représente les conditions normales.

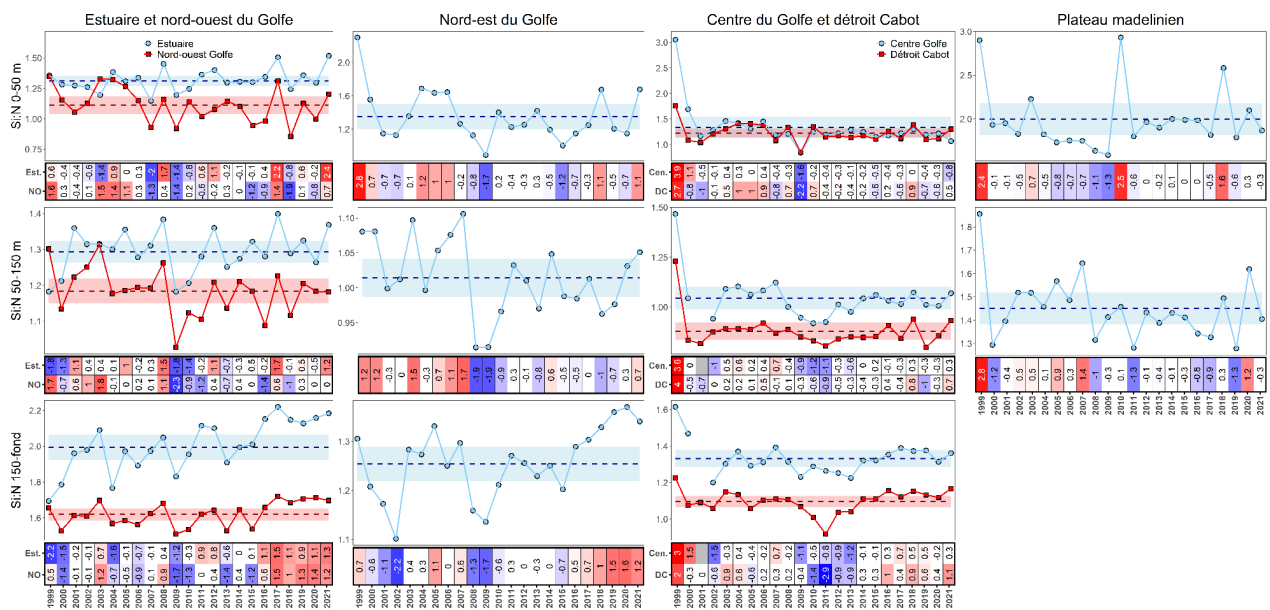


Figure 20. Séries temporelles des moyennes annuelles (lignes) et des anomalies annuelles normalisées (tableau synoptique) pour le ratio Si:N dans les couches de surface, intermédiaire et profonde des régions/sous-régions du golfe. Les moyennes (lignes horizontales pointillées) et les écarts-types (ombrage bleu ou rouge) pour les climatologies 1999-2020 sont également présentés pour chaque région/sous-région et chaque couche d'eau. Dans les tableaux synoptiques, le bleu indique des conditions sous la normale (anomalie négative), le rouge, des conditions au-dessus de la normale (anomalies positives), et le blanc représente les conditions normales.

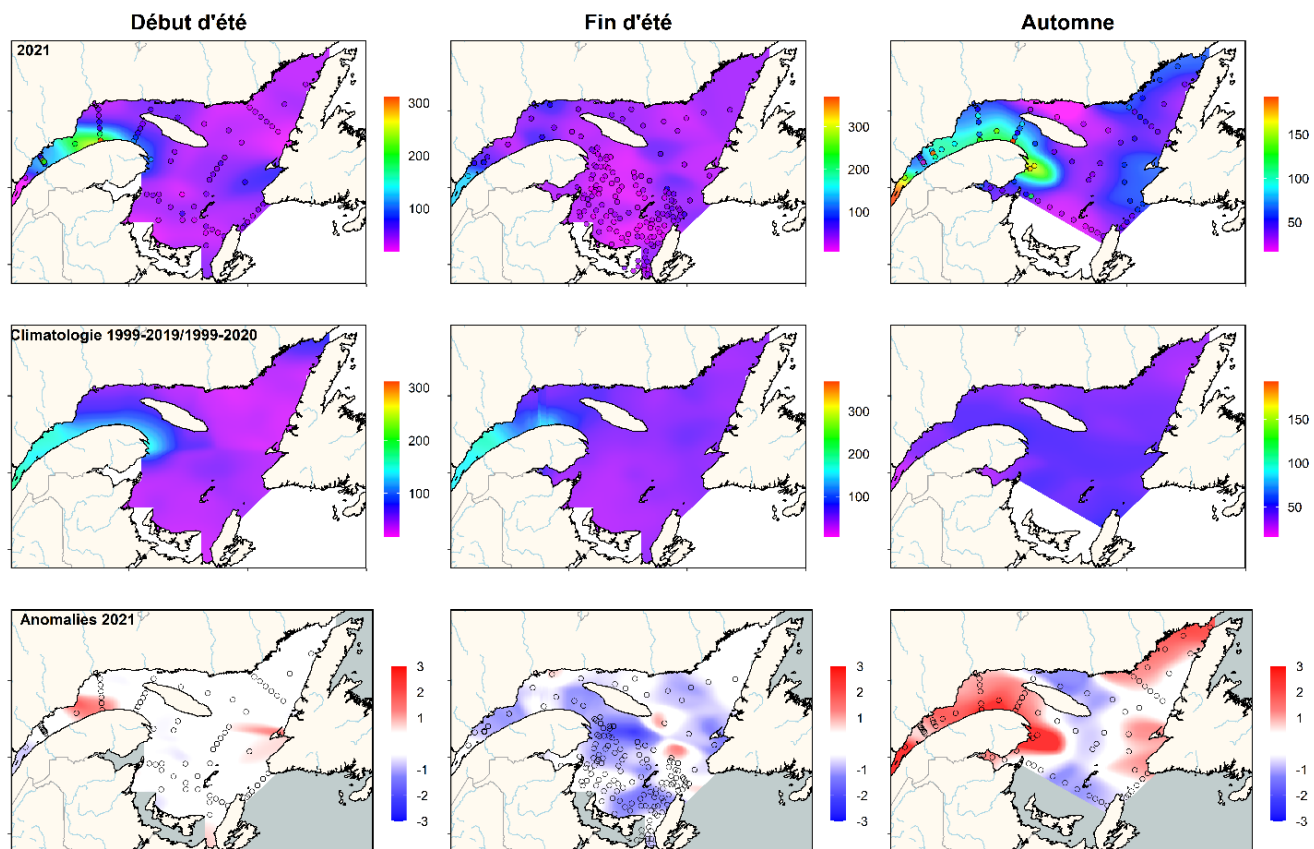


Figure 21. Inventaires (mg m^{-2}) de chlorophylle a intégrés verticalement (0-100 m) dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent au début de l'été (panneaux de gauche), à la fin de l'été (panneaux centraux) et à l'automne (panneaux de droite) 2021. Les climatologies (1999-2019 pour le début d'été et 1999-2020 pour les autres saisons; panneaux du milieu) et les anomalies (panneaux inférieurs) sont également présentées pour chaque saison. Le bleu indique des conditions sous la normale (anomalie négative), le rouge, des conditions au-dessus de la normale (anomalies positives), et le blanc représente les conditions normales.

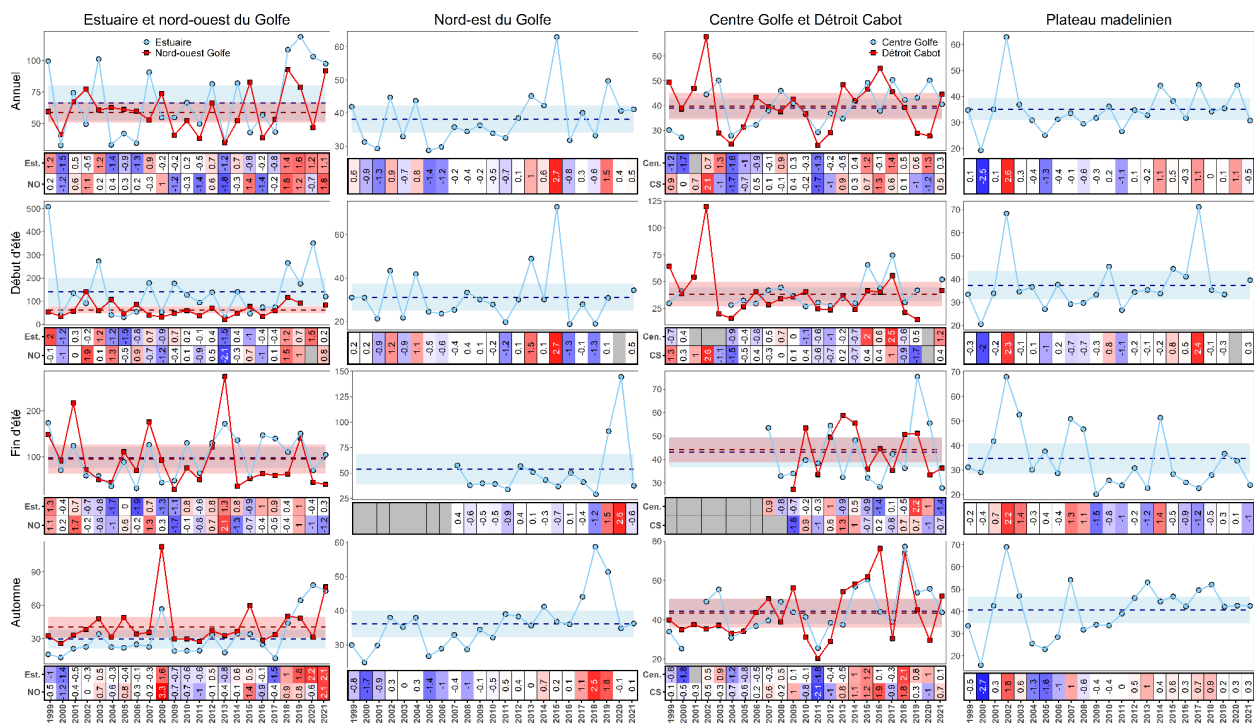


Figure 22. Séries temporelles des moyennes annuelles et saisonnières (lignes) et des anomalies annuelles et saisonnières normalisées (tableau synoptique) pour l'inventaire de chlorophylle a (mg m^{-2}) intégrée verticalement (0-100 m) dans les régions/sous-régions du golfe. Les moyennes (lignes horizontales pointillées) et les écarts-types (ombrage bleu ou rouge) pour les climatologies 1999-2020 sont également présentés pour chaque région/sous-région et chaque saison. Dans les tableaux synoptiques, le bleu indique des conditions sous la normale (anomalie négative), le rouge, des conditions au-dessus de la normale (anomalies positives), et le blanc représente les conditions normales.

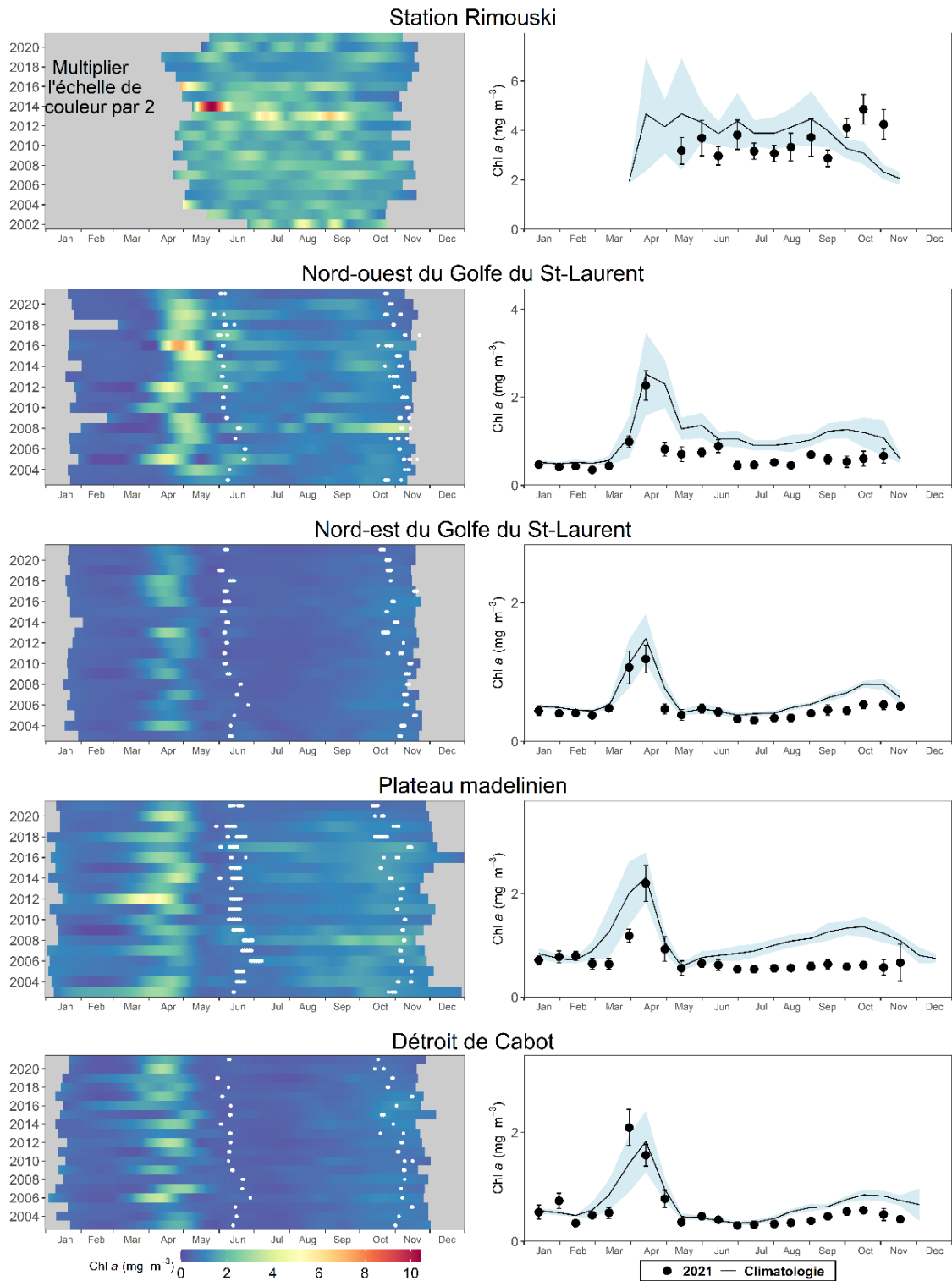


Figure 23. Panneaux de gauche : Série temporelle lissée à partir d'un LOESS des concentrations de chlorophylle a en surface issues des données de la sonde de fluorescence fixée sur la bouée Viking à la station de Rimouski (panneau du haut) et des données journalières MODIS de couleur de l'océan dans chaque polygone de couleur de l'océan (voir la figure 4). Les points blancs indiquent les dates des principales campagnes d'échantillonnage du PMZA. Panneaux de droite : comparaison des moyennes bimensuelles ($\pm 0,5$ écart-type) des estimés de chlorophylle a en surface en 2021 (cercles noirs) et des conditions moyennes ($\pm 0,5$ écart-type) enregistrées pour la climatologie 2003-2020 (2002-2020 pour la station Rimouski; ligne noire avec ombrage bleu) dans les mêmes boîtes de couleur de l'océan.

