



Pêches et Océans  
Canada

Fisheries and Oceans  
Canada

Sciences des écosystèmes  
et des océans

Ecosystems and  
Oceans Science

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

---

**Document de recherche 2021/060**

**Région du Québec**

### **Les conditions océanographiques chimiques et biologiques dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent en 2020**

M. Blais<sup>1</sup>, P. S. Galbraith<sup>1</sup>, S. Plourde<sup>1</sup>, E. Devred<sup>2</sup>, S. Clay<sup>2</sup>, C. Lehoux<sup>1</sup> et L. Devine<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Pêches et Océans Canada, région du Québec,  
Institut Maurice-Lamontagne,  
P.O. Box 1000, Mont-Joli, Québec, G5H 3Z4

<sup>2</sup>Pêches et Océans Canada, région des Maritimes,  
Institut océanographique de Bedford,  
P.O. Box 1006, Dartmouth, Nouvelle-Écosse, B2Y 4A2

---

## 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 de consultation scientifique  
200, rue Kent  
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

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



© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2021  
ISSN 2292-4272  
ISBN 978-0-660-40308-3 N° cat. Fs70-5/2021-060F-PDF

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

Blais, M., Galbraith, P.S., Plourde, S., Devred, E., Clay, S., Lehoux, C. and Devine, L. 2021. 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.

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

*Blais, M., Galbraith, P.S., Plourde, S., Devred, E., Clay, S., Lehoux, C. et Devine L. 2021. Chemical and Biological Oceanographic Conditions in the Estuary and Gulf of St. Lawrence during 2020. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2021/060. iv + 67 p.*

---

---

## TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	IV
INTRODUCTION .....	1
MÉTHODES.....	2
RÉCOLTE D'ÉCHANTILLONS .....	2
OXYGÈNE .....	3
ÉLÉMENTS NUTRITIFS ET PHYTOPLANCTON.....	4
TÉLÉDÉTECTION DE LA COULEUR DE L'OCÉAN .....	4
INDICES DE ZOOPLANCTON .....	5
TABLEAUX SYNOPTIQUES.....	6
OBSERVATIONS.....	8
ENVIRONNEMENT PHYSIQUE .....	8
OXYGÈNE AU FOND .....	8
ÉLÉMENTS NUTRITIFS ET PHYTOPLANCTON.....	8
Stations de monitoring à haute fréquence .....	8
Régions du golfe .....	9
Télé-détection de la couleur de l'océan.....	10
ZOOPLANCTON .....	11
Stations de monitoring à haute fréquence .....	11
Régions du golfe .....	11
Phénologie des copépodes.....	12
Tableaux synoptiques .....	12
DISCUSSION.....	13
CONDITIONS ENVIRONNEMENTALES .....	14
PHYTOPLANCTON .....	16
ZOOPLANCTON .....	17
PERSPECTIVES.....	18
SOMMAIRE .....	19
REMERCIEMENTS .....	20
RÉFÉRENCES CITÉES .....	20
TABLEAUX .....	23
FIGURES .....	24
ANNEXES.....	63

---

## RÉSUMÉ

Un aperçu des conditions océanographiques chimiques et biologiques du golfe du Saint-Laurent en 2020 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) et ce, dans le contexte d'un réchauffement ayant commencé en 2010. Ces moyennes à long terme sont maintenant calculées à partir des données récoltées pour la période 1999–2020 (1999–2015 dans les rapports précédents). En 2020, les concentrations d'oxygène à 300 m ont atteint un minimum record dans l'estuaire du Saint-Laurent et à la station Rimouski. Les inventaires de nitrates dans la couche de surface (0–50 m) du golfe étaient près ou légèrement au-dessus des normales. Les inventaires de nitrates dans la couche intermédiaire (50–150 m) étaient au-dessus des normales dans le nord et le centre du golfe, alors qu'ils étaient près des normales au niveau du plateau madelinien et du détroit de Cabot. Dans la couche profonde (150 m–fond), des anomalies positives ont été mesurées dans toutes les régions du golfe. Des anomalies positives de nitrate ont été mesurées régulièrement depuis 2012 dans le centre du golfe et au 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. Il y a eu de fortes anomalies positives de chlorophylle *a* intégrée verticalement (chl *a*; 0–100 m) à la fin de l'été dans le nord-est du golfe, à l'automne dans l'estuaire et, dans une moindre mesure, dans le centre du golfe au cours de ces deux saisons. Ailleurs, la biomasse de phytoplancton intégrée verticalement était près des normales excepté au détroit de Cabot où elle était sous la normale. La plupart des régions ont montré des inventaires de chl *a* près des normales, ou au-dessus, à l'automne depuis 2014 environ. En revanche, les estimations de biomasse de phytoplancton dérivées des données satellitaires montrent des anomalies annuelles et automnales négatives dans la plupart des boîtes de couleur de l'océan depuis les trois dernières années. Les métriques du bloom printanier étaient près des normales en 2020, à l'exception d'amplitudes et d'intensités plus fortes que la normale dans les boîtes du plateau madelinien et du détroit de Cabot. La biomasse de zooplancton était près des normales presque partout dans le golfe, sauf dans la région du centre du golfe/détroit de Cabot où elle était sous la normale. L'abondance de *Calanus finmarchicus*, *C. hyperboreus* et celle des grands calanoïdes étaient aussi généralement près des normales, excepté pour l'abondance de *C. hyperboreus* qui était au-dessus de la normale dans le nord-ouest du golfe et sous la normale sur le plateau madelinien. Les abondances de petits calanoïdes étaient près des normales dans la plupart des régions, mais de faibles abondances ont été mesurées sur le plateau madelinien, où il s'agit d'ailleurs d'un record de série, et dans le nord-ouest du golfe et à la station Rimouski. Les abondances des copépodes associés à l'eau chaude étaient légèrement au-dessus des normales dans la plupart des régions, avec des records élevés d'abondance sur le plateau madelinien. L'absence d'échantillonnage au printemps n'a pas permis de bien caractériser la phénologie de *C. finmarchicus* à la station Rimouski cette année.

---

## 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 et 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 une part essentielle d'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 les lieux de la région du Québec) et qui sont échantillonnés à une fréquence qui varie 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 des données géographiques détaillées, 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 le présent document, nous passons en revue les conditions océanographiques chimiques et biologiques (niveaux trophiques inférieurs) du golfe du Saint-Laurent en 2020. Les conditions océanographiques physiques qui prévalaient en 2020 sont décrites dans Galbraith *et al.* (2021). La décharge moyenne annuelle d'eau douce dans l'estuaire était au-dessus de la normale. Le volume maximal de glace de mer était sous la normale, mais le volume de la couche hivernale mélangée était près de la normale. La moyenne de la température de surface de mai à novembre était près de la normale. La moyenne saisonnière de la température minimale de la couche intermédiaire froide était également près de la normale. Depuis 2009, la température des eaux profondes (> 150 m) a augmenté partout dans le golfe et de nouveaux records de température élevée ont été enregistrés à 200 m, 250 m et à 300 m en 2020. Un événement de fort mélange s'est produit en septembre dans l'estuaire et le nord-ouest du golfe. Le présent rapport décrit les cycles de production et la composition de la communauté de phytoplancton et de zooplancton en 2020 dans ce contexte.

En raison de la pandémie de COVID-19, il n'y a pas eu de campagne d'échantillonnage au début de l'été 2020 dans le golfe, et les stations de monitoring à haute fréquence n'ont pas été échantillonnées entre le début du printemps et le mois de juillet. Plusieurs changements ont été incorporés au rapport de cette année, incluant la climatologie plus longue (maintenant 1999–2020), l'incorporation des jeux de données récoltés durant les relevés multidisciplinaires de fin

---

d'été, et les changements dans les méthodes utilisées pour dériver les estimations de chl *a* et les métriques du bloom printanier à partir des observations satellitaires.

## 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 sur le terrain qui sont 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; dans le texte ces relevés sont appelés 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. L'échantillonnage durant les relevés de fin d'été est fait selon une stratégie aléatoire stratifiée qui vise à couvrir toutes les strates homogènes du golfe. Durant le relevé d'œufs de maquereau, qui couvre principalement la région du plateau madelinien, les échantillons de zooplancton sont récoltés à 65 stations positionnées sur une grille équidistante. 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 seront rapportés (Figure 2) :

1. Estuaire et le 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.
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 influencée par le courant de Gaspé.

Ces régions sont légèrement différentes que 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 subdivisions des régions (Figure 1) pour fournir davantage de précision quant aux 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 et encore moins élevée de janvier à avril en raison de son éloignement. En raison de la pandémie de COVID-19, il n'y a pas eu de campagne océanographique au début de l'été et les stations de monitoring à haute fréquence n'ont pas été échantillonnées entre la mi-mars et le début juillet. La station de la vallée de Shediac n'a été visitée que trois fois en 2020. En conséquence, bien que certains résultats soient présentés pour la vallée de Shediac, ils ne sont pas discutés et les anomalies annuelles n'ont pas été calculées pour 2020. En plus des visites aux stations de monitoring à haute fréquence, des bouées océanographiques Viking équipées de profilers automatiques de température et de salinité ont fait 212 profils verticaux complets à la vallée de Shediac et 53 profils jusqu'à 320 m à la station Rimouski.

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  $a$  (fluoromètre) 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  $\mu$ m) 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  $\mu$ m (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). 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). 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 calanoides 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 parce qu'elle varie moins dans le temps que les concentrations d'oxygène en surface, qui elles varient selon les saisons sous l'effet du mélange de la colonne d'eau et de la production primaire. 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 à 300 m dans le 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 km x 2 km .