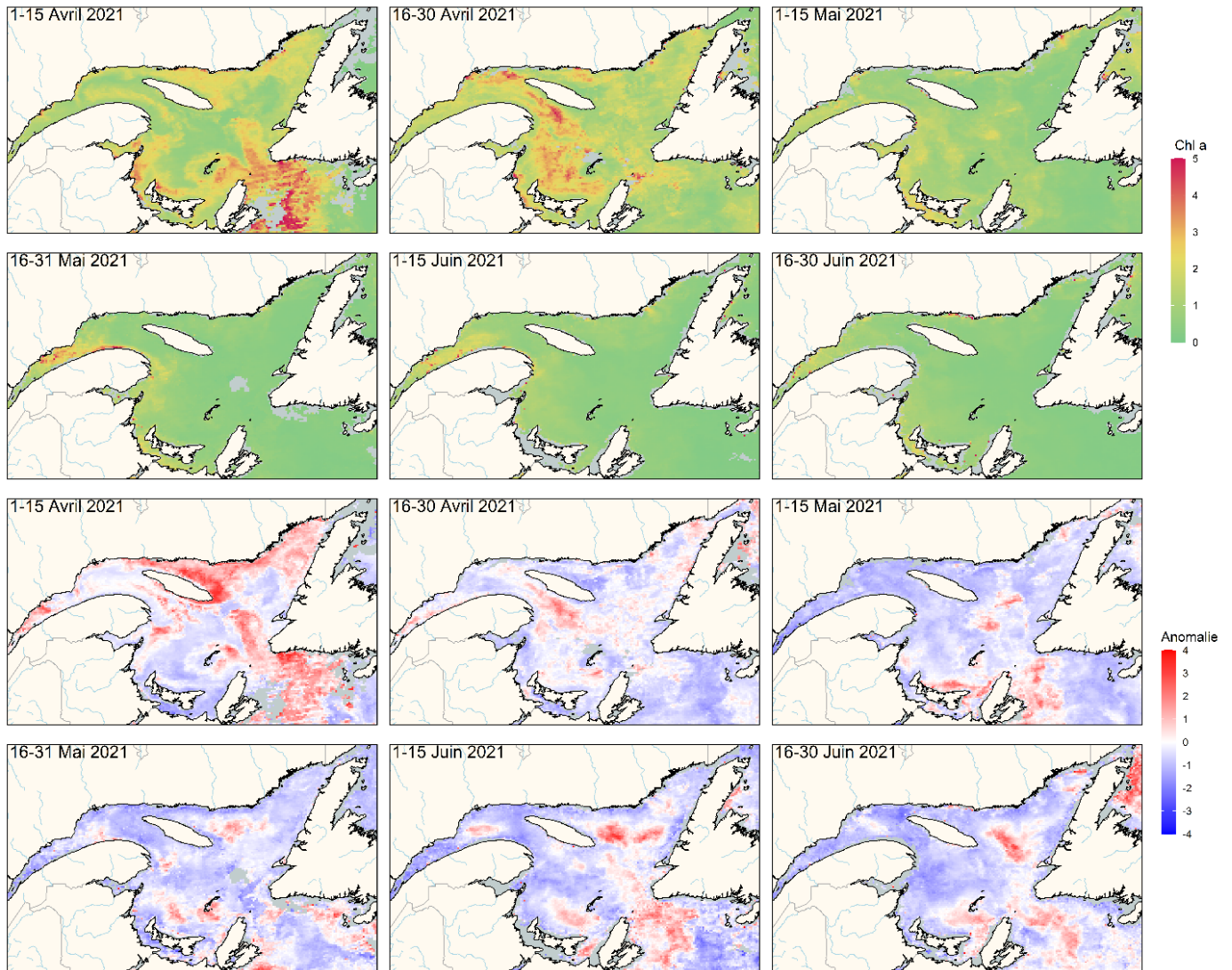


Figure 24. Images composites MODIS de la chlorophylle a en surface (panneaux supérieurs) et des anomalies normalisées de chlorophylle a basée sur la climatologie 2003-2020 (panneaux inférieurs) dans le golfe du Saint-Laurent au cours du printemps et du début de l'été 2021.

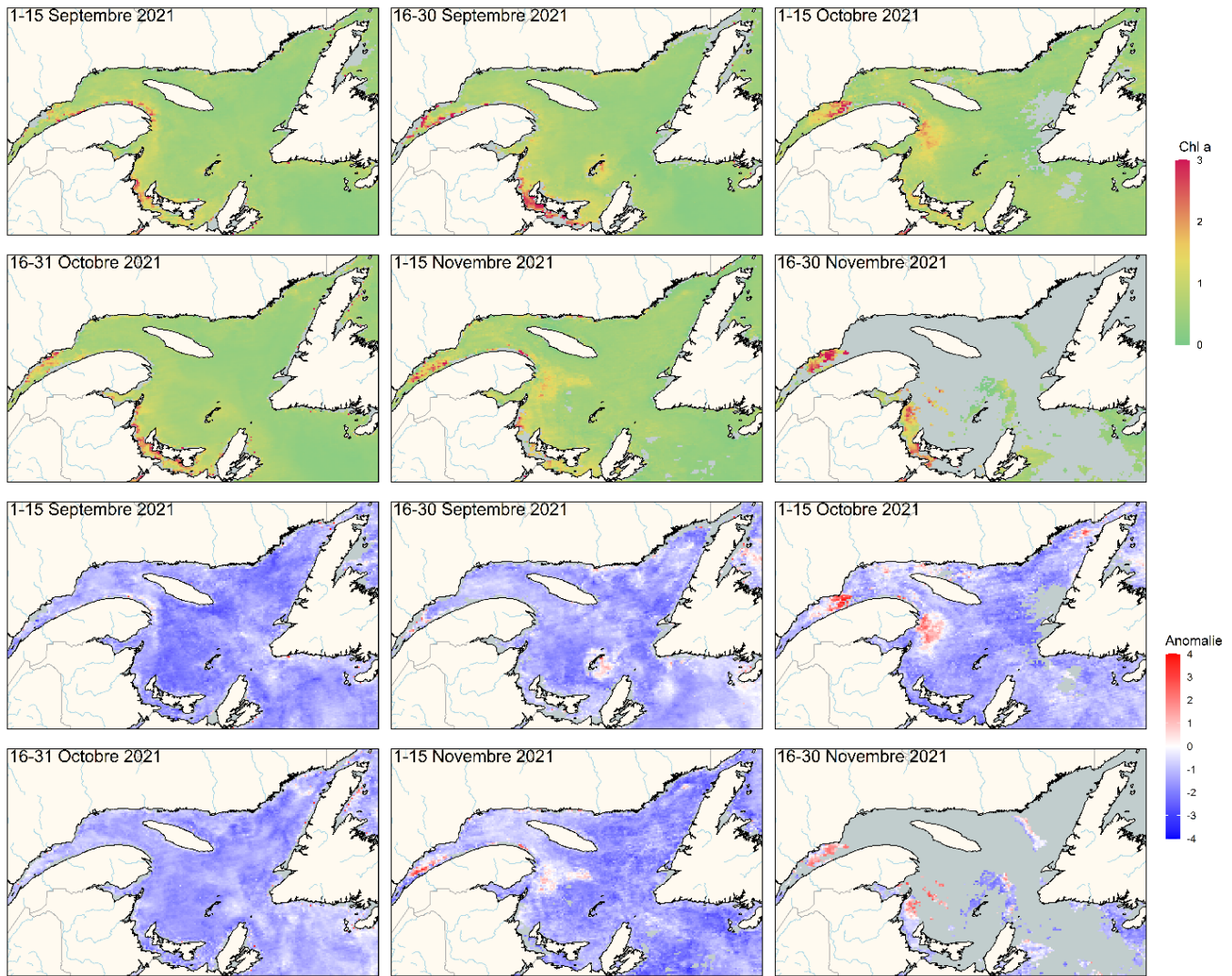


Figure 25. Images composites MODIS de la chlorophylle a en surface (panneaux supérieurs) et des anomalies normalisées de chlorophylle a basée sur la climatologie 2003-2020 (panneaux inférieurs) dans le golfe du Saint-Laurent au cours de l'automne 2021.

		Paramètres du bloom printanier																				Moy.	É.T.
		2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021			
Début	Nord-ouest Golfe	93	104	91	101	110	112	107	76	98	95	109	114	112	105	100	101	110	95	96	102	9	
	Nord-est Golfe	116	82	101	89	101	105	87	78	103	102	90	112	125	93	83	81	103	95	90	97	13	
	P. madelinien	77	88	108	111	86	104	81	69	99	66	71	98	98	85	83	58	100	87	97	88	15	
	Détroit Cabot	97	95	90	75	97	118	79	70	103	94	73	98	121	35	81	75	99	84	86	88	19	
Durée	Nord-ouest Golfe	104	68	30	26	34	24	26	38	28	28	30	24	36	22	32	42	24	52	34	37	20	
	Nord-est Golfe	24	52	22	34	32	32	38	40	32	30	38	30	14	34	42	44	26	36	38	34	9	
	P. madelinien	56	38	20	14	48	24	50	44	32	56	62	38	40	42	40	78	36	42	32	42	15	
	Détroit Cabot	38	42	36	44	44	12	44	28	26	32	60	34	20	112	44	70	26	38	44	42	22	
Intensité	Nord-ouest Golfe	56.7	89	80.8	37.8	49.6	63.5	50.6	59.1	42.6	81.5	31.6	31.5	85.4	123.1	52.2	70.3	51.2	70.6	32.3	61	23.7	
	Nord-est Golfe	5.3	64.3	13.4	27.8	31.2	10.5	34.6	32.2	33.9	43.3	56	10.2	4.1	38.1	42.9	50.9	25.4	28.3	21.1	30.2	17	
	P. madelinien	91.9	73.9	15.7	16	54.4	25.7	83.2	40.6	47.6	127.5	62.3	118.5	64.2	75.3	43.5	130.5	45.3	80.8	33.6	64.8	34.8	
	Détroit Cabot	48.3	39.6	12.9	101.7	70.1	2.9	46.9	7.4	31.1	61.8	22.8	61.9	18.3	86	41.6	67.6	34.7	70.6	50.6	46.1	26.9	
Amplitude	Nord-ouest Golfe	1.1	3.46	5.26	4.02	2.74	5.27	4.97	3.47	3.67	7.27	2.18	4.44	8.31	16.01	3.7	4.45	4.73	3.46	2.48	4.79	3.19	
	Nord-est Golfe	0.39	3.69	1.7	1.51	3.13	0.78	2.31	1.9	2.08	3.98	2.95	0.61	0.63	2.62	2.6	2.95	1.93	2.02	1.09	2.05	1.05	
	P. madelinien	3.26	3.86	1.33	2.51	2.2	2.32	2.63	1.91	3.72	6.96	3.22	8.18	5	4.13	2.09	4.77	2.85	6.33	2.67	3.68	1.84	
	Détroit Cabot	2.44	2.11	0.83	5.29	3.95	0.47	3.19	0.45	2.82	4.54	0.87	4.54	1.54	1.54	2.31	2.62	1.76	4.63	2.36	2.54	1.48	
		Chl a moyenne en surface																				Moy.	É.T.
Annuel	Rimouski	3.85	3.72	2.84	3.5	4.04	3.89	3.97	3.27	3.83	4.08	6.39	6.17	3.25	5.5	2.69	2.46	3.08	3.28	3.58	3.88	1.1	
	Nord-ouest Golfe	0.87	1.08	1.4	1.05	0.95	1.78	1.13	0.94	1.07	1.36	1.06	1.31	1.2	1.64	1.24	0.96	1.2	1.12	0.72	1.19	0.24	
	Nord-est Golfe	0.6	0.76	0.59	0.66	0.63	0.52	0.66	0.59	0.57	0.63	0.81	0.57	0.65	0.71	0.69	0.68	0.56	0.58	0.5	0.64	0.07	
	P. madelinien	1.16	1.25	0.98	1.09	1.11	1.45	1.25	0.88	1.08	1.47	1.07	1.36	1.17	1.23	1.32	1.15	0.99	1.03	0.74	1.17	0.16	
Détroit Cabot	0.67	0.65	0.56	0.99	0.79	0.62	0.72	0.62	0.68	0.86	0.65	0.88	0.67	0.83	0.76	0.7	0.64	0.76	0.6	0.72	0.11		
Printemps	Rimouski	6.42	4.42	2.37	2.67	4.6	3.34	3.21	3.68	4.09	3.6	4.85	14.42	3.44	9.9	2.4	2.2	3.35	2.5	3.18	4.53	3.07	
	Nord-ouest Golfe	0.73	1.35	2	1.12	1.18	1.32	1.18	1.26	1.12	2.01	1.14	1.18	1.52	2.29	1.42	1.43	1.5	1.42	0.93	1.4	0.38	
	Nord-est Golfe	0.52	1.19	0.65	0.69	0.78	0.53	0.87	0.75	0.73	0.9	1.22	0.63	0.61	0.87	0.92	1	0.71	0.75	0.66	0.79	0.2	
	P. madelinien	1.74	1.43	0.9	0.92	1.38	0.96	1.34	1	1.14	2.61	1.3	1.72	1.41	1.45	1.05	1.74	0.99	1.57	1.03	1.37	0.42	
Détroit Cabot	1.02	0.8	0.63	1.54	1.25	0.52	1.02	0.74	0.99	1.56	0.8	1.54	0.74	1.14	1.03	1.1	1.16	1.24	0.97	1.05	0.31		
Été	Rimouski	3.63	3.55	3.25	3.78	3.56	4.45	4.33	3.35	3.76	5.08	6.81	5.69	4.17	4.79	2.94	2.51	2.6	4.25	3.34	4.03	1.08	
	Nord-ouest Golfe	0.81	0.87	1.24	1.02	0.74	1.31	1.08	0.8	0.88	1.04	1.07	1.39	0.89	1.4	1.26	0.7	1.21	1	0.58	1.04	0.22	
	Nord-est Golfe	0.53	0.43	0.45	0.47	0.4	0.35	0.46	0.39	0.34	0.36	0.47	0.4	0.51	0.46	0.44	0.42	0.4	0.41	0.36	0.43	0.05	
	P. madelinien	0.68	0.94	0.83	1	0.73	1.33	1.07	0.75	0.85	0.69	0.83	1.06	0.89	0.92	1.44	0.76	0.83	0.64	0.58	0.9	0.22	
Détroit Cabot	0.35	0.36	0.33	0.52	0.41	0.45	0.48	0.36	0.41	0.32	0.4	0.42	0.46	0.45	0.5	0.38	0.29	0.47	0.35	0.41	0.07		
Automne	Rimouski	3.53	3.61	2.59	3.48	4.24	3.51	4	3	3.72	3.18	6.54	3.45	2.03	3.72	2.56	2.58	3.38	2.45	3.96	3.42	0.98	
	Nord-ouest Golfe	1.11	1.02	0.99	0.99	0.93	2.81	1.15	0.76	1.24	0.97	0.97	1.37	1.2	1.24	1.02	0.72	0.9	0.94	0.62	1.13	0.45	
	Nord-est Golfe	0.73	0.65	0.67	0.82	0.7	0.73	0.65	0.65	0.63	0.64	0.73	0.68	0.82	0.82	0.71	0.6	0.6	0.57	0.48	0.69	0.08	
	P. madelinien	1.16	1.38	1.21	1.34	1.22	1.98	1.35	0.89	1.25	1.1	1.07	1.29	1.25	1.33	1.46	0.96	1.15	0.87	0.62	1.24	0.25	
Détroit Cabot	0.7	0.78	0.7	0.92	0.69	0.88	0.65	0.75	0.64	0.71	0.78	0.91	0.84	0.91	0.76	0.62	0.64	0.57	0.48	0.75	0.11		