## **ÉLÉMENTS NUTRITIFS ET PHYTOPLANCTON**

Les données sur la chl *a* et les éléments nutritifs recueillies 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. La chl *a* est utilisée comme un proxy pour la biomasse de phytoplancton. 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 variations saisonnières est fournie pour différents indices nutritifs et phytoplanctoniques. Pour les stations de monitoring à haute fréquence, nous présentons les concentrations de nitrates dans les couches de surface, intermédiaire et profonde, la concentration de chl *a*, l'abondance du phytoplancton et de ses principaux taxons. 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 peut être utilisé comme un proxy de la structure de taille de la communauté de phytoplancton. En 2019 et 2020, les échantillons de la vallée de Shediac ont été analysés par un taxonomiste différent (même méthodologie), ce qui a conduit à des biais importants dans les comptes de flagellés. Ces comptes ont donc été retirés du calcul d'anomalies; ils pourront être éventuellement incorporés à la série temporelle lorsqu'un facteur de correction fiable aura été trouvé pour que les comptes des deux taxonomistes soient comparables. Pour les régions du golfe décrites ci-dessus, nous présentons les séries temporelles des concentrations annuelles de nitrates intégrées sur différentes couches de la colonne d'eau et des ratios nutritifs (N:P et Si :N) pour ces mêmes couches d'eau, de même que les séries temporelles des inventaires annuels et saisonniers de chl *a*, 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, 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 régions du golfe.

## **TÉLÉDÉTECTION DE LA COULEUR DE L'OCÉAN**

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 boîtes 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 précédentes afin de réduire les biais possibles dans les estimations de chl *a* associées aux eaux côtières et à l'eau douce. Toutes les boîtes sélectionnées pour les données d'imagerie satellitaire se trouvent à l'extérieur du panache du fleuve Saint-Laurent puisque les données des régions influencées 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 boîtes ne sont pas adjacentes à la côte pour les mêmes raisons. Des données sur la dynamique printanière du phytoplancton à la surface de l'estuaire du Saint-Laurent sont recueillies par échantillonnage hebdomadaire à la station de Rimouski, mais la résolution temporelle n'est pas toujours suffisante pour mesurer les paramètres de la floraison avec les mêmes méthodes statistiques que celles expliquées ci-dessous. Nous ne présenterons donc pas les mesures de la floraison printanière dans l'estuaire, mais nous y décrivons la variabilité saisonnière et interannuelle de la biomasse phytoplanctonique.

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. Dans le présent rapport, les données de MODIS de 2003 à 2020 sont utilisées pour construire une série temporelle continue de la chl *a* en surface dans les quatre boîtes de couleurs 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 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* pour chaque pixel présentant une couverture journalière minimale de 20 % ont été moyennées pour chaque boîte de couleurs 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 »). Alors que la date de début 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 couleurs 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, principalement aux stations de Rimouski (les résultats pour la vallée de Shediac en 2020 sont présentés, mais ne sont pas discutés, et les anomalies n'ont pas été

---

calculées), mais également pour les régions du golfe décrites précédemment. 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.

Les changements dans la phénologie du zooplancton ont été décrits en utilisant *C. finmarchicus* comme indicateur. Nous avons utilisé la série chronologique à la station de Rimouski 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/m<sup>2</sup>) 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. Une liste détaillée des espèces comprises dans chaque indice général de copépodes est présentée à l'annexe 1. 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 standard présentées dans les tableaux synoptiques ont été calculées pour les sites de monitoring à haute fréquence et les régions océanographiques. Ces anomalies sont calculées comme la différence entre la moyenne saisonnière 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. La climatologie 1999–2020 représente une extension de 5 ans par rapport à la climatologie utilisée dans les rapports précédents (1999–2015). Cela devrait avoir pour effet d'accroître la stabilité au cours de la série temporelle et de réduire l'amplitude des anomalies, ce qui explique que le portrait dressé dans le présent rapport puisse être légèrement différent de celui présenté dans les derniers rapports.

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). Un ensemble d'indices standard représentant les anomalies des concentrations d'éléments nutritifs, la biomasse et la dynamique de floraison printanière du phytoplancton, et l'abondance des espèces et des groupes de mésozooplankton dominants (*C. finmarchicus*, *Pseudocalanus* spp., ensemble des copépodes et ensemble des non-copépodes) est produit pour chacune des régions visées par le PMZA. 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 (2021) présente un tableau synoptique par zone comprenant des observations provenant de toutes les 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 ( $\text{mmol m}^{-2}$  pour les nutriments et  $\text{mg chl } a \text{ m}^{-2}$  pour la biomasse de phytoplancton) ou la densité annuelle moyenne ( $\text{cellules L}^{-1}$  pour l'abondance du phytoplancton et  $\text{ind m}^{-2}$  pour l'abondance de zooplancton) à chaque station de monitoring à haute fréquence ainsi que pour chaque région du golfe. Ces estimations d'abondance annuelle utilisent des modèles linéaires généraux (GLM) de la forme :

$$\begin{aligned} \text{Log}_{10}(\text{Density} + 1) &= \alpha + \beta_{\text{ANNÉE}} + \delta_{\text{MOIS}} + \varepsilon \text{ pour les stations à monitoring fréquent, et} \\ \text{Log}_{10}(\text{Density} + 1) &= \alpha + \beta_{\text{ANNÉE}} + \delta_{\text{STATION}} + \gamma_{\text{SAISON}} + \varepsilon \text{ pour les régions,} \end{aligned}$$

tel que présenté dans Pepin *et al.* (2013) et Johnson *et al.* (2016). La variable  $\alpha$  est le point d'intersection et la variable  $\varepsilon$  est l'erreur. Pour les stations à monitoring fréquent, les variables  $\beta$  et  $\delta$  représentent les effets catégoriques pour l'année et le mois, respectivement. Pour les régions, les variables  $\beta$ ,  $\delta$  et  $\gamma$  tiennent compte de l'effet de l'année, de la station et de la saison, respectivement. 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*; 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 valeur de la moyenne annuelle. Les résultats de l'analyse du GLM pour les stations de monitoring à haute fréquence et les régions du golfe sont présentés dans les annexes 2-6. 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 afin d'inclure les observations dont la valeur est de 0.

---

## OBSERVATIONS

### ENVIRONNEMENT PHYSIQUE

La température et la salinité de la colonne d'eau en 2020 sont décrites en détail par Galbraith *et al.* (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). Des profils CTD sont faits lors des visites aux stations de monitoring à haute fréquence, mais la grande majorité de ces données sont obtenues à partir des profils CTD verticaux autonomes des bouées Viking du MPO. La forte décharge d'eau douce dans l'estuaire au printemps (Galbraith *et al.* 2021) a conduit à une forte stratification de la colonne d'eau, au-dessus des valeurs normales, en mai à la station Rimouski, avant de retourner à des valeurs près des normales. À la station de la vallée de Shediac, la stratification est restée près de la normale tout au long de l'année.

### OXYGÈNE AU FOND

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, dans l'estuaire (Figure 6). En 2020, les concentrations d'oxygène dissous à 300 m étaient encore fortement sous la normale partout dans le chenal Laurentien (Figure 6), atteignant les plus faibles concentrations enregistrées jusqu'à maintenant dans l'estuaire et à la station Rimouski (Figure 7). Depuis 1984, les eaux profondes de l'estuaire présentent une hypoxie constante; en 2020, la teneur en oxygène dissous a diminué jusqu'à 47 µM, ce qui correspond à une saturation de 15 % environ (Figure 7). Dans le nord-ouest du golfe et au détroit de Cabot, les concentrations profondes d'oxygène dissous étaient les deuxièmes plus faibles de la série temporelle, légèrement au-dessus des records minimums de série mesurés en 2019. (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 patrons des inventaires de nitrates et de la biomasse phytoplanctonique en 2020 sont illustrés par la figure 8 pour les deux stations de monitoring à haute fréquence. Des profils verticaux détaillés pour les nitrates et la chl *a*, ainsi que les patrons verticaux d'anomalies sont illustrés aux figures 9 et 10 pour les stations Rimouski et de la vallée de Shediac, respectivement. Sur ces figures, les profils verticaux de 2018 et 2019 sont également illustrés pour fournir un certain contexte d'interprétation. Les inventaires climatologiques de nitrates et de chl *a* sont approximativement de 2 à 3 fois plus élevés à la station Rimouski qu'à la station de la vallée de Shediac. Les deux stations montrent habituellement une réduction dans l'inventaire de nitrates en surface au printemps et au début de l'été liée à la consommation par

---

le phytoplancton 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 (Figure 8a, b). Cependant, les climatologies des inventaires de 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 la saison à la station de la vallée de Shediac (Figure 8d).

En 2020 à la station de Rimouski, l'inventaire de nitrates dans la couche de surface était généralement près ou au-dessus de la normale la majeure partie de l'année, et l'inventaire de chl *a* était quant à lui près ou en-dessous de la normale, à l'exception de trois échantillons montrant une forte biomasse de phytoplancton au début juillet et en octobre (Figure 8a, c). Dans l'ensemble, l'inventaire de nitrate annuel moyen était légèrement au-dessus de la normale dans les couches de surface et intermédiaire, et près de la normale dans la couche profonde. L'inventaire annuel moyen de chl *a* était près de la normale (Figure 8, tableau synoptique). La majeure partie de la biomasse de phytoplancton était localisée dans les 15 m supérieurs de la colonne d'eau de juillet à septembre, là où les nitrates étaient entièrement consommés (Figure 9). L'évènement de fort mélange qui a eu lieu en septembre (Galbraith *et al.* 2021) a permis le renouvellement de l'inventaire de nitrates dans la couche de surface, lequel a été suivi par une floraison de phytoplancton sous la surface (10–20 m) en octobre (Figure 9).

L'abondance du phytoplancton à la station de Rimouski était près de la normale à l'été, excepté pour deux échantillons récoltés en juillet qui montraient de très fortes abondances, et elle a ensuite diminué à des valeurs sous la normale à l'automne (Figure 10a). La composition saisonnière de la communauté de phytoplancton était similaire à la climatologie (Figure 10b, c). L'abondance annuelle moyenne des diatomées a montré des anomalies positives alors que les dinoflagellés et les ciliés ont présenté des anomalies négatives en 2020. Les anomalies négatives pour les dinoflagellés et les anomalies positives du ratio diatomée:dinoflagellé ont été observées depuis 2014 (Figure 11).

## Régions du golfe

Les figures 12 à 14 présentent un aperçu de la distribution spatiale saisonnière des concentrations de nutriments dans le golfe et de leurs anomalies. Les séries temporelles des anomalies régionales annuelles pour les nitrates et les ratios nutritifs sont présentées aux figures 15 à 17. La distribution des nitrates dans la couche de surface à l'hiver 2020 était similaire à la climatologie, avec des inventaires plus élevés que la normale dans la portion sud du plateau madelinien (Figure 12). À la fin de l'été, les anomalies de nitrates étaient principalement sous la normale dans la couche de surface, près de la normale dans la couche intermédiaire et au-dessus de la normale dans la couche profonde du nord du golfe et de l'estuaire (Figure 13). À l'automne, des anomalies positives de nitrates étaient généralement présentes dans toutes les régions et les couches de la colonne d'eau, à l'exception de la couche de surface dans le nord-est du golfe et sur le plateau madelinien où les inventaires de nitrates étaient sous la normale (Figure 14). Au final, les anomalies annuelles de nitrates en 2020 étaient soit normales, soit positives dans presque toutes les régions et les couches de la colonne d'eau (Figure 15). Depuis 2012, les inventaires profonds de nitrates ont régulièrement montré des anomalies annuelles positives dans le détroit de Cabot et le centre du golfe. De fortes anomalies positives associées aux inventaires profonds de nitrates ont également été enregistrées dans tous les secteurs du golfe en 2020 (Figure 15). 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 (Brzezinski 1985; Redfield 1958). 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 16), alors que le ratio Si:N ratio tend à être plus élevé que la valeur théorique, variant entre 1 et 2.2 (Figure 17). En 2020, le ratio N:P dans les couches de surface et intermédiaire était soit près ou au-dessus de la normale dans toutes les régions, alors qu'il était généralement près ou inférieur à la normale dans la couche profonde (Figure 16). Le ratio Si:N montrait quant à lui un patron inversé, avec des anomalies principalement négatives dans les couches de surface et intermédiaire et des anomalies positives dans la couche profonde (Figure 17). De façon intéressante, le ratio N:P a principalement montré des anomalies négatives dans la couche profonde au cours des cinq 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 indiquent une diminution du ratio N:P climatologique profond et une augmentation du ratio Si:N climatologique profond 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 16 et 17).

Les distributions spatiales saisonnières de la biomasse de phytoplancton sont présentées à la figure 18 et les séries temporelles de leurs anomalies régionales sont présentées à la figure 19. En 2020, les distributions saisonnières de la biomasse de phytoplancton étaient similaires aux climatologies saisonnières, avec de fortes anomalies positives au nord de l'île d'Anticosti (nord-est du golfe) à la fin de l'été et dans l'estuaire à l'automne (Figure 18). Dans les deux cas, ces anomalies positives se sont traduites par des anomalies record pour ces régions et ces saisons (Figure 19). De plus petites anomalies positives ont également été enregistrées dans le centre du golfe à l'automne (Figures 18 et 19). En général, les anomalies annuelles des inventaires de chl *a* étaient très hétérogènes dans le golfe. Elles étaient positives dans l'estuaire, le centre du golfe et sur le plateau madelinien, alors qu'elles étaient près de la normale dans le nord-est du golfe et négatives dans le nord-ouest du golfe et dans le détroit de Cabot (Figure 19).

Ces grands patrons spatiaux sont relativement similaires aux conditions locales retrouvées aux stations de monitoring à haute fréquence, avec des concentrations de nitrates au-dessus de la normale à la station Rimouski et dans l'estuaire (Figure 8). Le faible échantillonnage à la station de la vallée de Shediac ne permet pas de faire une comparaison adéquate des conditions locales avec celles de la région du plateau madelinien.

## **Téledétection de la couleur de l'océan**

Selon l'imagerie satellitaire, la floraison printanière a débuté au début du mois d'avril près du détroit de Cabot et sur le plateau madelinien où elle s'est poursuivie jusqu'à la fin avril. Dans le nord-est et le nord-ouest du golfe, le début du bloom a plutôt commencé dans la deuxième moitié d'avril et a continué jusqu'à la mi-mai dans le nord-ouest du golfe (Figures 20, 21). Les concentrations maximales de chl *a* à la surface au printemps étaient en moyenne de 3 mg chl *a* m<sup>-3</sup> dans tout le golfe et elles étaient près ou au-dessus de la climatologie (Figure 20). La distribution de la chl *a* à l'automne suggère que les anomalies négatives étaient omniprésentes dans le golfe et qu'elles étaient plus fortes au cours de la seconde moitié de l'automne (Figure 22). Les métriques du bloom printanier étaient principalement proches de la normale dans toutes les régions, sauf pour l'amplitude et l'intensité qui présentaient de petites anomalies positives sur le plateau madelinien et dans le détroit de Cabot (Figure 23). Dans l'ensemble, au printemps, la biomasse de phytoplancton était similaire à la climatologie dans les quatre boîtes de couleurs de l'océan (Figure 23). Cependant, elle était généralement sous la normale à l'été et à l'automne, atteignant même des records minimums dans le nord-est du golfe et le détroit de Cabot à l'automne (Figure 23). L'évènement de fort brassage qui a créé des anomalies positives records de chl *a* dans l'estuaire à l'automne (Figure 19) ne se voyait pas très bien sur les cartes d'imagerie satellitaire (seulement de faibles anomalies positives étaient observables

---

en octobre; Figure 22), mais la structure verticale de la biomasse du phytoplancton à la station de Rimouski au même moment suggère qu'il s'agissait d'un bloom sous la surface (Figure 9). La moyenne annuelle de chl *a* était sous la normale dans toutes les boîtes, sauf celle du détroit de Cabot où elle était près de la normale (Figure 23).

Ces observations contrastent en quelque sorte avec les observations terrain considérant que plusieurs régions ont présenté des anomalies positives de chl *a* (Figure 19). Ces patrons opposés pourraient être causés par la structure verticale du phytoplancton dans la colonne d'eau, tel qu'indiqué par la floraison de phytoplancton sous la surface de l'estuaire à l'automne. 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. Cette différence dans la plage 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 2020, la biomasse de zooplancton à Rimouski suivait la climatologie mensuelle, avec des valeurs près des normales pour la majeure partie de la période d'échantillonnage (Figure 24a). À la station de la vallée de Shediac, les deux échantillons récoltés indiquaient que la biomasse de zooplancton était sous la normale (Figure 24b). L'abondance totale des copépodes était près de la normale à l'automne à la station Rimouski, et la composition de la communauté de copépodes était également similaire à la climatologie (Figure 25). L'abondance et la composition de la communauté de copépodes à la vallée de Shediac étaient similaires à la normale au cours des rares visites à la station (Figure 26)

Les abondances de *C. finmarchicus* à la station Rimouski en 2020 était près de la climatologie, mais la proportion des jeunes stades copépodites (CI–CIII) était quelque peu réduite comparativement à la climatologie (Figure 27). Ceci pourrait s'expliquer par le début tardif de la saison d'échantillonnage cette année puisqu'elle a possiblement débuté après le pic d'abondance maximale des stades CI–CIII de *C. finmarchicus*. La proportion des jeunes stades copépodites était élevée comparativement à la climatologie pour les deux échantillons récoltés à la vallée de Shediac (Figure 27). À la station Rimouski, les abondances de *C. hyperboreus* étaient sous la normale durant l'été et près de la normale par la suite, avec un assemblage de copépodites similaire à la climatologie (Figure 28). La composition stable de la population à partir de juillet montre également qu'une proportion équivalente d'individus sont entrés en diapause au stade CIV et CV, ce qui est similaire à la climatologie (Figure 28b, c). À la station de la vallée de Shediac, des individus de *C. hyperboreus* étaient présents dans seulement un des échantillons sur les deux disponibles, et ils appartenaient exclusivement au stade copépodite CIV. Finalement, les abondances de *Pseudocalanus* spp. étaient principalement sous la normale à la station de Rimouski. L'assemblage de copépodites était également similaire à la climatologie malgré une faible contribution des jeunes stades en octobre et en novembre, et une contribution de ce groupe près de deux fois celle de la climatologie en décembre (Figure 29).