Figure 26. Série temporelle des anomalies annuelles normalisées des métriques de la floraison printanière (section supérieure) et des moyennes annuelles/saisonnnières de la chlorophylle a en surface (section inférieure; mg m^{-3}) estimées à partir des données satellitaires (MODIS : 2003-présent) dans les polygones de couleur de l'océan du golfe du Saint-Laurent (voir la figure 4), et à partir de la sonde de fluorescence de surface de la bouée Viking à la station de Rimouski. Les indices de floraison printanière sont le début (jour de l'année), la durée (en jours), l'ampleur (mg chl m^{-2}) et l'amplitude (mg chl m^{-3}). Les moyennes et écarts-types de la période de référence (2003-2020) sont indiqués à droite du tableau. Le bleu indique des conditions sous la normale (anomalie négative), le rouge, des conditions au-dessus de la normale (anomalies positives), et le blanc représente les conditions normales. Le printemps inclut les mois de mars à mai, l'été de juin à août et l'automne de septembre à novembre.

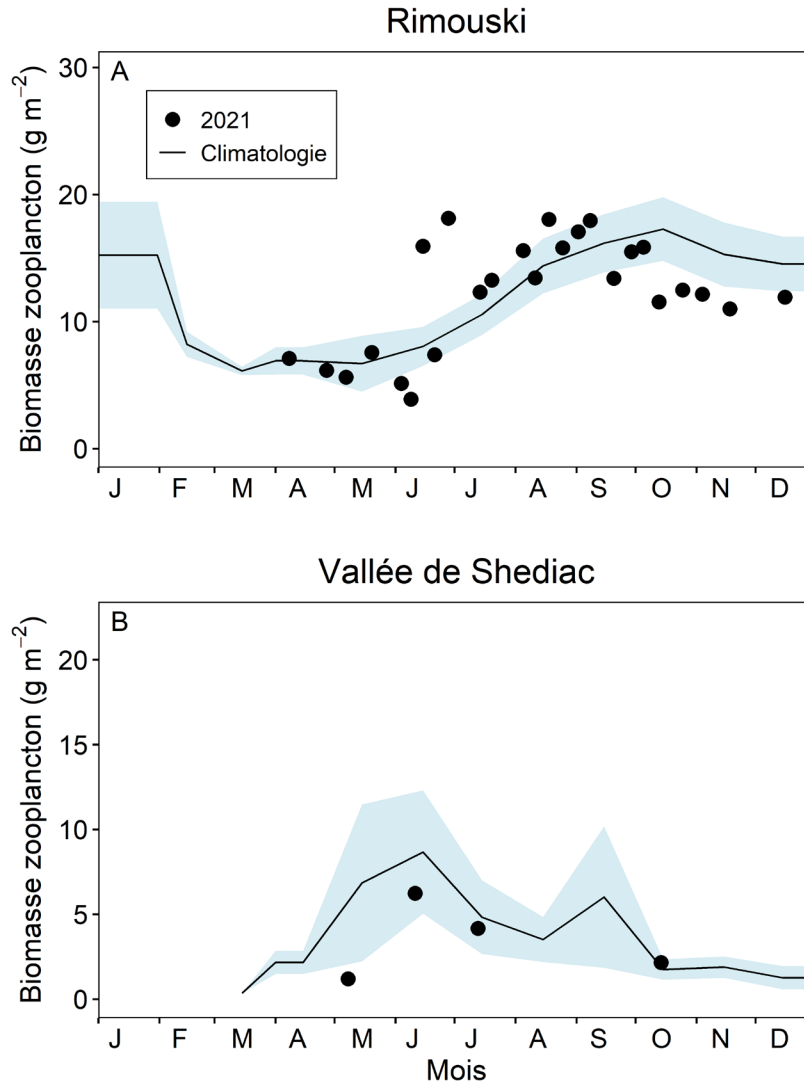


Figure 27. Comparaison de la biomasse totale de zooplancton (poids sec) en 2020 (cercles) par rapport à la climatologie mensuelle des stations de A) Rimouski (2005 à 2020) et de B) la vallée de Shediac (1999 à 2020) [ligne noire et ombrage bleu]. L'ombrage bleu représente $\pm 0,5$ écart-type des moyennes mensuelles.

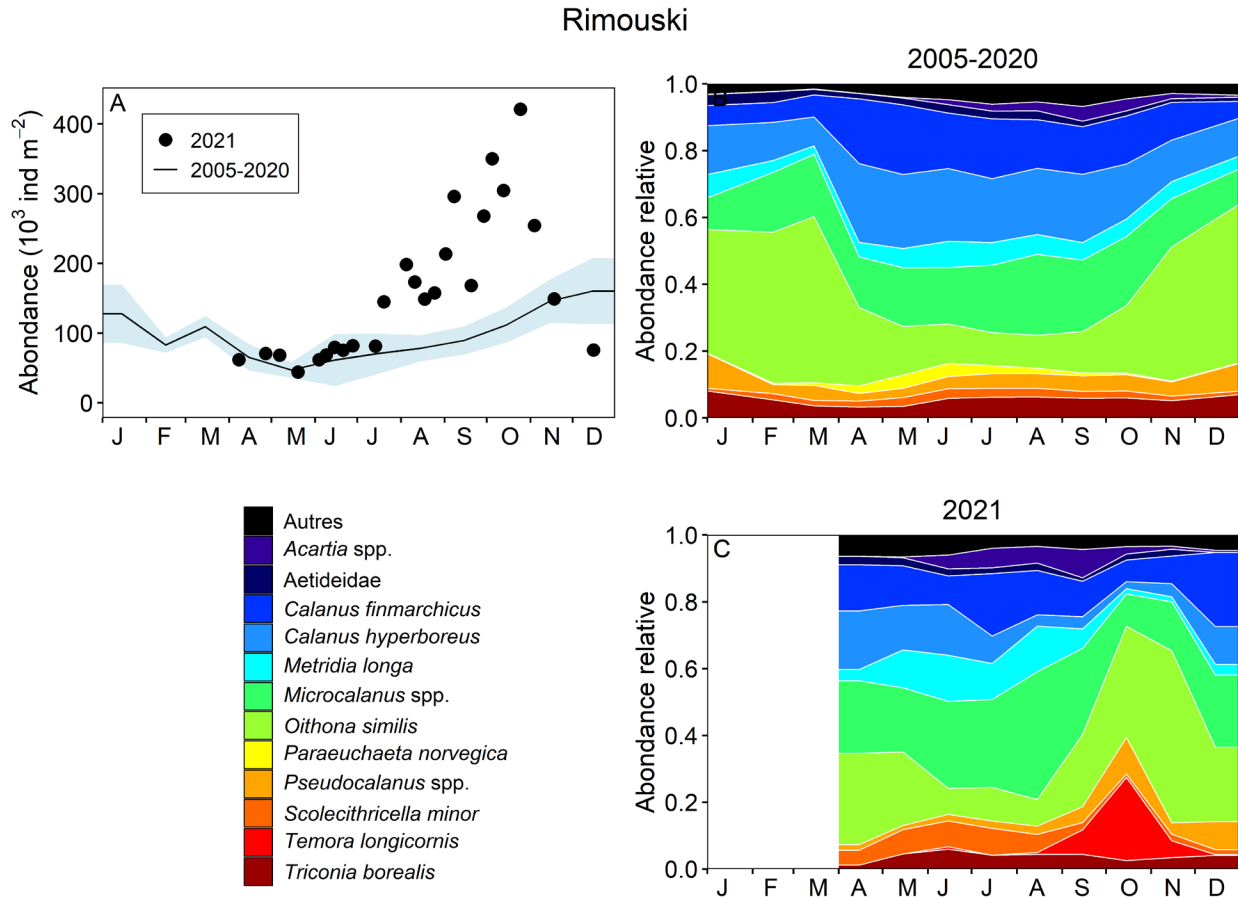


Figure 28. Variabilité saisonnière des copépodes dominants à la station de Rimouski. Abondance des copépodes copépodites (à l'exception des nauplii) au cours de la climatologie (ligne noire avec ombrage bleu représentant $\pm 0,5$ écart-type) et de 2021 (cercles) [A]; climatologie de l'abondance relative des copépodes composant 95 % des taxons identifiés pour la période de 2005 à 2020 (B); et en 2021 (C).

Vallée de Shediac

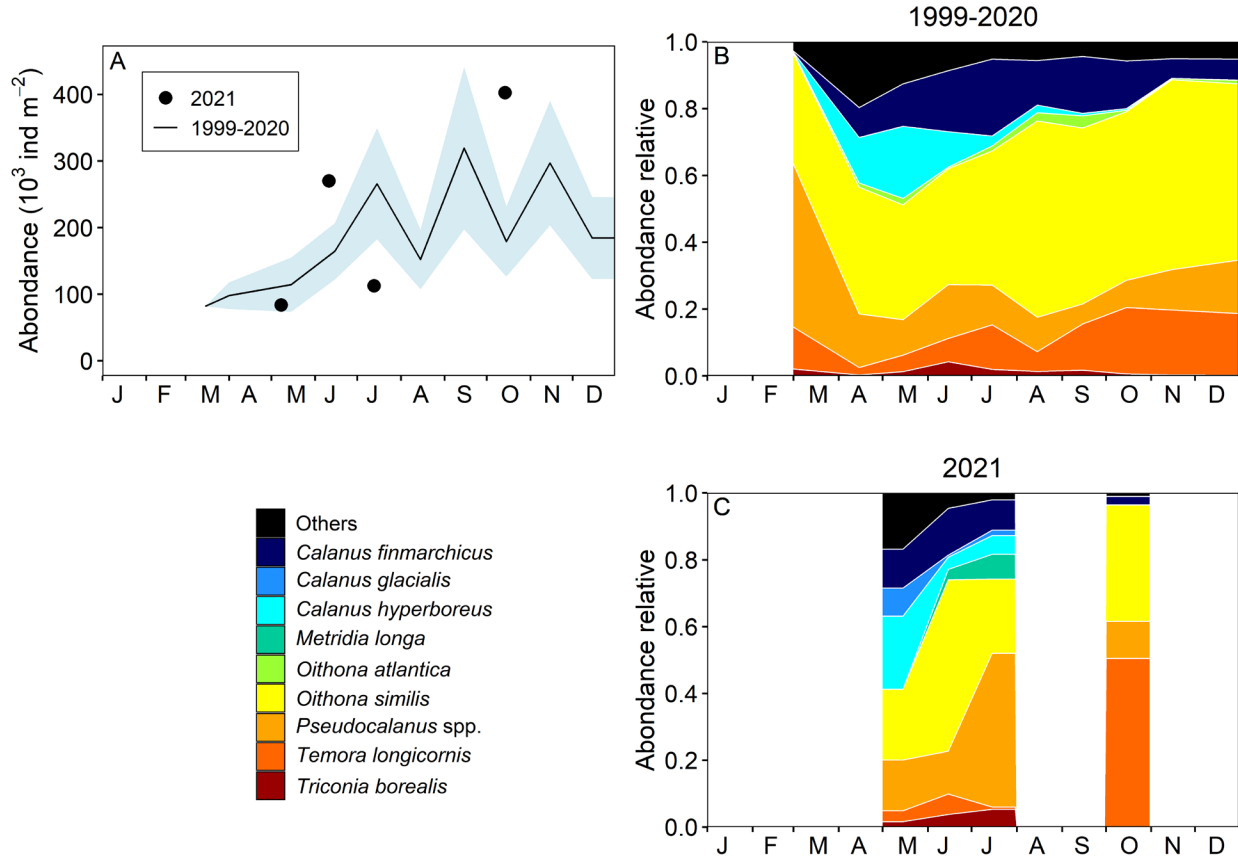


Figure 29. Variabilité saisonnière des copépodes dominants à la station de la vallée de Shediac. Abondance des copépodes copépodites (à l'exception des nauplii) au cours de la climatologie (ligne noire avec ombrage bleu représentant $\pm 0,5$ écart-type) et de 2021 (cercles) [A]; climatologie de l'abondance relative des copépodes composant 95 % des taxons identifiés pour la période de 1999 à 2020 (B); et en 2021 (C).