### Régions du golfe

Les distributions saisonnières et les séries temporelles de la biomasse de zooplancton ainsi que celles de taxons clés sont présentées dans les figures 30 à 34. À l'automne 2020, la biomasse

---

de zooplancton dans le golfe était grandement concentrée dans les chenaux profonds de l'estuaire et du nord-ouest du golfe (la biomasse y est très faible sur les portions côtières des sections) ainsi que ceux du centre du golfe et du détroit de Cabot, où la plupart des individus de *C. hyperboreus* étaient trouvés (Figures 30, 32). La biomasse de zooplancton à l'automne était près de la normale dans la plupart des régions, excepté dans le centre du golfe/détroit de Cabot où elle était sous la normale (Figure 30). Similairement, l'abondance moyenne régionale de *C. hyperboreus* à l'automne était légèrement sous la normale dans cette région aussi, mais au-dessus de la normale dans la région de l'estuaire/nord-ouest du golfe, et près de la normale ailleurs (Figure 32). L'abondance de *C. finmarchicus* à l'automne était davantage similaire entre les régions et ses moyennes régionales étaient très similaires à la climatologie (Figure 31). Les plus fortes abondances de *Pseudocalanus* spp. ont été enregistrées sur le plateau madelinien à l'automne 2020, mais elles étaient très fortement sous la normale dans cette région. C'était d'ailleurs le cas dans les autres régions également, mais dans une moindre mesure (Figure 33). Les séries temporelles des indices de zooplancton du relevé de fin d'été dans le nord du golfe ont montré des résultats similaires avec les indices associés aux grands calanoïdes, dont *C. finmarchicus* et *C. hyperboreus*, qui étaient près ou au-dessus de la normale. L'abondance des petits calanoïdes était également au-dessus de la normale dans le nord du golfe à la fin de l'été (Figure 34).

### 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 2020 (Figure 35). 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 l'évaluation objective de la phénologie de *C. finmarchicus*. Malheureusement, cette année, l'absence d'échantillonnage avant le mois de juillet ne permet pas de bien décrire la phénologie de *C. finmarchicus* à la station Rimouski. 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. Les anomalies positives de l'indice « Dernier jour » de 2010 à 2014 sont associées à un deuxième pic de jeunes stades copépodites à la fin de l'été. Cependant, dans les années plus récentes, possiblement incluant 2020, les anomalies négatives de cet indice sont principalement associées à un seul pic de longue durée de copépodites CI–CIII. La grande proportion d'adultes (CVI) en août est probablement un biais lié à la normalisation des proportions de copépodites compte tenu de l'absence d'échantillonnage avant le mois de juillet, lorsque les proportions maximales d'adultes sont normalement observées (Figure 35).

### 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 36). En 2020, les anomalies de la biomasse de zooplancton étaient près de la normale dans l'ensemble du golfe, sauf dans la région du centre du golfe/détroit de Cabot où l'anomalie était sous la normale (Figure 36). Le tableau synoptique de la figure 37 présente une synthèse des indices zooplanctoniques standards du PMZA (abondance de *C. finmarchicus* et des *Pseudocalanus* spp., de tous les copépodes et de tous les non-copépodes), réalisée à partir des anomalies annuelles normalisées de l'abondance. Les anomalies de *C. finmarchicus* étaient près de la normale en 2020 dans toutes les régions du golfe alors que les abondances de *Pseudocalanus* spp. n'ont



---

montré aucune anomalie positive, et ce pour la première fois depuis 2012. Un record minimum de l'abondance de *Pseudocalanus* spp. a même été observé dans la région du plateau madelinien. Cependant, ce minimum record doit être interprété prudemment compte tenu de l'absence d'échantillonnage en juin qui correspond au moment où *Pseudocalanus* spp. présente généralement son abondance maximale (Figure 33). Considérant l'importante contribution de ce taxon à l'abondance totale de copépodes, il n'est pas surprenant de constater que cet indice présentait des anomalies négatives dans toutes les régions du golfe en 2020, une première depuis 2013. Après plusieurs années d'anomalies positives généralisées à l'ensemble du golfe, les anomalies de non-copépodes y étaient près de la normale en 2020. Il y a seulement le nord-est du golfe qui a présenté une anomalie positive pour les non-copépodes en 2020 (Figure 37).

Les anomalies annuelles normalisées de six autres indices d'abondance zooplanctonique (*C. hyperboreus* et cinq groupes de zooplancton, soit les petits calanoïdes, les grands calanoïdes, les cyclopoïdes, les espèces d'eau chaude et les espèces d'eau froide-arctique) sont présentées à la figure 38. Une liste détaillée des espèces incluses dans chacun de ces indices est présentée à l'Annexe 1. En 2020, les abondances de *C. hyperboreus* étaient au-dessus de la normale dans l'estuaire/nord-ouest du golfe, sous la normale sur le plateau madelinien, et normales ailleurs. Cependant, puisque l'abondance de *C. hyperboreus* dans ces régions au début de l'été est très variable et qu'il n'y a pas eu d'échantillonnage à ce moment, ces anomalies annuelles sont principalement représentatives des abondances de *C. hyperboreus* à l'automne. Alors que de façon générale il y a eu un déclin dans l'abondance des grands calanoïdes et une augmentation dans l'abondance des petits calanoïdes depuis 2009 (Figure 38), ces deux groupes ont montré des anomalies près de la normale partout dans le golfe en 2020. Il y a seulement eu une petite anomalie négative des grands calanoïdes dans la région du centre du golfe/détroit de Cabot. Les abondances annuelles de cyclopoïdes étaient sous la normale dans la plupart des régions en 2020. Les copépodes associés à l'eau chaude est un autre groupe qui a vu son abondance augmenter depuis 2010 environ. C'était généralement le cas en 2020 également, même si les anomalies positives étaient relativement faibles dans la plupart des régions, exception faite du plateau madelinien, où l'abondance de *Paracalanus* spp. était à un maximum record et l'abondance des *Centropages* spp. était parmi les plus fortes enregistrées au cours de la série temporelle (données non présentées). Les copépodes associés à l'eau froide ont montré des patrons d'anomalie hétérogènes, avec des anomalies positives à la station de Rimouski et dans l'estuaire/nord-ouest du golfe, des abondances près des normales dans le nord-est du golfe et sur le plateau madelinien, et une anomalie négative dans le centre du golfe/détroit de Cabot, une première depuis 2004. Les anomalies annuelles de ces indices étaient relativement cohérentes entre les stations de monitoring à haute fréquence et les régions du golfe qui leur correspondent (Figures 36, 37, 38).

## DISCUSSION

Malgré l'absence d'échantillonnage au début de l'été 2020, aucun changement n'a été effectué à notre analyse GLM pour l'estimation des indices annuels moyens. Cependant, afin de fournir un estimé du biais associé au fait d'avoir manqué une saison d'échantillonnage pour les variables qui présentent une forte saisonnalité (i.e., les inventaires de nutriments et de chl *a* ainsi que les abondances et la biomasse de zooplancton), des comparaisons entre les anomalies annuelles réelles et les anomalies annuelles estimées à partir de jeux de données tronqués (pour lesquels les données récoltées au début de l'été ont été retirées) ont été effectuées pour chaque année de la série temporelle. Le biais de l'anomalie annuelle, en termes de différence entre les anomalies annuelles réelles et celles simulées à partir des jeux de données tronqués, était relativement faible pour les estimations de nutriments et de chl *a* (ca.  $\pm 0,25$  écart-type), mais il était plus grand pour les indices de zooplancton (ca. 50 % des

---

comparaisons présentaient un biais de  $\pm 0,5$  écart-type et un biais entre  $\pm 0,5$  écart-type et  $\pm 1,5$  écart-type pour l'autre 50 %). Les anomalies annuelles pour les nutriments et la chl *a* sont calculées à partir des échantillons récoltés au cours de trois ou quatre saisons d'échantillonnage, alors que les données utilisées pour calculer les anomalies annuelles des indices de zooplancton sont récoltées au cours de deux saisons d'échantillonnage. C'est probablement ce qui explique la différence dans le biais obtenu pour ces deux groupes d'indices. Dans tous les cas, il importe de considérer que les anomalies des variables qui montrent une forte saisonnalité doivent être interprétées avec prudence lorsqu'une saison d'échantillonnage est manquante.