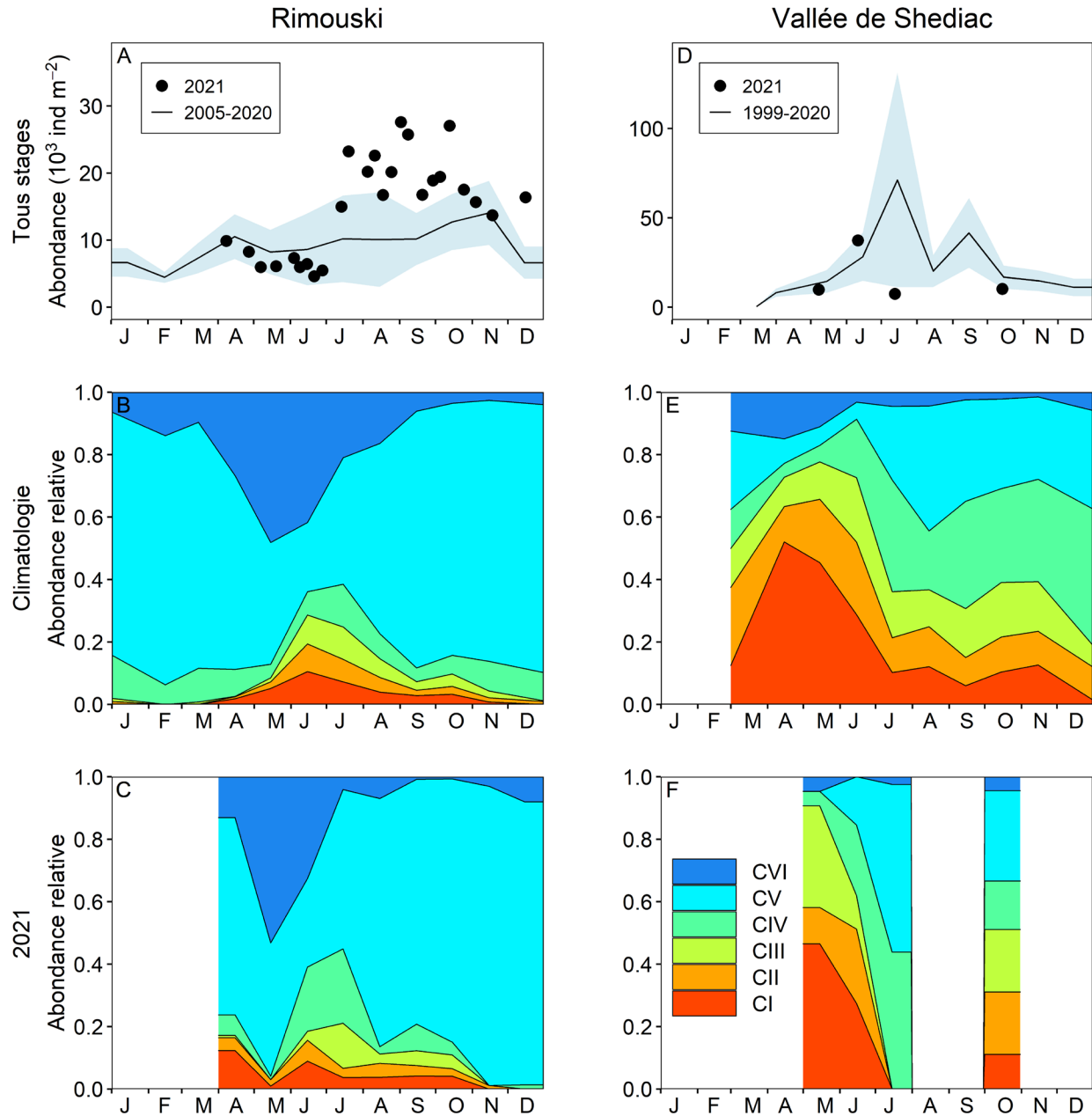


Figure 30. Variabilité saisonnière de l'abondance de copépodites *Calanus finmarchicus* et de sa distribution de stades aux stations de Rimouski (A à C) et de la vallée de Shediac (D à F). Climatologies de l'abondance de *C. finmarchicus* (ligne noire avec ombrage bleu représentant $\pm 0,5$ écart-type) et données de 2021 (cercles) [A, D]. Climatologie des différents stades copépodites (B, E) et données de 2021 (C, F).

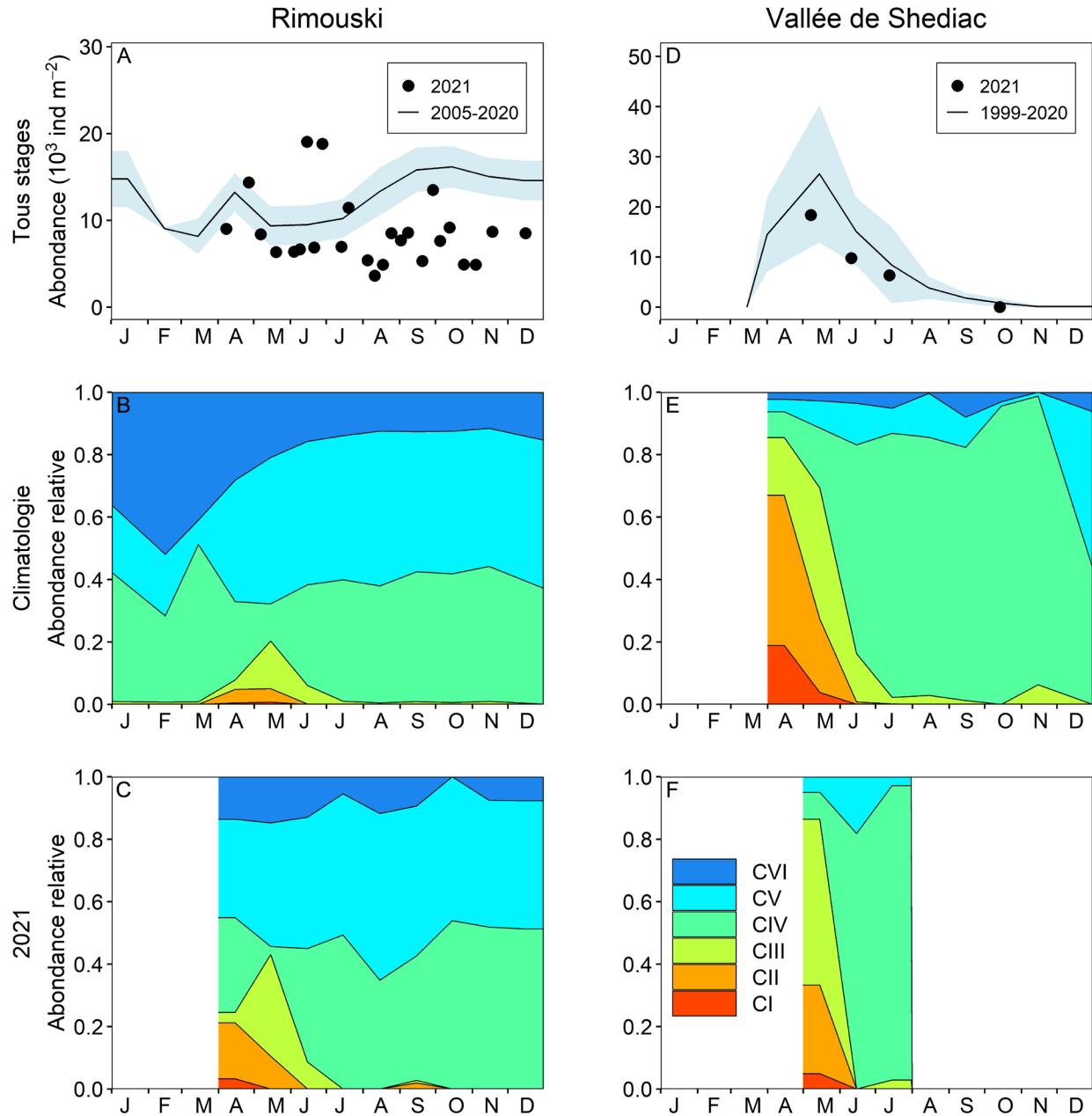


Figure 31. Variabilité saisonnière de l'abondance de copépodites *Calanus hyperboreus* et de sa distribution de stades aux stations de Rimouski (A à C) et de la vallée de Shediac (D à F). Climatologies de l'abondance de *C. hyperboreus* (ligne noire avec ombrage bleu représentant $\pm 0,5$ écart-type) et données de 2021 (cercles) [A, D]. Climatologie des différents stades copépodites (B, E) et données de 2021 (C, F). Aucun individu *C. hyperboreus* n'a été observé dans l'échantillon récolté en octobre.

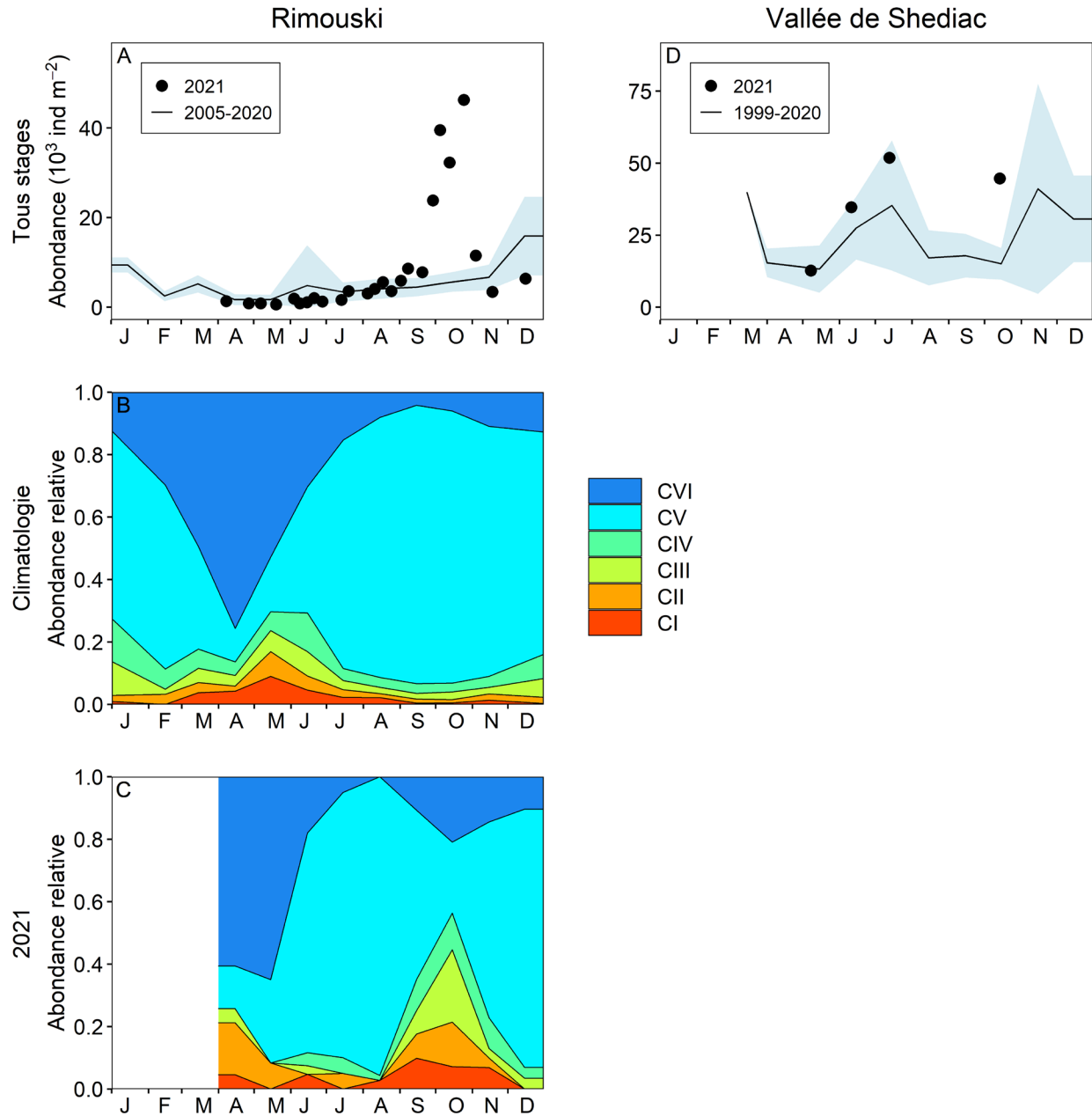


Figure 32. Variabilité saisonnière de l'abondance de copépodites *Pseudocalanus* spp. et de sa distribution de stades aux stations de Rimouski (A à C) et de la vallée de Shediac (D). Climatologies de l'abondance de *Pseudocalanus* spp. (ligne noire avec ombrage bleu représentant $\pm 0,5$ écart-type) et données de 2021 (cercles) [A, D]. Climatologie des différents stades copépodites (B) et données de 2021 (C). Aucun renseignement sur les stades n'est disponible pour la vallée de Shediac.

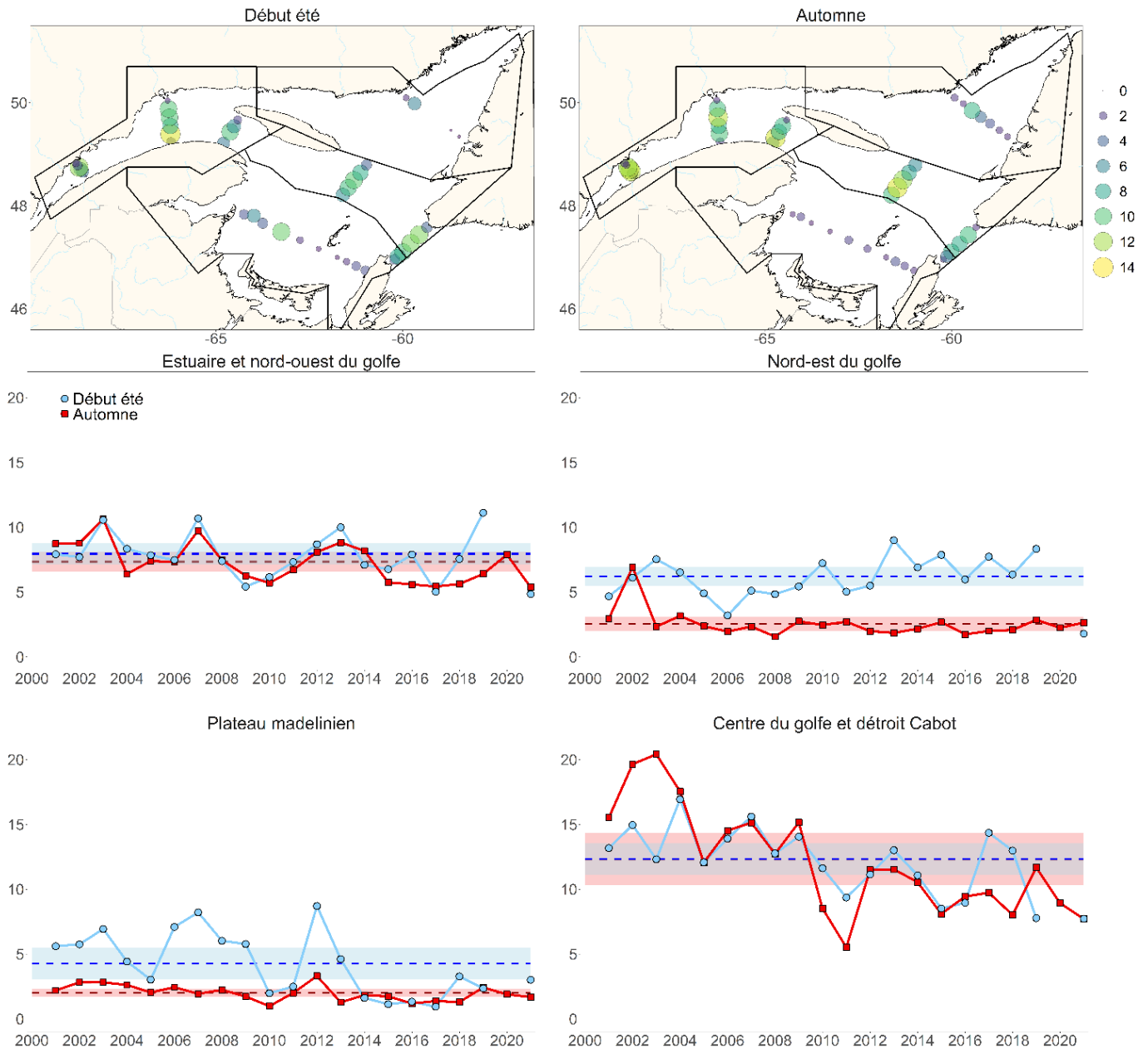


Figure 33. Distribution spatiale de la biomasse du zooplancton (poids sec; $g\ m^{-2}$) au début de l'été et à l'automne 2021 (panneaux supérieurs) ainsi que les séries temporelles saisonnières et régionales de la biomasse du zooplancton ($g\ m^{-2}$; panneaux du centre et du bas) calculées à partir de GLM. Les lignes bleues et rouges hachurées représentent les moyennes climatologiques (2001-2020; l'ombrage représente $\pm 0,5$ écart-type) pour le début de l'été et l'automne, respectivement.