## 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 2020, la saisonnalité de la stratification de la portion supérieure de la colonne d'eau était très similaire à la climatologie, sauf en mai à la station de Rimouski où l'important apport d'eau douce en provenance du fleuve Saint-Laurent a conduit à une stratification plus forte que la normale. 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.* (2021) ont fait état des conditions physiques qui prévalaient dans le golfe en 2020, montrant des conditions près de la normale dans la couche de surface et la couche intermédiaire froide, et des conditions plus chaudes dans les eaux profondes. Le présent document rapporte 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). Ces eaux 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. Si l'on se fie à la variabilité interdécennale, 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). 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  $1,46 \mu\text{M}$  pourrait se produire chaque fois que la température baisse de  $0,1 \text{ }^\circ\text{C}$  dans le détroit de Cabot. Cependant, les concentrations en oxygène ont diminué d'environ  $90 \mu\text{M}$  par rapport à leurs concentrations au début des années 1970 (données non présentées) au détroit de Cabot, pour une augmentation de  $1,98^\circ\text{C}$  au cours de la même période (Fig. 46, Galbraith *et al.* 2021). Dans l'estuaire du Saint-Laurent, la température est très corrélée aux concentrations de l'oxygène au cours de la série chronologique ( $R^2 = -0,84$ ). À 300 m dans l'estuaire, il y a eu une augmentation de la température de  $1,63^\circ\text{C}$  entre le début des années 1970 et 2020 (Fig. 46 dans Galbraith *et al.* 2021). Basé sur le ratio de mélange des eaux sources du golfe, ceci devrait se traduire par une diminution des concentrations d'oxygène de  $24 \mu\text{M}$  au cours de la même période, mais la diminution des teneurs en oxygène dépasse les  $90 \mu\text{M}$ . 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 et une formation minimale de glace de mer réduisent la convection hivernale et, vraisemblablement, la quantité de nutriments disponibles pour la production primaire printanière. La couche intermédiaire froide 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 2020, la température de la couche intermédiaire froide et le volume de la couche de mélange hivernale suggèrent que la convection hivernale était près de la normale, et le contenu en nutriments était en effet près de la normale à l'hiver. Malgré que les inventaires de nitrates de la couche de surface soient généralement restés près de la normale tout le reste de l'année, 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.* 2021). La série temporelle de l'inventaire de nitrates dans la couche de surface suggère une diminution de 25 à 40 % du contenu de nutriments dans toutes les régions au cours des 20 dernières années, à l'exception de l'estuaire et du nord-ouest du golfe. Des régressions linéaires saisonnières ont permis de révéler que cette diminution significative ( $p < 0.01$ ) s'observait au cours de toutes les saisons, sauf la fin de l'été. 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 l'automne (régression linéaire;  $p < 0.001$ ). 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.* 2021). 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, ce qui intensifie l'effet d'une thermocline moins profonde qui réduit les échanges entre les couches de surface et de fond (Galbraith *et al.* 2021). Pour la première fois au cours des cinq dernières années, une anomalie positive dans les inventaires profonds de nitrates a également été observée dans l'estuaire. Ceci suggère que les eaux contenant une forte proportion d'eau du talus continental ont atteint l'estuaire, tel que suggéré par les températures de la couche profonde dans l'estuaire en 2020 (Galbraith *et al.* 2021). Les 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, ce qui pourrait éventuellement entraîner une limitation de la production primaire par le nitrate. 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 mesure systématique de la concentration de  $\text{NH}_4$  a été récemment ajoutée à l'échantillonnage du PMZA dans le golfe et devrait s'avérer utile pour vérifier ces hypothèses. De plus, la modélisation en cours des processus du cycle de l'azote dans le golfe (Diane Lavoie, MPO, Institut Maurice-Lamontagne) permettra de mieux comprendre les processus clés impliqués dans la distribution des nitrates.

## 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. Malheureusement, la différence dans le contenu nutritif de la couche de surface entre l'hiver et le début de l'été n'a pas pu être estimée en 2020. Cependant, les métriques de la floraison printanière, dérivées de l'imagerie satellitaire, suggèrent que sa date de début, sa durée et son intensité étaient toutes près de la normale dans le golfe en 2020, en accord avec des concentrations de chl  $a$  qui étaient près de la normale dans la couche de surface au printemps. 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 (faible biomasse annuelle) alors même que des blooms plus intenses et de longue durée étaient observés, a aussi un impact sur l'intensité des floraisons printanières (Sommer et Lengfellner 2008) et sur la détermination satellitaire des métriques de bloom. Ensemble, 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 jeux de données ont régulièrement proposé des conclusions différentes en termes d'anomalies pour la biomasse saisonnière du phytoplancton. Ce fut encore le cas en 2020, malgré que des changements majeurs aient été apportés à l'analyse des données de couleur de l'océan, notamment l'utilisation d'un algorithme amélioré pour l'estimation de la chl  $a$  dans les eaux côtières du golfe (Laliberté *et al.* 2018). Les causes potentielles des divergences entre ces jeux de données sont détaillées dans les résultats (section Télédétection de la couleur de l'océan). Parmi les différences récurrentes, on compte l'observation de concentrations de chl  $a$  qui sont sous les valeurs normales dans la mince couche de surface à l'automne alors que les données terrain suggèrent plutôt des anomalies positives fréquentes de la biomasse du phytoplancton à l'automne dans les années récentes. En retirant l'effet du moment de l'échantillonnage automnal et ce, en sélectionnant seulement les données terrain 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 est

---

significative au cours de la série temporelle sur le plateau madelinien ( $p = 0,019$ ) et dans la région du centre du golfe/détroit de Cabot ( $p < 0,001$ ), et presque significative dans le nord-est du golfe ( $p = 0,076$ ). Ceci correspond à une augmentation de la biomasse de phytoplancton automnale d'approximativement 65 % lorsqu'on compare le début et la fin de la série temporelle. Une augmentation de la fréquence des tempêtes automnales, tel qu'observée au cours des deux dernières années (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 et un changement de composition au sein de leur communauté, et pourrait expliquer la diminution du ratio N:P au fil de la série temporelle.

## ZOOPLANCTON

La biomasse de zooplancton a généralement été sous les valeurs normales dans les années récentes, avec des minimums records en 2016–2017. Il y a une diminution significative ( $p < 0,0001$ ) de la biomasse au cours de la série temporelle qui représente une perte d'environ 15 % dans le nord-ouest et le nord-est du golfe, et 40 % sur le plateau madelinien et dans le centre du golfe/détroit de Cabot entre le début et la fin de la série temporelle. 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 pélogo-benthique. En 2020, les résultats indiquent un retour possible à des conditions normales pour la plupart des indices de zooplancton, incluant sa biomasse et sa structure de taille. Les abondances totales de copépodes, de *Pseudocalanus* spp., et de copépodes cyclopoïdes ont toutes montré principalement des anomalies positives depuis 2014, mais leurs anomalies étaient négatives en 2020. Les indices annuels en 2020 ont été estimés à partir des échantillons récoltés à l'automne seulement, ce qui a certainement un impact sur notre capacité à interpréter ces données de façon juste, tel que discuté précédemment. Ceci dit, les propriétés thermiques de la couche de surface et de la couche intermédiaire froide étaient près des normales en 2020, et le début de la floraison printanière était similaire à celui de la climatologie. Il est donc possible que si l'échantillonnage avait eu lieu au début de l'été, il aurait révélé une communauté de zooplancton pour laquelle les indices auraient eux aussi été près des valeurs normales. C'est particulièrement probable si l'on considère la durée de vie relativement longue des individus de zooplancton (en comparaison avec le phytoplancton), ce qui suggère que la communauté de zooplancton à l'automne est généralement représentative de la communauté présente au début de l'été.

Les stratégies du cycle biologique varient au sein des différentes espèces de grands copépodes, et 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) dans les régions qui sont sous l'influence de l'eau douce, par exemple l'anomalie positive de *C. hyperboreus* dans le nord-ouest du golfe en 2020 et son anomalie négative sur le plateau madelinien. Les régions du nord-est du golfe et du centre du golfe/détroit de Cabot sont moins influencées par les apports d'eau douce. Les conditions environnementales qui modifient la communauté de zooplancton à cet endroit peuvent plutôt inclure les conditions de la couche intermédiaire froide 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 autres régions. Cependant, en 2020, les patrons d'anomalies étaient particulièrement cohérents pour l'ensemble des régions.

## PERSPECTIVES

À la lumière des changements clairs survenus au fil de la série temporelle 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 à ce qui peut être attendu 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 39). Cette matrice montre entre autres qu'une couche intermédiaire froide 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 et une communauté dominée par les grands copépodes plutôt que par une combinaison de petits calanoïdes et de non-copépodes. Les nutriments ont probablement peu d'effets directs sur la composition de la communauté de zooplancton. En revanche, les propriétés thermiques de la couche intermédiaire froide 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 couche intermédiaire froide 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, 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 en 2020 dans le contexte d'un fort réchauffement ayant commencé en 2010. Les données de 2020 sont comparées aux observations de la série temporelle.

- Les concentrations en oxygène dissous à 300 m ont atteint des minimums records en 2020 dans l'estuaire et à la station Rimouski. Dans le nord-ouest du golfe et dans le détroit de Cabot, les concentrations d'oxygène dissous à 300 m étaient les deuxièmes plus faibles de la série temporelle, légèrement au-dessus des minimums records de 2019.
- Les inventaires de nitrates étaient généralement près ou au-dessus de la normale dans toutes les couches de la colonne d'eau et dans toutes les régions du golfe. Les 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 négatives du ratio N:P et d'anomalies positives du ratio Si:N.
- Les moyennes annuelles des inventaires de chl *a* in situ étaient très hétérogènes dans le golfe : les anomalies étaient positives dans l'estuaire, le centre du golfe et sur le plateau madelinien; près de la normale dans le nord-est du golfe; et sous la normale dans le nord-ouest du golfe et le détroit de Cabot. Des floraisons tardives de phytoplancton se sont produites à la fin de l'été dans le nord-est du golfe et à l'automne dans l'estuaire.
- Les données satellitaires de couleur de l'océan ont montré des anomalies annuelles négatives de la chl *a* en surface dans la plupart des boîtes de couleurs de l'océan au cours des trois dernières années, incluant 2020. Les métriques du bloom printanier étaient principalement près de la normale en 2020, sauf pour l'amplitude et l'intensité qui étaient toutes deux plus élevées que la normale dans les boîtes du plateau madelinien et du détroit de Cabot.
- La communauté de phytoplancton de 2020 était similaire à la communauté de la climatologie à la station Rimouski, mais l'abondance des dinoflagellés a diminué depuis 2014.
- Après quelques années lors desquelles la biomasse du zooplancton était sous la valeur normale et où des changements notoires s'observaient dans les proportions de petits et de grands copépodes, la plupart des indices de zooplancton, incluant la biomasse et la structure de taille, étaient de retour à des conditions normales en 2020.
- Les indices de zooplancton qui ne sont pas retournés à la normale incluent *Pseudocalanus* spp. et l'abondance totale de copépodes qui ont principalement montré des anomalies négatives, une première depuis 2013, et les abondances de copépodes associés à l'eau chaude, qui étaient encore une fois plus élevées que la climatologie, similairement à ce qui s'observe depuis 2010.
- L'absence de campagne d'échantillonnage au début de l'été a rendu impossible la description de l'entière phénologie de *C. finmarchicus* à la station Rimouski. L'échantillonnage à partir de juillet suggère qu'il n'y a eu qu'un seul pic de longue durée de jeunes stades copépodites (CI–CIII).