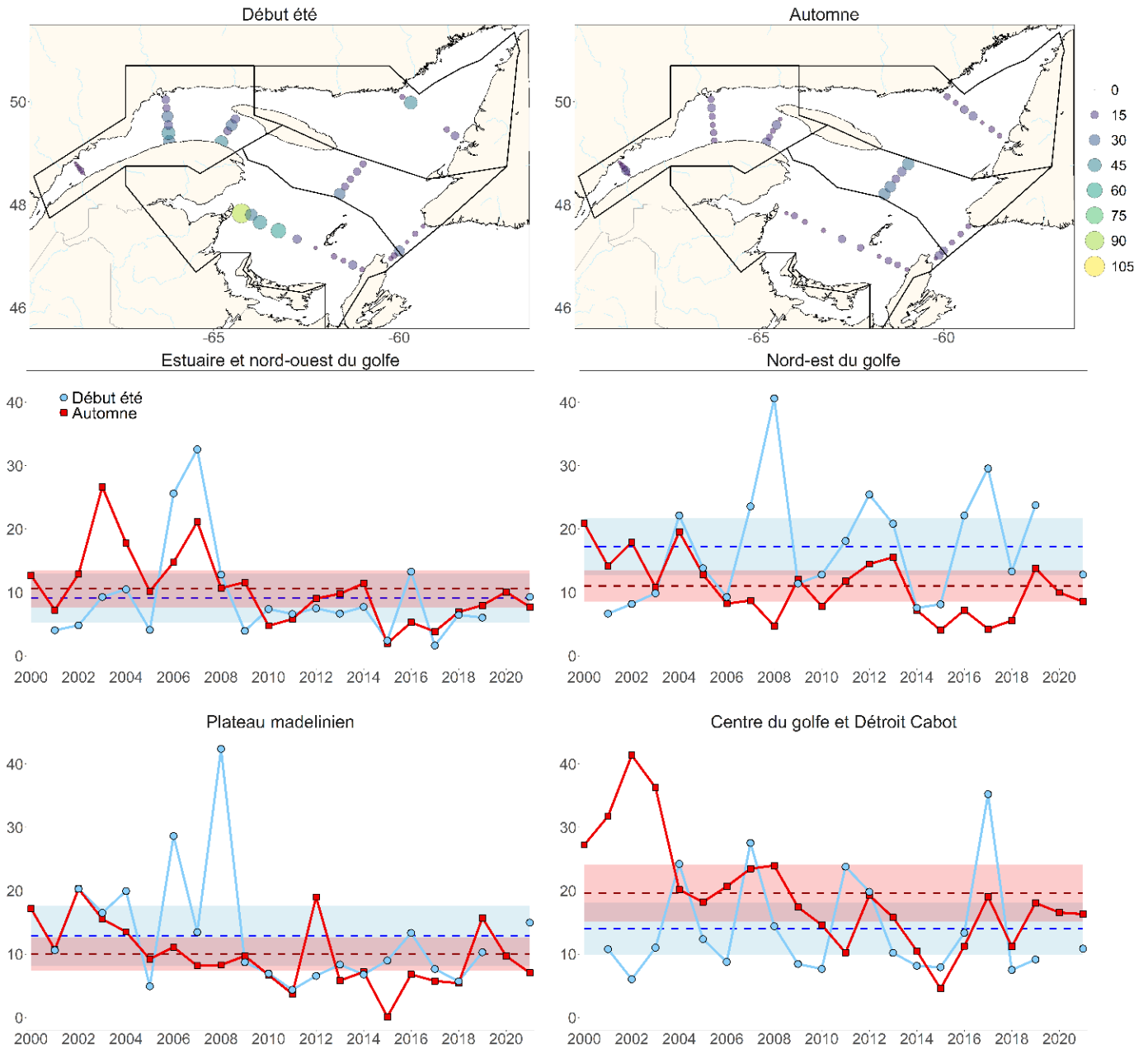


Figure 34. Distribution spatiale de l'abondance de *Calanus finmarchicus* (10^3 ind m^{-2}) au début de l'été et à l'automne 2021 (panneaux supérieurs) ainsi que les séries temporelles saisonnières et régionales de l'abondance totale moyenne de *C. finmarchicus* (10^3 ind m^{-2} ; panneaux du centre et du bas) calculées à partir de GLM. Les lignes bleues et rouges hachurées représentent les moyennes climatiques (2001-2020; l'ombrage représente $\pm 0,5$ écart-type) pour le début de l'été et l'automne, respectivement.

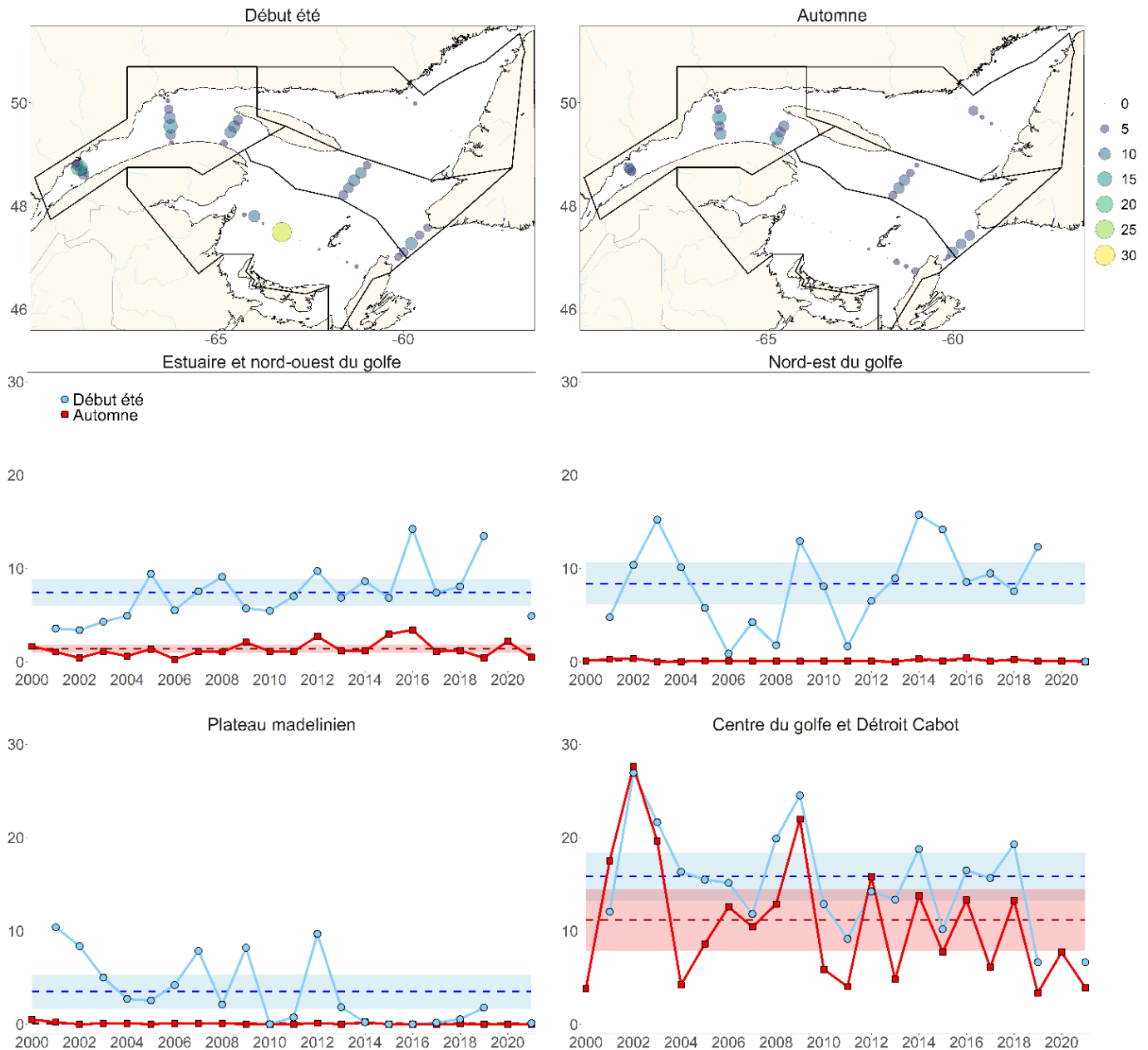


Figure 35. Distribution spatiale de l'abondance de *Calanus hyperboreus* ($10^3 \text{ ind } m^{-2}$) au début de l'été et à l'automne 2021 (panneaux supérieurs) ainsi que les séries temporelles saisonnières et régionales de l'abondance totale moyenne de *C. hyperboreus* ($10^3 \text{ ind } m^{-2}$; panneaux du centre et du bas) calculées à partir de GLM. Les lignes bleues et rouges hachurées représentent les moyennes climatologiques (2001-2020; l'ombrage représente $\pm 0,5$ écart-type) pour le début de l'été et l'automne, respectivement.

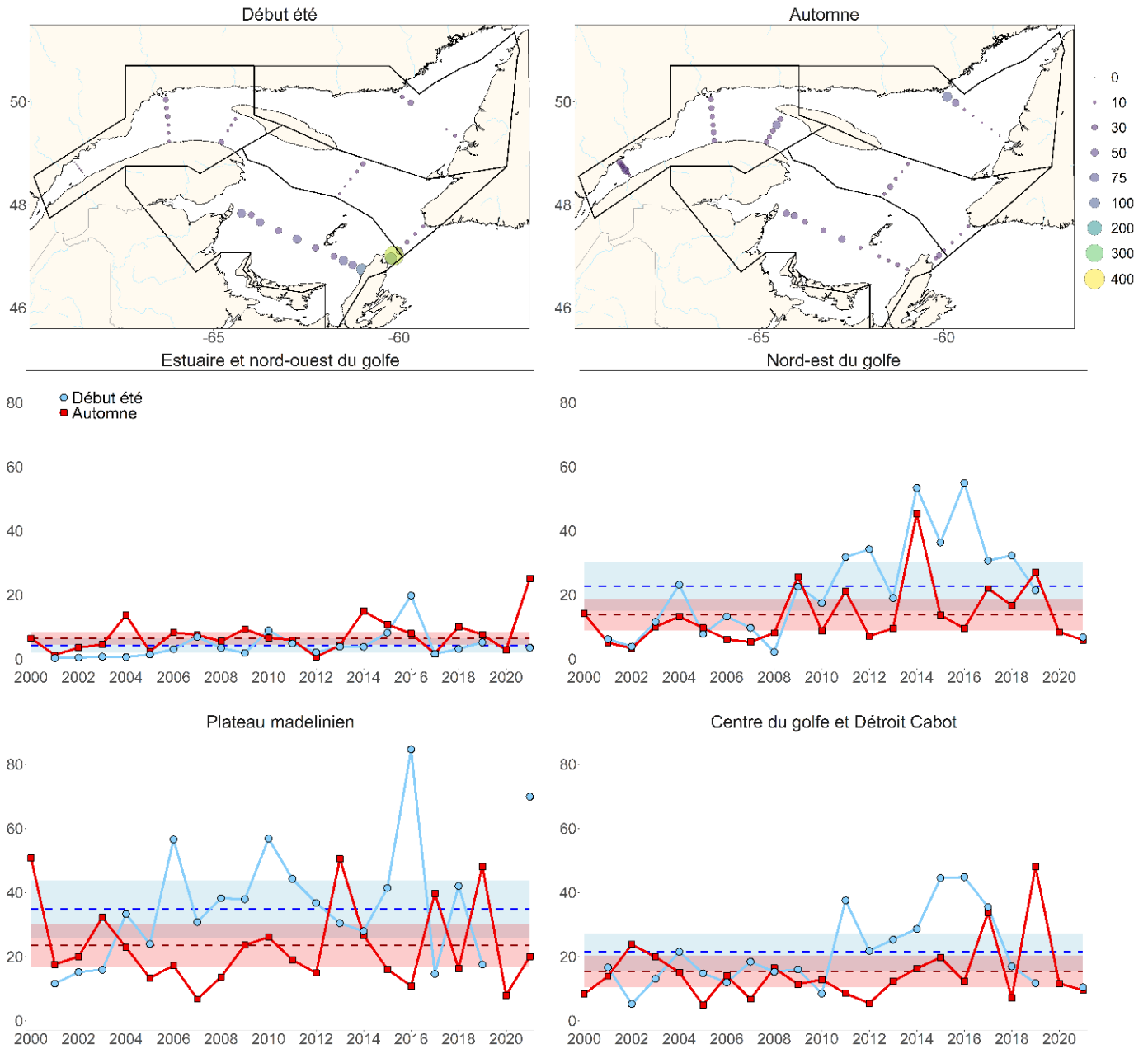


Figure 36. Distribution spatiale de l'abondance de *Pseudocalanus* spp. (10^3 ind m^{-2}) au début de l'été et à l'automne 2020 (panneaux supérieurs) ainsi que les séries temporelles saisonnières et régionales de l'abondance totale moyenne de *Pseudocalanus* spp. (10^3 ind m^{-2} ; panneaux du centre et du bas) calculées à partir de GLM. Les lignes bleues et rouges hachurées représentent les moyennes climatologiques (2001-2020; l'ombrage représente $\pm 0,5$ écart-type) pour le début de l'été et l'automne, respectivement.