---

## 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 (Rémi Desmarais, Marie-Lyne Dubé, Line McLaughlin, Roger Pigeon, Michel Rousseau, Félix St-Pierre, Liliane St-Amand, Sonia Michaud, David Leblanc, Marie-Noëlle Bourassa, Brian Boivin et Caroline Lafleur) 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 et Lindsay Beazley et son équipe qui ont récolté les échantillons du détroit de Cabot durant la mission automnale de BIO. Nous tenons également à souligner l'apport du NASA Ocean Biology Processing Group pour les données satellitaires brutes. Nous sommes reconnaissants envers Catherine Johnson et Gary Maillet pour leurs apports majeurs à la révision du document.

## RÉFÉRENCES CITÉES

- 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 pp.
- 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.
- Clay, S., et Layton, C. [BIO-RSG/PhytoFit: First release \(Version v1.0.0\)](#).
- 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., 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., Lefavre, 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.
- Gilbert, D. 2004. Propagation of temperature signals from the northwest Atlantic continental shelf edge into the Laurentian Channel. *ICES CM*, 2004/N: 7, 12 pp.
- 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. [Zoolimage: 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. *Ann. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 7: 177–208.
- Johnson, C., Casault, B., Head, E., et Spry, J. 2016. [Optical, chemical, and biological oceanographic conditions on the Scotian Shelf and in the Eastern Gulf of Maine in 2014.](#) DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/003. v + 51 p.
- 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, 265, doi: 10.3390/rs10020265.
- 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.
- Levasseur, M., Therriault, J.-C., et Legendre, L. 1984. Hierarchical control of phytoplankton succession by physical factors. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 19: 211–222.
- 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 pp.
- MPO. 2021. [Conditions océanographiques dans la zone atlantique en 2020.](#) Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2021/026.
- 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.
- Pepin, P., Maillet, G., Fraser, S., Shears, T., et Redmond, G. 2013. [Optical, chemical, and biological oceanographic conditions on the Newfoundland and Labrador Shelf during 2011-12.](#) DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/051. v + 38 p.
- 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. Global Change 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 pp.
- 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 Sensing. 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

Tableau 1. Liste des relevés océanographiques indiquant les emplacements, les dates et les activités d'échantillonnage pour 2020. Voir la Figure 1 pour connaître l'emplacement des stations sur les sections principales. Les nombres de CTD/bouteilles sont indiqués pour chaque région et leur subdivision alors que les nombres de filets sont indiqués pour chaque région principale seulement.

	Station/Région	Dates (2020)	Embarcation	CTD/bouteille	Filet
Stations de monitoring à haute fréquence	Rimouski	6 Jan – 9 Déc	Béluga II (+ autres)	23	21
	Vallée de Shediac	11 Mars; 31 Juil; 20 Oct	Multiple	3	2
Relevé hivernal	Estuaire	2 – 15 Mars	GC-945 Hélicoptère	6	0
	Nord-ouest golfe			9	0
	Nord-est golfe			22	0
	Centre golfe			9	0
	Détroit Cabot			7	0
	Plateau madelinien			31	0
<b>Total</b>				<b>84</b>	<b>0</b>
Relevé début d'été	Estuaire	Pas d'échantillonnage		0	0
	Nord-ouest golfe			0	0
	Nord-est golfe			0	0
	Centre golfe			0	0
	Détroit Cabot			0	0
	Plateau madelinien			0	0
<b>Total</b>				<b>0</b>	<b>0</b>
Relevé fin d'été	Estuaire	13 Août – 29 Sept	Teleost	10	10
	Nord-ouest golfe			4	7
	Nord-est golfe			7	7
	Centre golfe			17	11
	Détroit Cabot			4	1
	Plateau madelinien			42	1
<b>Total</b>				<b>84</b>	<b>29</b>
Relevé automnal	Estuaire	13 – 30 Oct	Hudson	17	15
	Nord-ouest golfe			14	7
	Nord-est golfe			13	7
	Centre golfe			11	7
	Détroit Cabot			5	12
	Plateau madelinien			13	12
<b>Total</b>				<b>73</b>	<b>41</b>

## FIGURES

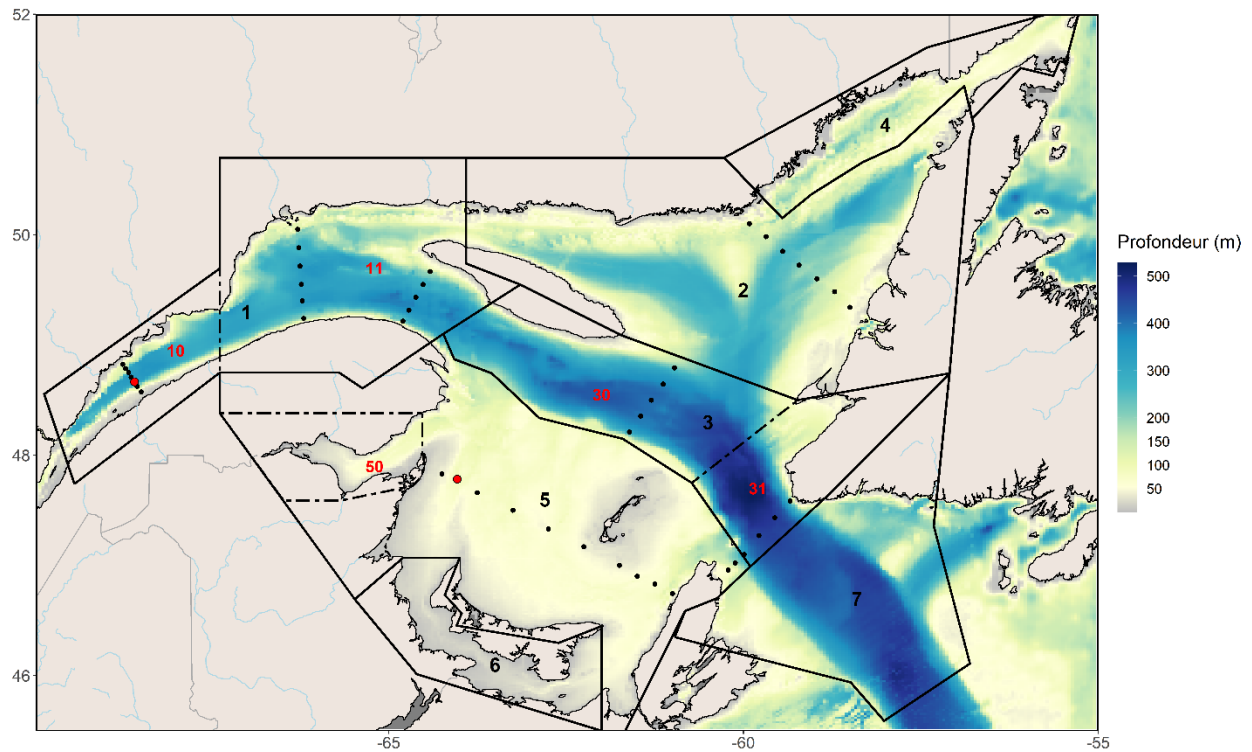


Figure 1. Carte bathymétrique de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent montrant les stations d'échantillonnage sur les différentes sections (points) ainsi qu'aux stations fixes de monitoring à haute fréquence de Rimouski et de la vallée de Shediac (cercles rouges). Boîte 1: Estuaire (subdivision 10)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

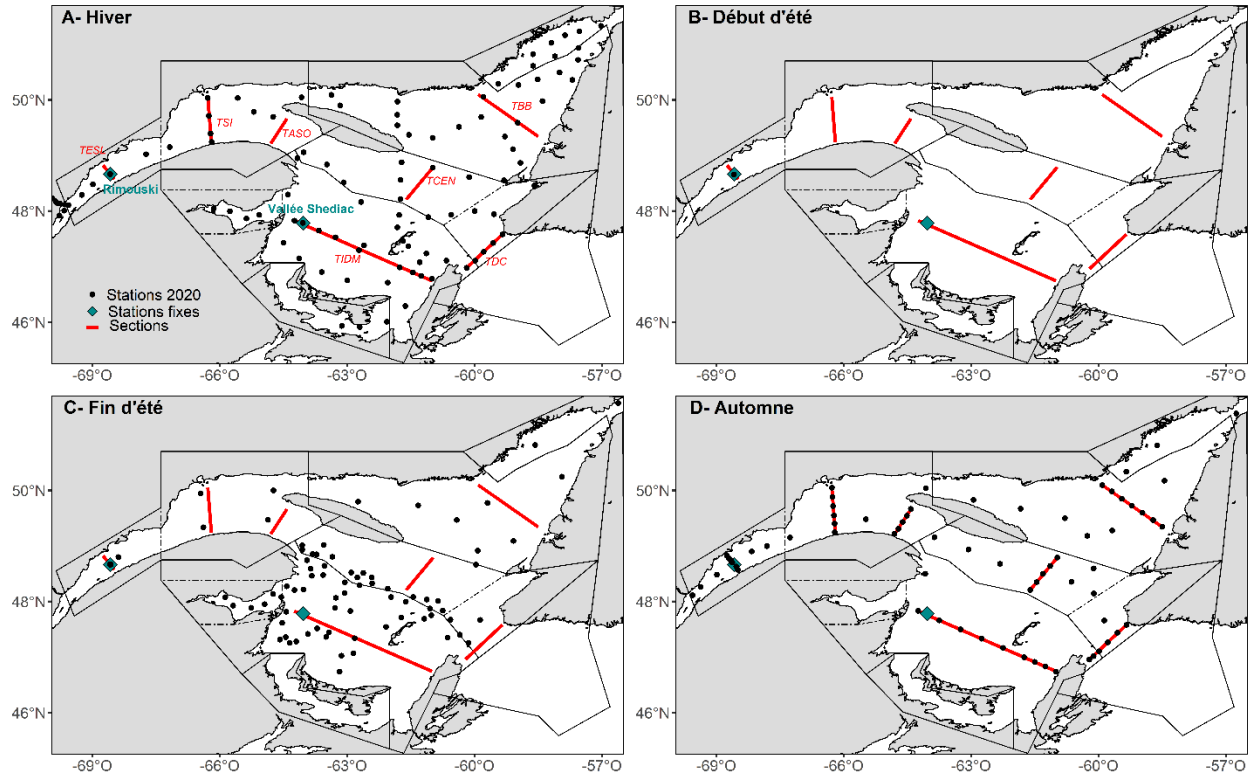


Figure 2. Localisation des stations échantillonnées durant l'hiver (A), le début de l'été (B), la fin de l'été (C), et l'automne (D) 2020 (voir Figure 1 pour une description des boîtes).



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).

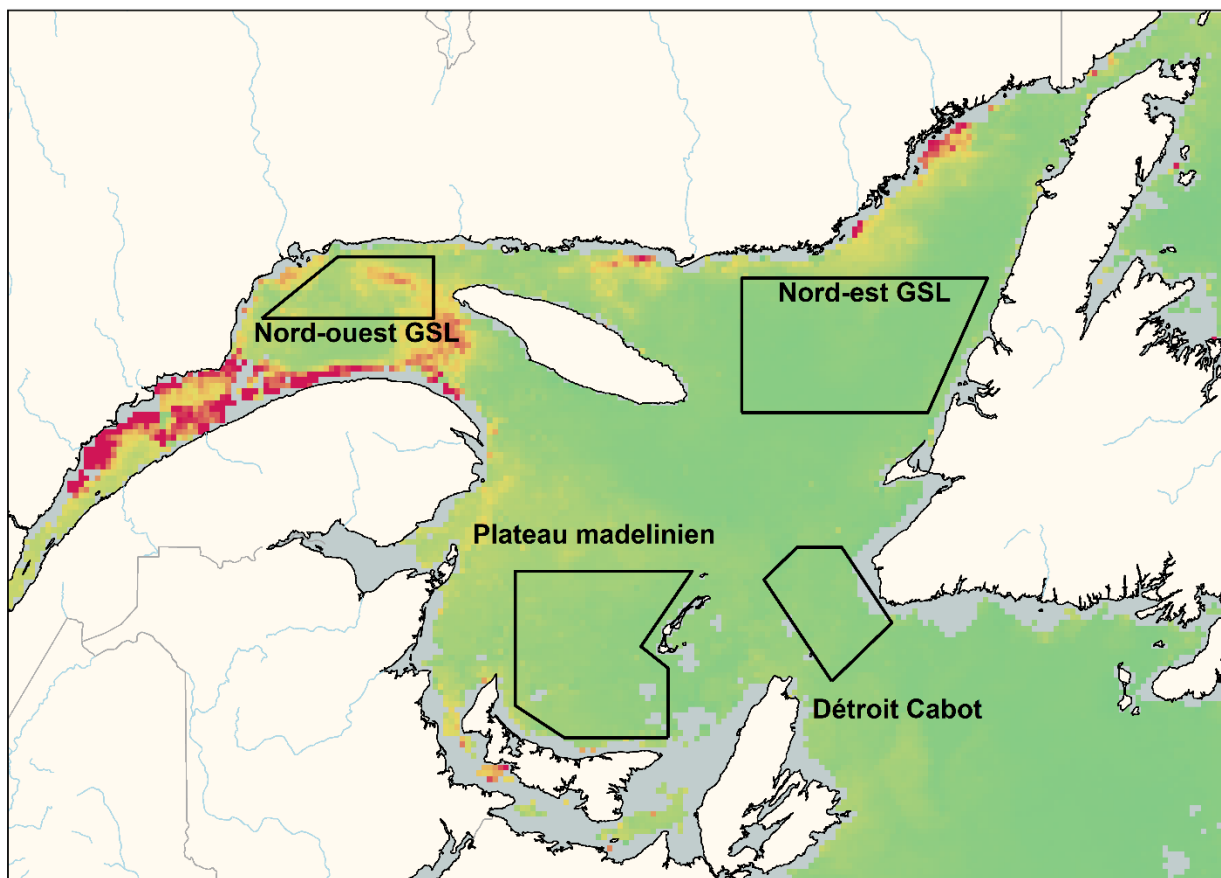


Figure 4. Boîtes statistiques du golfe du Saint-Laurent utilisées pour l'analyse spatio-temporelle des données satellites de la couleur de l'océan. La figure est une image composite de MODIS montrant la chlorophylle a du 1 au 15 juin 2020. Le gris indique l'absence de données (dans le cas présent, les régions littorales).

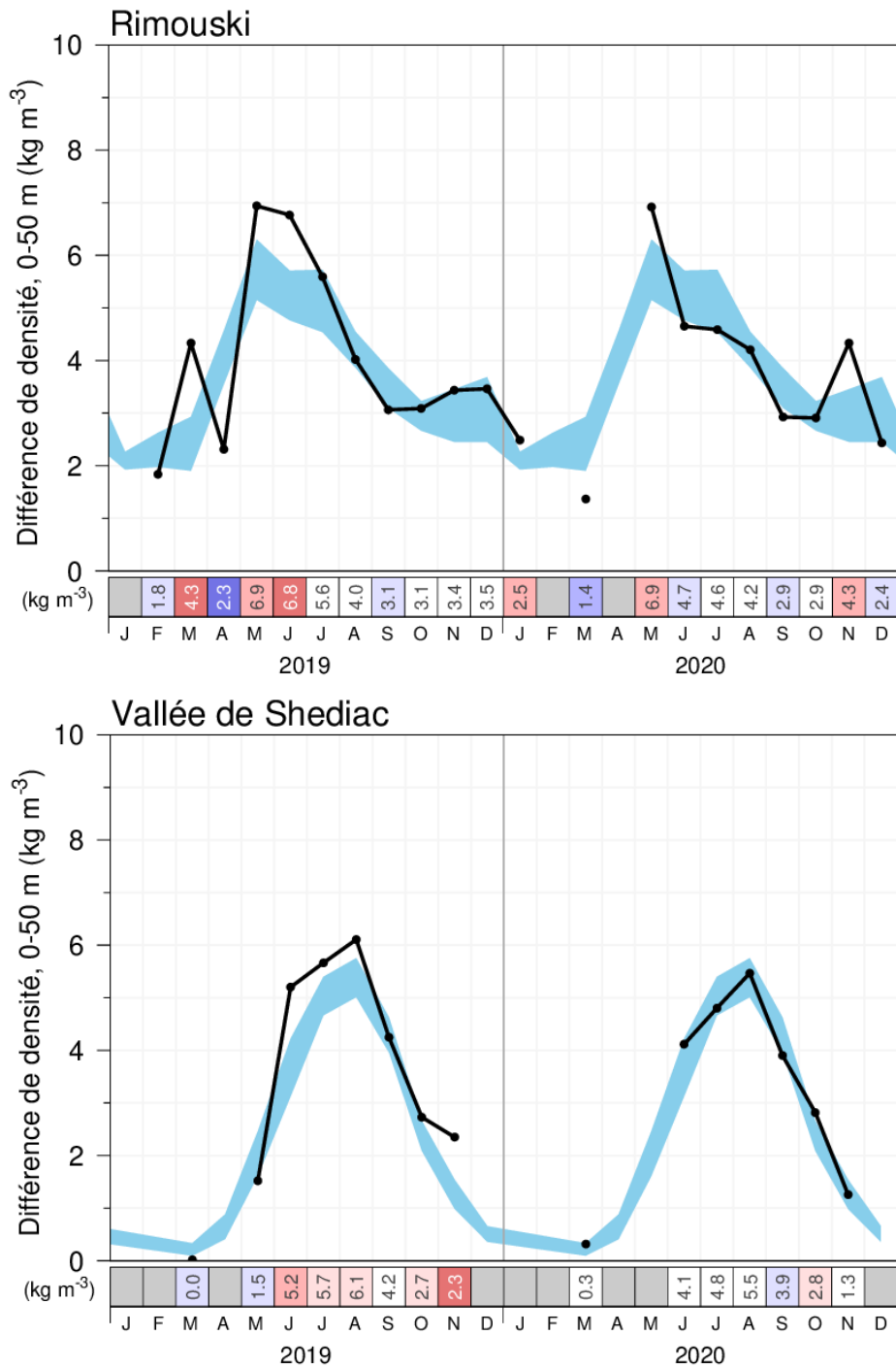


Figure 5. Indice de stratification saisonnière (calculée comme étant la différence de densité entre 50 m et la surface; ligne noire) en 2019 et en 2020 aux stations de Rimouski (panneau supérieur) et de la vallée de Shediac (panneau inférieur). Le bleu représente la moyenne mensuelle climatologique  $\pm 0,5$  écart-type (1999–2020). Les anomalies positives sont indiquées en rouge et elles correspondent à une faible salinité et une forte stratification. Les nombres dans le tableau synoptique représentent la différence de densité mensuelle en  $\text{kg/m}^3$ .