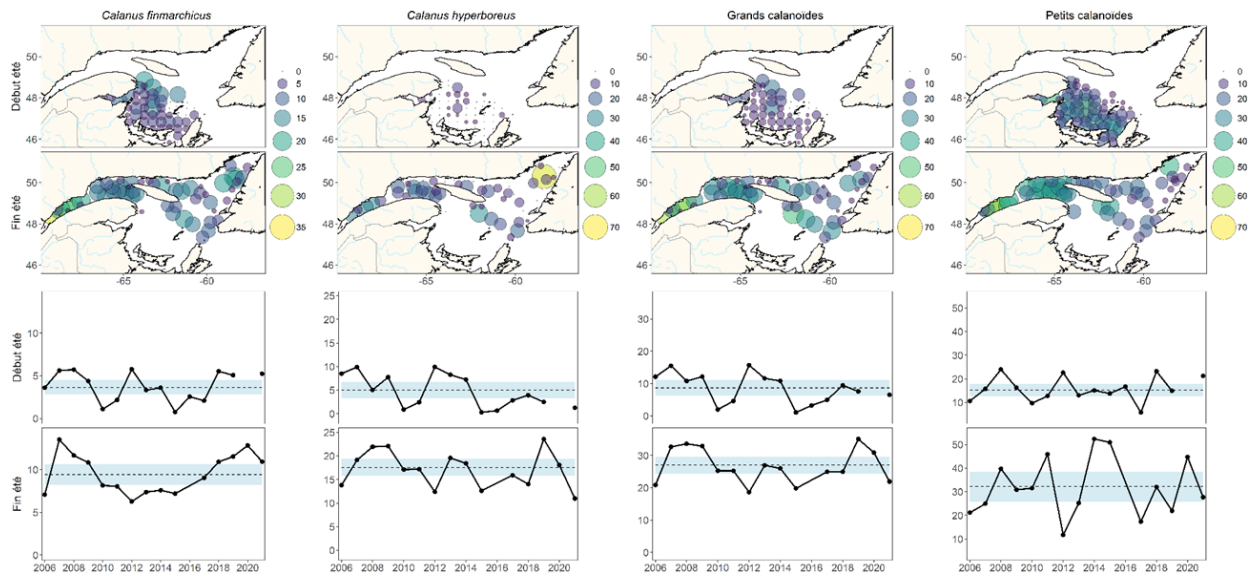


Figure 37. Abondances (10^3 ind m^{-2}) des taxons principaux identifiés à partir de l'analyse numérique automatisée d'images de zooplancton (Zoolmage) à chaque station d'échantillonnage au début de l'été sur le plateau madelinien et à la fin de l'été dans le nord du Golfe (panneaux supérieurs). Les séries temporelles régionales des abondances totales moyennes de chacun de ces taxons (10^3 ind m^{-2}) sont présentées (panneaux inférieurs). Les lignes pointillées représentent les moyennes climatologiques (2006-2020; l'ombrage représente $\pm 0,5$ écart-type). Les abondances de *C. finmarchicus* et de *C. hyperboreus* incluent les stades copépodites CIV-CVI seulement. Zoolmage ne fait pas la distinction entre *C. finmarchicus* et *C. glacialis*, donc les deux espèces sont incluses dans l'indice *C. finmarchicus*. Dans cette figure, les abondances des grands calanoïdes correspondent à la somme des indices *C. finmarchicus* et *C. hyperboreus*; et les abondances des petits calanoïdes correspondent à la somme des taxons suivants : *Temora spp.*, *Eurytemora spp.*, *Pseudocalanus spp.*, *Microcalanus spp.* et *Scolecithricella spp.*

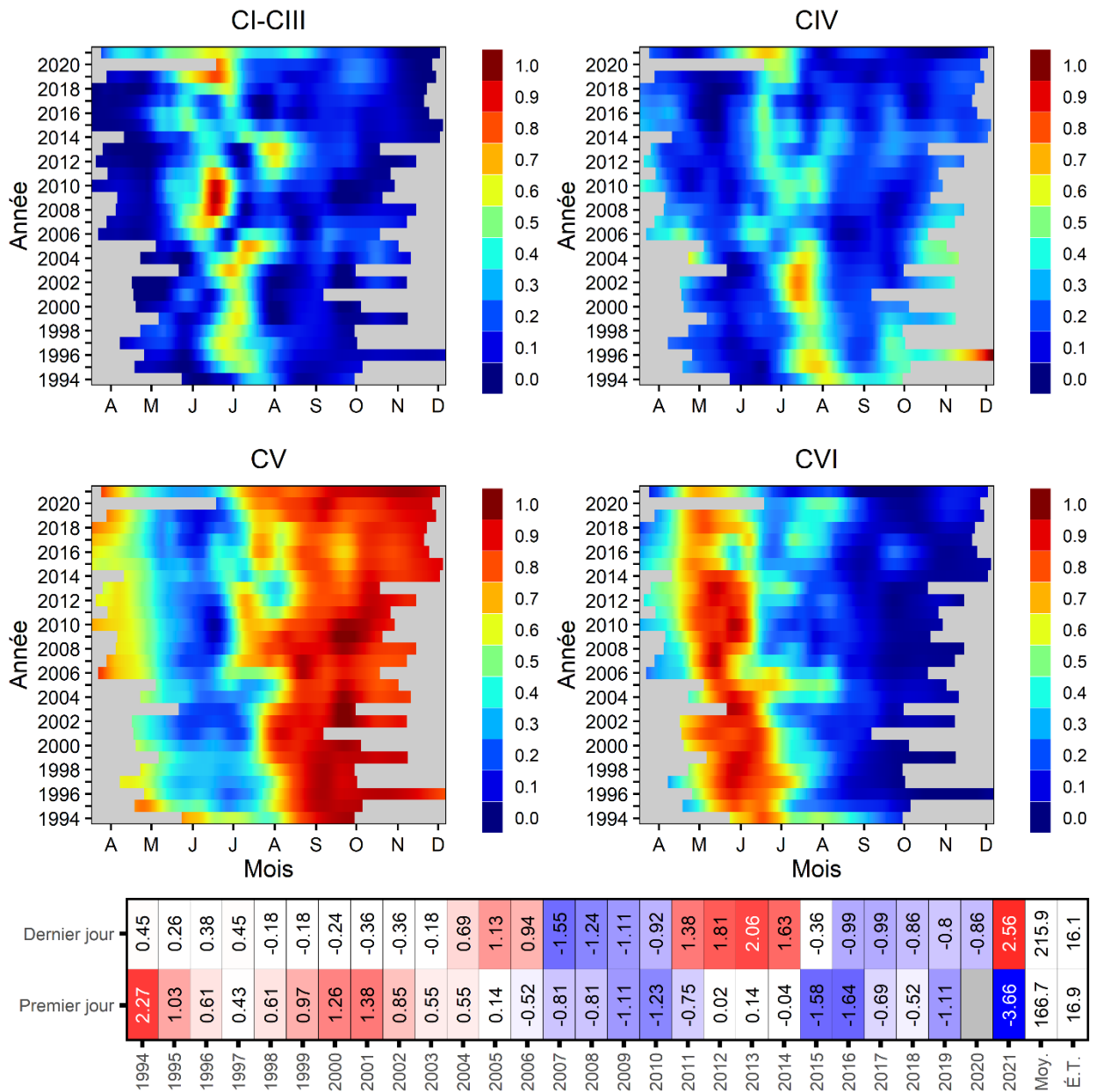


Figure 38. Série temporelle du cycle saisonnier en proportions relatives de l'abondance totale pour les stades CI à CIII, CIV, CV et CVI (mâles et femelles) des copépodites *Calanus finmarchicus* à la station de Rimouski. Les proportions sont normalisées selon le maximum annuel et lissées à l'aide d'un algorithme LOESS. Le tableau synoptique au bas de la figure montre la série temporelle d'anomalies (climatologie 1994-2020) associée avec le premier et dernier jour où des proportions normalisées de stades CI à CIII plus grande que 0,3 ont été observées.

	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Moy.	É.T.		
Biomasse																											
Rimouski									0.43	0.50	1.39	1.35	-2.17	-1.27	0.70	-0.25	0.18	0.65	0.10	-0.75	-0.95	-1.01	0.98	0.10	-0.02	11.4	3.0
Estuaire & NO GSL			0.74	0.46	1.82	-0.10	0.12	-0.09	1.66	-0.04	-1.37	-1.28	-0.36	0.65	1.23	-0.05	-1.10	-0.66	-1.94	-0.77	0.65	0.41	-2.00	7.6	1.4		
Nord-est GSL			-0.30	2.52	0.62	0.82	-0.73	-2.04	-0.55	-1.47	-0.04	0.46	-0.27	-0.70	0.46	0.08	0.87	-0.74	0.21	-0.01	1.32	-0.50	-1.57	4.0	0.9		
Centre GSL & Cabot			0.81	1.48	1.62	1.32	0.05	0.69	0.96	0.26	0.80	-0.71	-1.89	-0.21	0.10	-0.39	-1.39	-0.98	0.07	-0.48	-0.88	-1.23	-1.70	12.3	3.1		
Vallée Shediac	1.16	1.09	1.34	0.05	0.98	1.05	-0.08	0.86	0.12	-0.48	-1.04	-1.50	-0.97	0.61	-0.24	0.73	-1.24	-1.26	-1.44	1.16	-0.92	NA	-0.46	2.5	1.2		
Plateau madelinien			0.62	0.95	1.21	0.52	-0.20	1.08	1.03	0.77	0.45	-1.36	-0.42	1.70	-0.11	-0.93	-1.24	-1.52	-1.72	-0.51	-0.28	-0.05	-0.38	2.9	1.2		

Figure 39. Série temporelle des anomalies annuelles normalisées de la biomasse du zooplancton (poids sec; $g\ m^{-2}$) aux sites de monitoring à haute fréquence et dans les régions du golfe du Saint-Laurent. Les moyennes et écarts-types par région pour la période de référence (1999-2020, ou 2005-2020 pour la station de Rimouski et 1999-2020 pour la station de la vallée de Shediac) sont présentés à la droite du tableau. Le bleu indique des conditions sous la normale (anomalie négative), le rouge, des conditions au-dessus de la normale (anomalies positives), et le blanc représente les conditions normales. GSL : Golfe du Saint-Laurent.

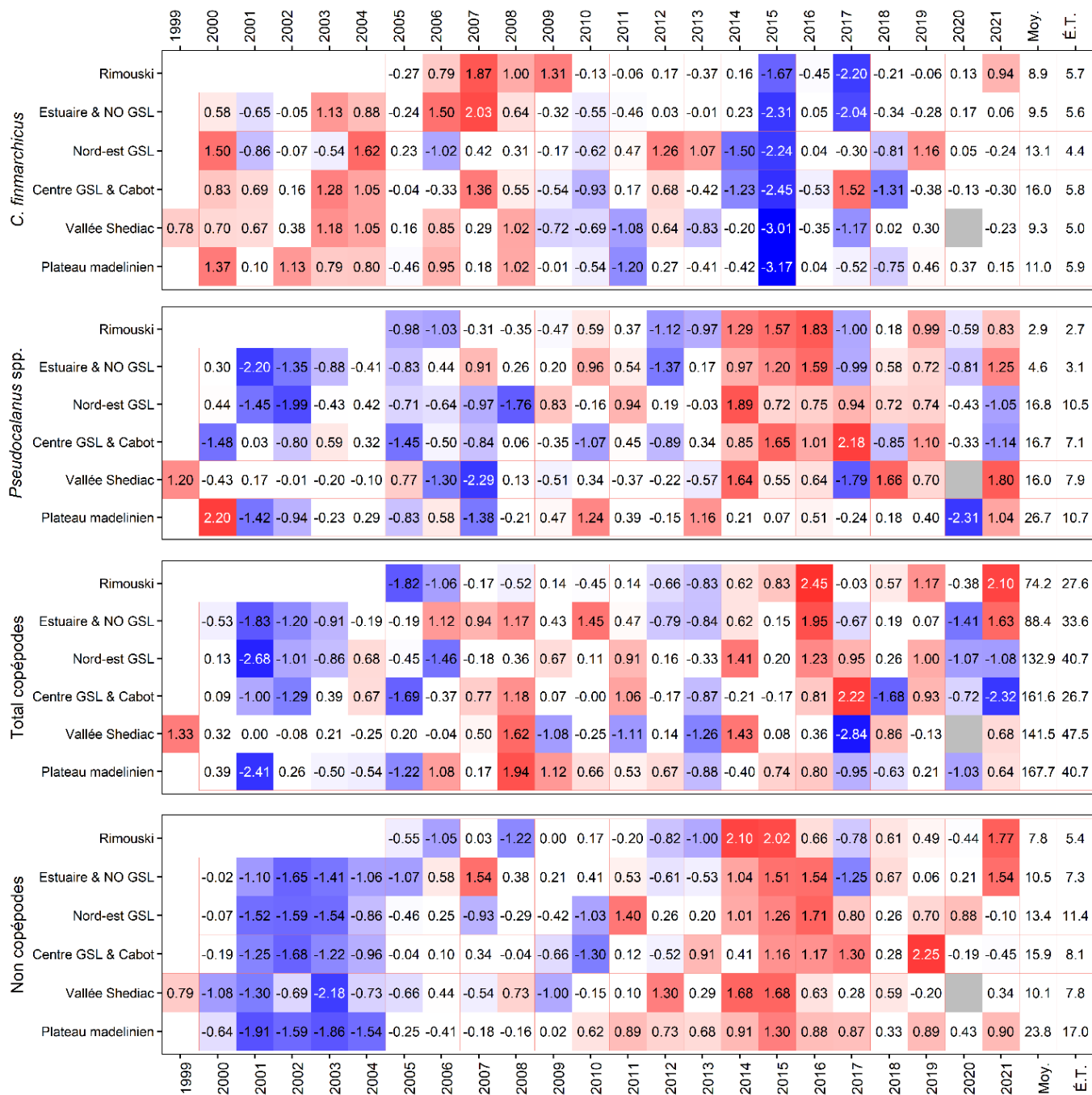


Figure 40. Série temporelle des anomalies annuelles normalisées d'abondance ($\times 10^3 \text{ ind m}^{-2}$) de quatre indices de zooplancton aux sites de monitoring à haute fréquence et dans les régions du golfe du Saint-Laurent. Les moyennes et écarts-types par région pour la période de référence (1999-2020, ou 2005-2020 pour la station de Rimouski et 1999-2020 pour la station de la vallée de Shédiac) sont présentés à la droite du tableau. Le bleu indique des conditions sous la normale (anomalie négative), le rouge, des conditions au-dessus de la normale (anomalies positives), et le blanc représente les conditions normales. GSL : Golfe du Saint-Laurent.

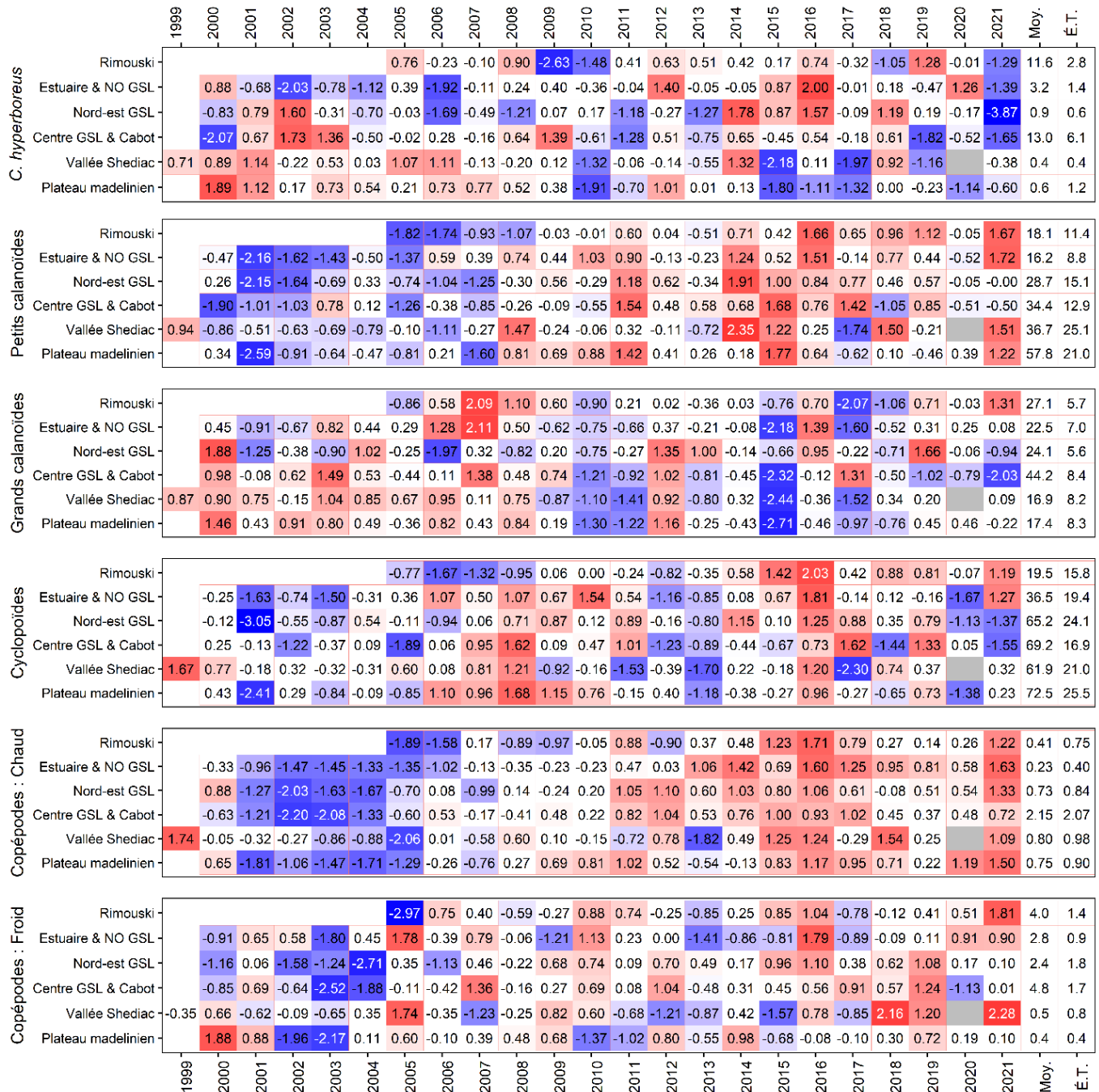


Figure 41. Série temporelle des anomalies annuelles normalisées d'abondance ($\times 10^3 \text{ ind m}^{-2}$) de six indices de zooplancton aux sites de monitoring à haute fréquence et dans les régions du golfe du Saint-Laurent. Les moyennes et écarts-types par région pour la période de référence (1999-2020, ou 2005-2020 pour la station de Rimouski et 1999-2020 pour la station de la vallée de Shédiac) sont présentés à la droite du tableau. Le bleu indique des conditions sous la normale (anomalie négative), le rouge, des conditions au-dessus de la normale (anomalies positives), et le blanc représente les conditions normales. Une liste détaillée des espèces incluses dans chaque grand indice de copépodes est présentée à l'annexe 2. GSL : Golfe du Saint-Laurent.

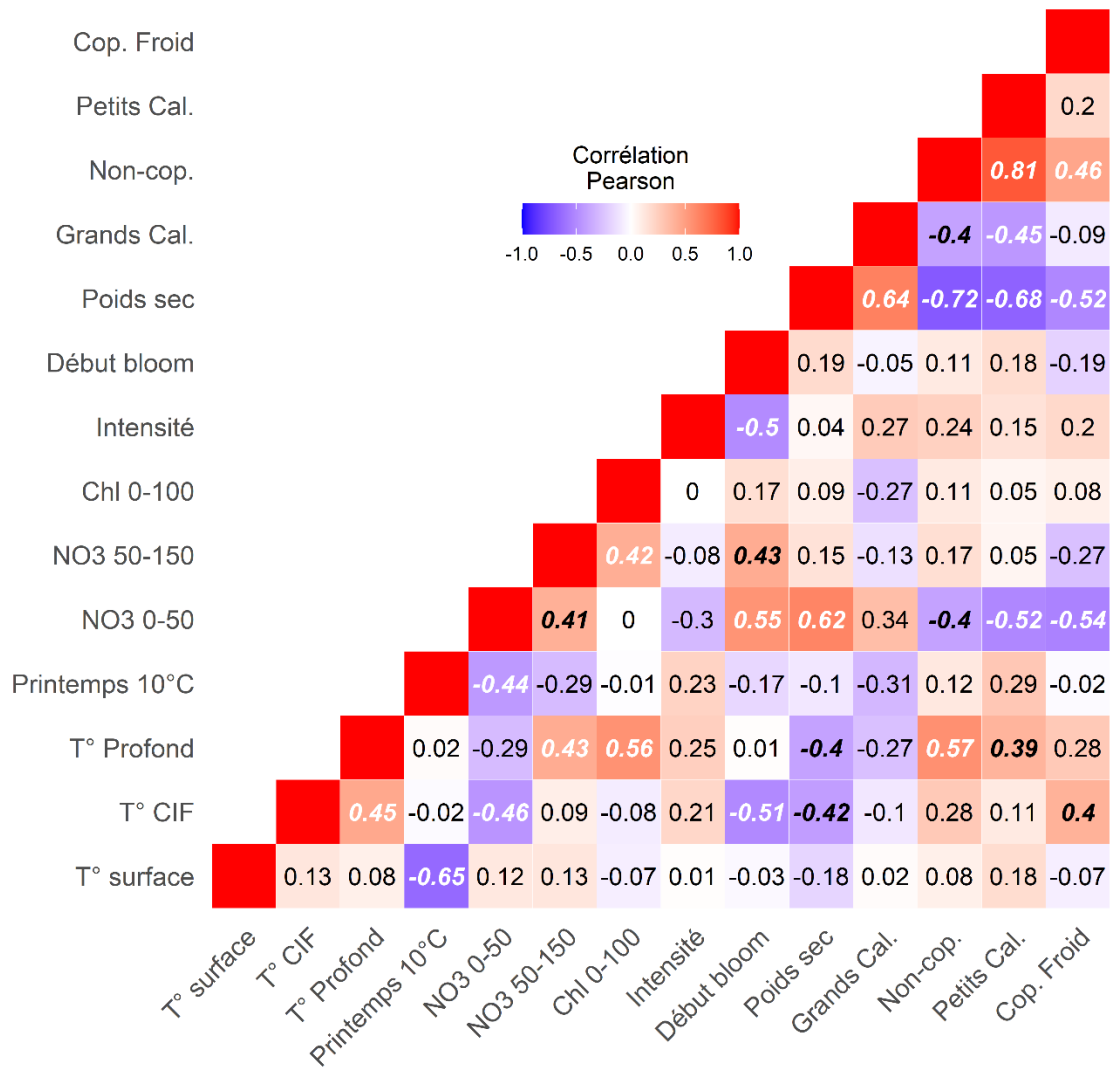


Figure 42. Matrice de corrélation pour la somme des anomalies de certains indices du Golfe. La couleur rouge indique les corrélations positives alors que la couleur bleue indique les corrélations négatives. Les corrélations significatives sont indiquées en caractère gras noir ($p < 0,1$), ou en caractère gras blanc ($p < 0,05$). CIF : couche intermédiaire froide. «Printemps 10 °C» est un indice de l'arrivée du printemps basé sur le moment de l'atteinte d'une température moyenne de 10 °C à la surface du Golfe.

ANNEXES

Annexe 1. Procédure détaillée pour l'intercalibration des scanners à plat

Les scanners à plat utilisés pour les décomptes et l'identification du zooplancton ont été changés au début 2022. Pour vérifier si les nouveaux scanners permettaient la même classification que les anciens scanners EPSON (V700, V4490 qui ont été utilisés pour développer le classement), neuf échantillons du relevé multidisciplinaire de 2019 (200 μm) et les 29 échantillons du relevé d'œufs de maquereau (333 μm) de 2019 et de 2018 ont été à nouveau scannés avec le nouveau scanner (V850). Un GLM avec une distribution d'erreur Tweedie a été utilisé en tenant compte des interactions des taxons, de la taille de maille et du scanner. Il n'y avait pas de différence significative dans l'abondance mesurée par les deux scanners pour les grands calanoïdes (*C. finmarchicus*, *C. glacialis* et *C. hyperboreus*) et pour les catégories incluant *Pseudocalanus* spp., *Microcalanus* spp. et *Scolecithricella* spp., mais il y avait des différences significatives pour les catégories incluant *Temora* spp. et *Eurytemora* spp. (Figure A1, Table A1). Pour cette catégorie, le nouveau scanner a détecté la moitié de l'abondance pour les filets dont la taille de maille est de 200 μm , et le 2/3 des abondances pour les filets dont la taille de maille est de 333 μm , comparativement aux anciens scanners. Cette différence entre les types de filet est liée à la plus faible efficacité des filets de 333 μm à récolter les petits calanoïdes. Conséquemment, la fraction récoltée est moins sujette à être incorrectement identifiée en tant qu'autres petits copépodes. Pour fournir une série temporelle qui est comparable entre les années, les estimations d'abondance de *Temora*/*Eurytemora* des échantillons analysés avec le nouveau scanner ont respectivement été multipliées par 2 et par 1,5 pour les relevés multidisciplinaire et d'œufs de maquereau.

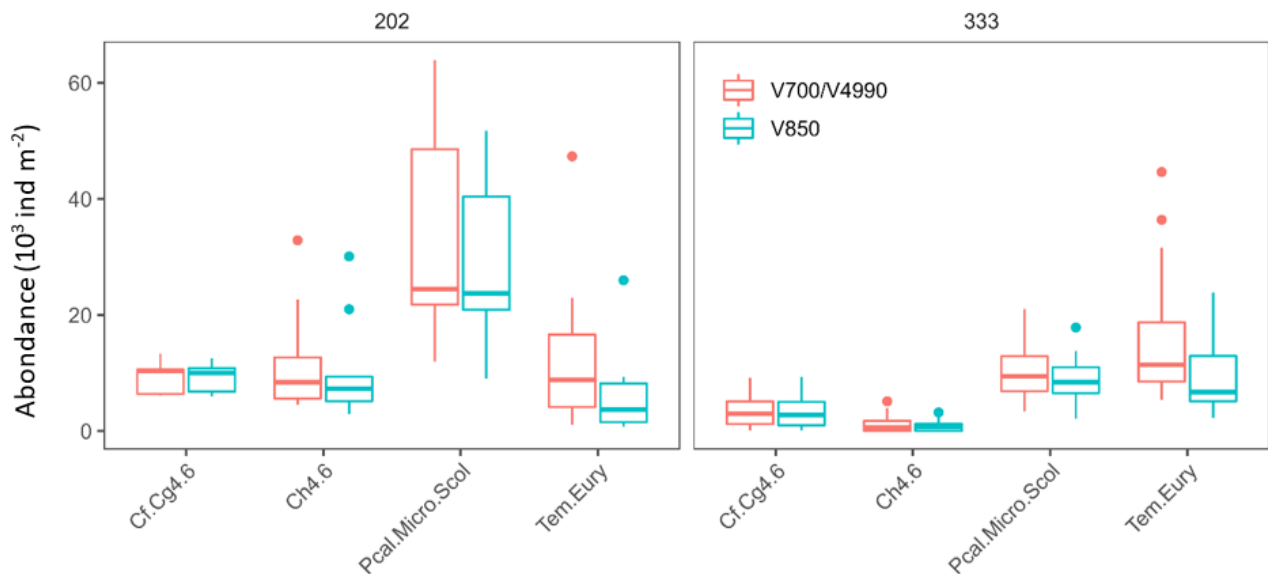


Figure A1. Boxplots of the abundance calculated by each type of scanner for the *C. finmarchicus*/*C. glacialis* (Cf.Cg4.6), *C. hyperboreus* (Ch4.6), *Pseudocalanus* spp., *Microcalanus* spp. and *Scolecithricella* spp (Pcal.Micro.Scol) and *Temora* spp. and *Eurytemora* spp. (Tem.Eury) categories. The new scanner acquired in 2022 is in blue.

Tableau A1. Moyennes des moindres carrés calculées selon l'échelle de réponse de chaque catégorie. L'erreur standard (SE), les degrés de liberté (df) et les intervalles de confiance sont rapportés. Les différences significatives sont indiquées en gras.

Taxon	Scanner	Taille du filet	Moyenne	SE	df	Intervalles de confiance 95 %	
Cf.Cg4.6	V700, V4490	202	9 571	1 989	288	6 357	14 409
Cf.Cg4.6	V850	202	9 302	1 948	288	6 160	14 046
Cf.Cg4.6	V700, V4490	333	3 513	526	288	2 616	4 717
Cf.Cg4.6	V850	333	3 314	504	288	2 457	4 470
Ch4.6	V700, V4490	202	12 110	2 370	288	8 238	17 800
Ch4.6	V850	202	10 351	2 109	288	6 931	15 457
Ch4.6	V700, V4490	333	1 149	229	288	776	1 702
Ch4.6	V850	333	884	189	288	581	1 346
Pcal.Micro.Scol	V700, V4490	202	33 147	5 011	288	24 617	44 633
Pcal.Micro.Scol	V850	202	30 289	4 686	288	22 338	41 070
Pcal.Micro.Scol	V700, V4490	333	10 353	1 175	288	8 281	12 945
Pcal.Micro.Scol	V850	333	8 602	1 024	288	6 806	10 873
Tem.Eury	V700, V4490	202	13 301	2 541	288	9 133	19 373
Tem.Eury	V850	202	6 480	1 489	288	4 123	10 184
Tem.Eury	V700, V4490	333	14 924	1 542	288	12 178	18 290
Tem.Eury	V850	333	9 660	1 116	288	7 695	12 126

Annexe 2. Liste des taxons associés à chaque indice de copépode.

Indice de copépode	taxons
Petits calanoïdes	<i>Acartia</i> spp.
	<i>Aetideidae</i>
	<i>Centropages</i> spp.
	<i>Clausocalanus</i> spp.
	<i>Eurytemora</i> spp.
	<i>Microcalanus</i> spp.
	<i>Nannocalanus minor</i>
	<i>Paracalanus parvus</i>
	<i>Pseudocalanus</i> spp.
	<i>Scolecithricella</i> spp.
	<i>Spinocalanus</i> spp.
	<i>Temora</i> spp.
<i>Tortanus</i> spp.	
Grands calanoïdes	<i>Anomalocera</i> spp.
	<i>Calanus finmarchicus</i>
	<i>Calanus glacialis</i>
	<i>Calanus hyperboreus</i>
	<i>Euchaeta</i> spp.
	<i>Metridia</i> spp.
	<i>Paraeuchaeta norvegica</i>
	<i>Pleuromamma borealis</i>
	<i>Pleuromamma robusta</i>
Copépodes d'eau chaude	<i>Centropages</i> spp.
	<i>Clausocalanus</i> spp.
	<i>Metridia lucens</i>
	<i>Nannocalanus minor</i>
	<i>Paracalanus</i> spp.
	<i>Pleuromamma borealis</i>
	<i>Pleuromamma robusta</i>
Cyclopoïdes	<i>Oithona</i> spp.
	<i>Oncaea</i> spp.
	<i>Triconia borealis</i>
	<i>Triconia conifer</i>
	<i>Triconia similis</i>
Copépodes d'eau froide	<i>Metridia longa</i>
	<i>Calanus glacialis</i>

Annexe 3. Résultats des GLM pour les stations de Rimouski et de la vallée de Shediac. Présentation des effets liés à l'année et au mois ainsi que du R carré ajusté de la régression pour les nutriments et la chlorophylle.

Rimouski

Indice	Année (<i>p</i>)	Mois (<i>p</i>)	R ²
Chlorophylle a (0-100 m)	< 0,0001	< 0,0001	0,43
Nitrate (0-50 m)	< 0,0001	< 0,0001	0,37
Nitrate (50-150 m)	< 0,0001	< 0,0001	0,26
Nitrate (150-320 m)	< 0,0001	< 0,0001	0,38

Vallée de Shediac

Indice	Année (<i>p</i>)	Mois (<i>p</i>)	R ²
Chlorophylle a (0-100 m)	< 0,0001	< 0,0001	0,38
Nitrate (0-50 m)	< 0,001	< 0,0001	0,33
Nitrate (50-84 m)	0,7	0,001	0,06

Annexe 4. Résultats des GLM pour les stations de Rimouski et de la vallée de Shediac. Présentation des effets liés à l'année et au mois ainsi que du R carré ajusté de la régression pour les groupes de phytoplancton.

Rimouski

Indice	Année (<i>p</i>)	Mois (<i>p</i>)	R ²
Diatomées	< 0,0001	< 0,0001	0,36
Dinoflagellés	< 0,0001	< 0,0001	0,51
Flagellés	< 0,0001	< 0,0001	0,38
Ciliés	< 0,0001	< 0,0001	0,36
Total	0,0001	< 0,0001	0,26
Diatomées/Dinoflagellés	< 0,0001	< 0,0001	0,31
Diatomées/Flagellés	< 0,0001	< 0,0001	0,23

Vallée de Shediac

Indice	Année (<i>p</i>)	Mois (<i>p</i>)	R ²
Diatomées	< 0,0001	< 0,001	0,35
Dinoflagellés	< 0,0001	0,04	0,27
Flagellés	< 0,0001	< 0,0001	0,43
Ciliés	0,3	0,6	0,02
Total	< 0,0001	< 0,001	0,33
Diatomées/Dinoflagellés	< 0,0001	< 0,001	0,33
Diatomées/Flagellés	< 0,0001	< 0,0001	0,41

Annexe 5. Résultats des GLM pour les régions/sous-régions du Golfe. Présentation des effets liés à l'année, à la saison et à la station ainsi que du R carré ajusté de la régression pour les nutriments et la chlorophylle a.

Estuaire

Indice	Année (<i>p</i>)	Saison (<i>p</i>)	Station (<i>p</i>)	R ²
Chlorophylle a (0-100 m)	< 0,0001	< 0,0001	0,6	0,46
Nitrate (0-50 m)	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,4
N:P (0-50 m)	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,44
Si:N (0-50 m)	< 0,0001	< 0,0001	0,3	0,41
Nitrate (50-150 m)	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,23
N:P (50-150 m)	< 0,0001	0,7	< 0,01	0,21
Si:N (50-150 m)	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,33
Nitrate (150 m-fond)	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,89
N:P (150 m-fond)	< 0,001	0,02	0,8	0,09
Si:N (150 m-fond)	< 0,0001	< 0,001	< 0,0001	0,43

Nord-ouest du Golfe

Indice	Année (<i>p</i>)	Saison (<i>p</i>)	Station (<i>p</i>)	R ²
Chlorophylle a (0-100 m)	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,32
Nitrate (0-50 m)	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,53
N:P (0-50 m)	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,46
Si:N (0-50 m)	< 0,0001	< 0,001	< 0,0001	0,24
Nitrate (50-150 m)	< 0,0001	< 0,001	< 0,0001	0,4
N:P (50-150 m)	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,34
Si:N (50-150 m)	< 0,0001	< 0,001	< 0,0001	0,32
Nitrate (150 m-fond)	0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,81
N:P (150 m-fond)	< 0,0001	0,05	< 0,0001	0,31
Si:N (150 m-fond)	< 0,0001	< 0,001	< 0,0001	0,42

Nord-est du Golfe

Indice	Année (<i>p</i>)	Saison (<i>p</i>)	Station (<i>p</i>)	R ²
Chlorophylle a (0-100 m)	< 0,0001	< 0,0001	0,3	0,22
Nitrate (0-50 m)	< 0,0001	< 0,0001	0,002	0,74
N:P (0-50 m)	< 0,0001	< 0,0001	< 0,001	0,75
Si:N (0-50 m)	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,25
Nitrate (50-150 m)	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,54
N:P (50-150 m)	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,58
Si:N (50-150 m)	< 0,0001	0,2	< 0,0001	0,36
Nitrate (150 m-fond)	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,92
N:P (150 m-fond)	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,58
Si:N (150 m-fond)	< 0,0001	< 0,001	< 0,0001	0,54

Centre du Golfe

Indice	Année (<i>p</i>)	Saison (<i>p</i>)	Station (<i>p</i>)	R ²
Chlorophylle a (0-100 m)	< 0,0001	0,006	0,2	0,15
Nitrate (0-50 m)	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,74
N:P (0-50 m)	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,72
Si:N (0-50 m)	< 0,0001	< 0,001	0,02	0,29
Nitrate (50-150 m)	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,35
N:P (50-150 m)	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,4
Si:N (50-150 m)	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,46
Nitrate (150 m-fond)	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,89
N:P (150 m-fond)	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,46
Si:N (150 m-fond)	< 0,0001	0,02	< 0,0001	0,3

Détroit de Cabot

Indice	Année (<i>p</i>)	Saison (<i>p</i>)	Station (<i>p</i>)	R ²
Chlorophylle a (0-100 m)	< 0,0001	< 0,001	0,2	0,23
Nitrate (0-50 m)	< 0,0001	< 0,0001	0,1	0,69
N:P (0-50 m)	< 0,0001	< 0,0001	0,5	0,7
Si:N (0-50 m)	< 0,001	< 0,01	0,02	0,15
Nitrate (50-150 m)	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,4
N:P (50-150 m)	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,44
Si:N (50-150 m)	< 0,0001	0,01	< 0,0001	0,41
Nitrate (150 m-fond)	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,94
N:P (150 m-fond)	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,44
Si:N (150 m-fond)	< 0,001	0,4	< 0,0001	0,51

Plateau madelinien

Indice	Année (<i>p</i>)	Saison (<i>p</i>)	Station (<i>p</i>)	R ²
Chlorophylle a (0-100 m)	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,22
Nitrate (0-50 m)	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,56
N:P (0-50 m)	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,57
Si:N (0-50 m)	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,34
Nitrate (50-150 m)	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,7
N:P (50-150 m)	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,45
Si:N (50-150 m)	< 0,0001	0,02	< 0,0001	0,35

Annexe 6. Résultats des GLM pour les stations de Rimouski et de la vallée de Shediac. Présentation des effets liés à l'année et au mois ainsi que du R carré ajusté de la régression pour les indices de zooplancton.

Rimouski

Indice	Année (<i>p</i>)	Mois (<i>p</i>)	R ²
<i>Calanus finmarchicus</i>	< 0,0001	< 0,0001	0,51
<i>Pseudocalanus</i> spp.	< 0,0001	< 0,0001	0,56
Total copépodes	< 0,0001	< 0,0001	0,59
Non-copépodes	< 0,0001	< 0,0001	0,44
<i>Calanus hyperboreus</i>	< 0,0001	< 0,0001	0,4
Petits calanoïdes	< 0,0001	< 0,0001	0,68
Grands calanoïdes	< 0,0001	< 0,0001	0,33
Cyclopoïdes	< 0,0001	< 0,0001	0,6
Copépodes : Chaud	< 0,0001	0,8	0,48
Copépodes : Froid	< 0,0001	< 0,0001	0,46
Poids sec	< 0,0001	< 0,0001	0,64

Vallée de Shediac

Indice	Année (<i>p</i>)	Mois (<i>p</i>)	R ²
<i>Calanus finmarchicus</i>	< 0,0001	< 0,0001	0,33
<i>Pseudocalanus</i> spp.	0,1	0,2	0,06
Total copépodes	0,2	< 0,0001	0,17
Non-copépodes	0,001	< 0,001	0,21
<i>Calanus hyperboreus</i>	< 0,0001	< 0,0001	0,67
Petits calanoïdes	0,008	< 0,0001	0,19
Grands calanoïdes	< 0,0001	< 0,0001	0,35
Cyclopoïdes	0,3	< 0,0001	0,24
Copépodes : Chaud	0,1	0,06	0,07
Copépodes : Froid	0,04	< 0,0001	0,3
Poids sec	0,0001	< 0,0001	0,39

Annexe 7. Résultats des GLM pour les régions du golfe. Présentation des effets liés à l'année, à la saison et à la station ainsi que du R carré ajusté de la régression pour les indices de zooplancton.

Estuaire et nord-ouest du Golfe

Indice	Année (<i>p</i>)	Saison (<i>p</i>)	Station(<i>p</i>)	R ²
<i>Calanus finmarchicus</i>	< 0,0001	0,001	< 0,0001	0,66
<i>Pseudocalanus</i> spp.	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,55
Total copépodes	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,76
Non-copépodes	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,57
<i>Calanus hyperboreus</i>	0,01	< 0,0001	< 0,0001	0,6
Petits calanoïdes	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,68
Grands calanoïdes	< 0,0001	0,002	< 0,0001	0,77
Cyclopoïdes	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,73
Copépodes : Chaud	< 0,0001	0,001	< 0,0001	0,53
Copépodes : Froid	< 0,0001	< 0,001	< 0,0001	0,66
Poids sec	< 0,0001	0,05	< 0,0001	0,76

Nord-est du Golfe

Indice	Année (<i>p</i>)	Saison (<i>p</i>)	Station (<i>p</i>)	R ²
<i>Calanus finmarchicus</i>	0,0001	< 0,0001	0,007	0,22
<i>Pseudocalanus</i> spp.	< 0,0001	0,002	< 0,0001	0,31
Total copépodes	< 0,0001	< 0,0001	< 0,001	0,39
Non-copépodes	< 0,0001	0,008	< 0,0001	0,45
<i>Calanus hyperboreus</i>	< 0,001	< 0,0001	< 0,0001	0,59
Petits calanoïdes	< 0,0001	0,6	< 0,0001	0,41
Grands calanoïdes	0,009	< 0,0001	< 0,0001	0,45
Cyclopoïdes	< 0,0001	< 0,0001	0,1	0,5
Copépodes : Chaud	< 0,0001	< 0,0001	0,002	0,51
Copépodes : Froid	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,43
Poids sec	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,68

Centre du Golfe et détroit de Cabot

Indice	Année (<i>p</i>)	Saison (<i>p</i>)	Station (<i>p</i>)	R ²
<i>Calanus finmarchicus</i>	< 0,0001	< 0,001	0,007	0,26
<i>Pseudocalanus</i> spp.	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,28
Total copépodes	< 0,001	< 0,0001	< 0,001	0,18
Non-copépodes	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,46
<i>Calanus hyperboreus</i>	< 0,0001	< 0,001	< 0,0001	0,51
Petits calanoïdes	< 0,0001	0,9	< 0,0001	0,31
Grands calanoïdes	< 0,0001	0,9	< 0,0001	0,32
Cyclopoïdes	< 0,0001	< 0,0001	0,005	0,24
Copépodes : Chaud	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,49
Copépodes : Froid	< 0,001	0,3	0,3	0,09
Poids sec	< 0,0001	0,5	< 0,0001	0,6

Plateau madelinien

Indice	Année (<i>p</i>)	Saison (<i>p</i>)	Station (<i>p</i>)	R ²
<i>Calanus finmarchicus</i>	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,32
<i>Pseudocalanus</i> spp.	< 0,0001	< 0,0001	0,6	0,12
Total copépodes	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,21
Non-copépodes	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,49
<i>Calanus hyperboreus</i>	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,48
Petits calanoïdes	< 0,0001	0,001	0,004	0,19
Grands calanoïdes	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,5
Cyclopoïdes	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,31
Copépodes : Chaud	< 0,0001	< 0,0001	0,005	0,51
Copépodes : Froid	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,4
Poids sec	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,47