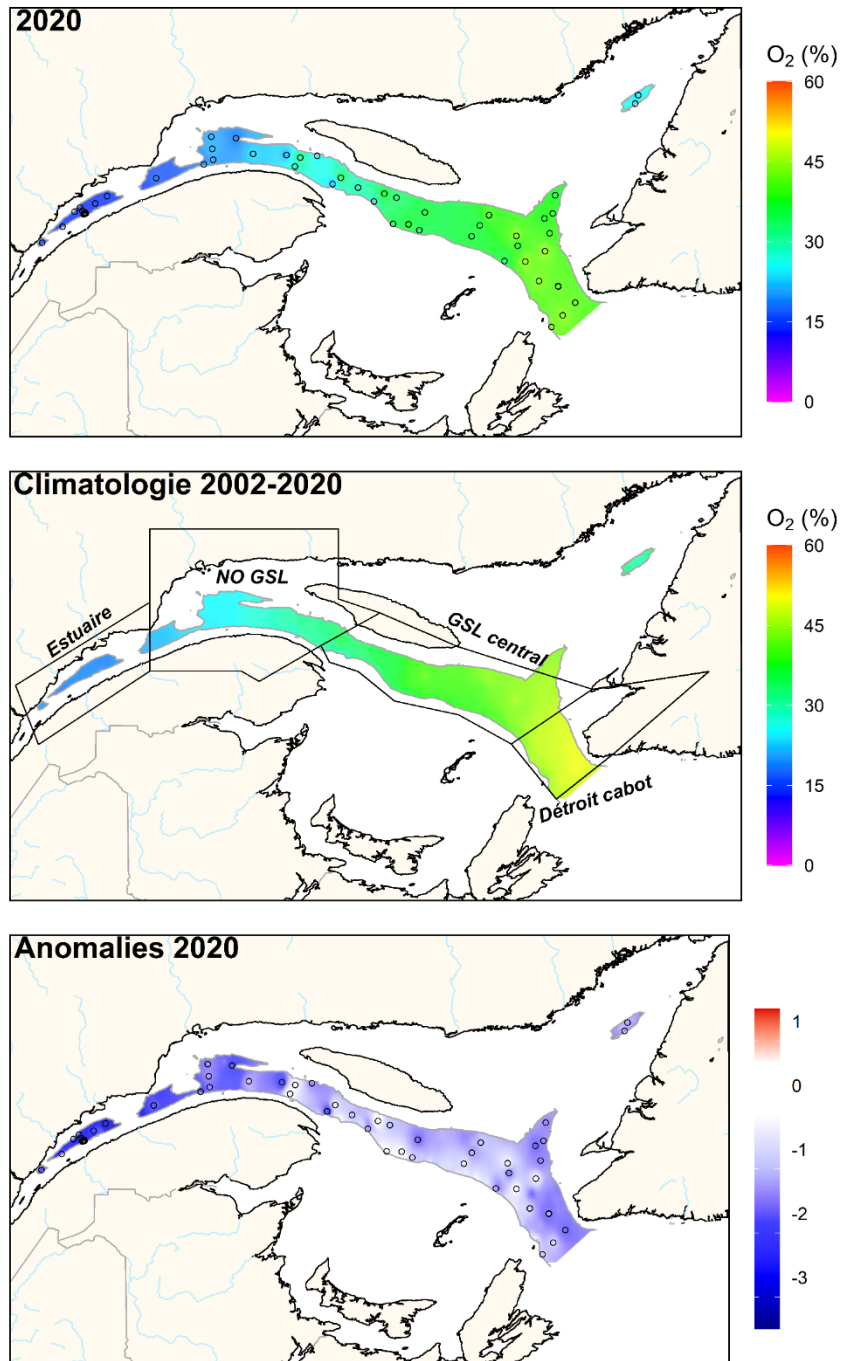
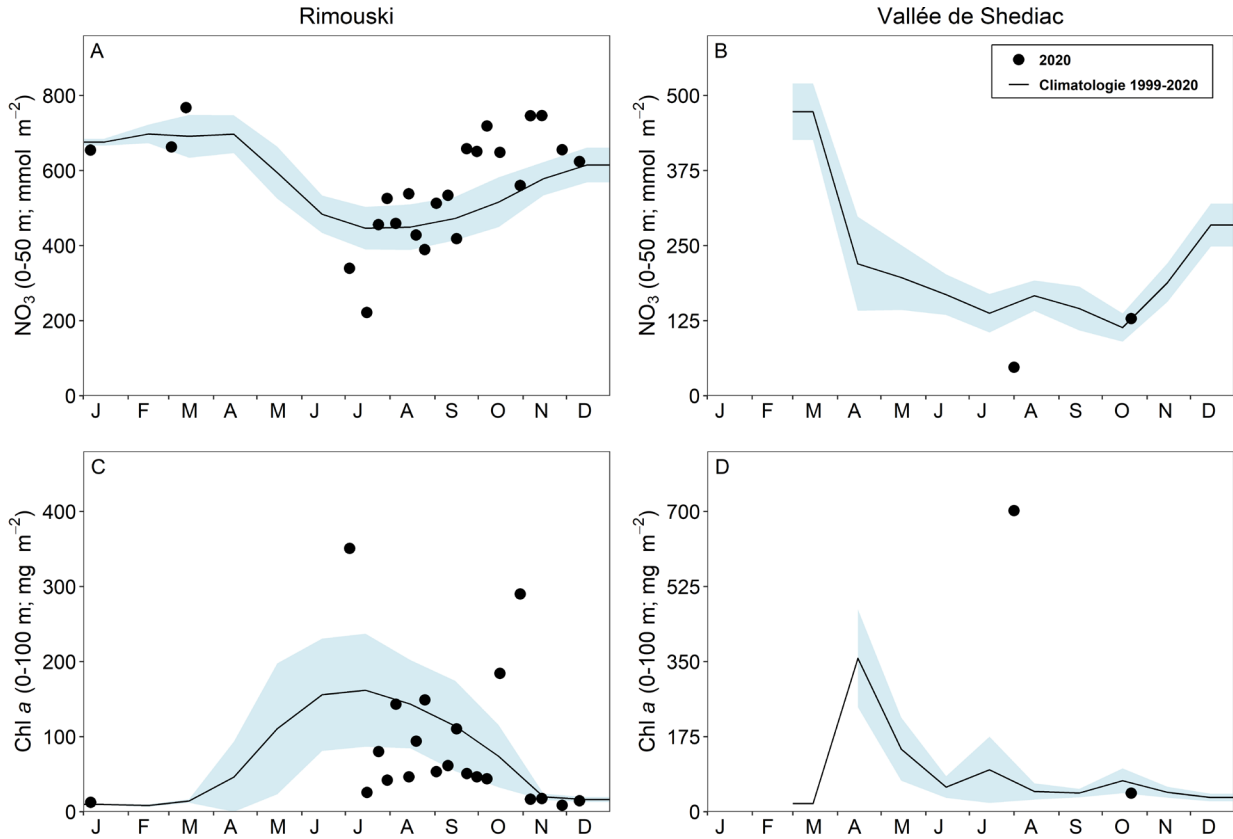


Figure 6. Distribution moyenne annuelle de la saturation en oxygène dissous à une profondeur de 300 m dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent en 2020 (panneau supérieur). La climatologie (2002–2020; panneau du centre) et les anomalies (panneau du bas) sont également montrées. Le bleu indique les anomalies inférieures à la moyenne, le rouge, celles supérieures à la moyenne, et le blanc représente les conditions normales. Les polygones dans le panneau du centre permettent le calcul des anomalies régionales. Les cercles ouverts représentent la localisation des stations en 2020.

Concentration en oxygène dissous ( $\mu\text{M}$ ) à 300m																					
	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	Moy.	É.T.
Rimouski	64.1	58.7	62	64.1	67.6	65	63.5	65.9	60.7	67.5	64.7	67	60.6	58.5	56.6	55.6	57.5	51.8	45.8	60.9	5.7
Estuaire	65.4	59.4	63.6	65.9	68.4	67.2	64.3	67.4	62.2	68.7	66.6	68.6	63.4	60	57.8	57.7	58.4	52.5	46.8	62.3	5.9
Nord-ouest Golfe	89	77.9	87.1	88.2	90.4	92	79	85.1	90.6	105	94	90.6	82.3	90.7	71.9	77.2	72.2	67.4	67.6	84.1	9.9
Centre Golfe	152.8	116	148	162.9	152.4	158.8	137.7	152.6	154.3	162.6	150.5	153.9	143.9	140.6	128.8	126.4	123.7	118.4	121.5	142.4	15.5
Détroit Cabot	125.9	109.7	123.2	127.9	133.7	126.8	115.6	133.2	130.7	139.1	135.8	132.8	129.6	127.7	113.6	109.3	103.8	101.3	102.5	122.2	12.2

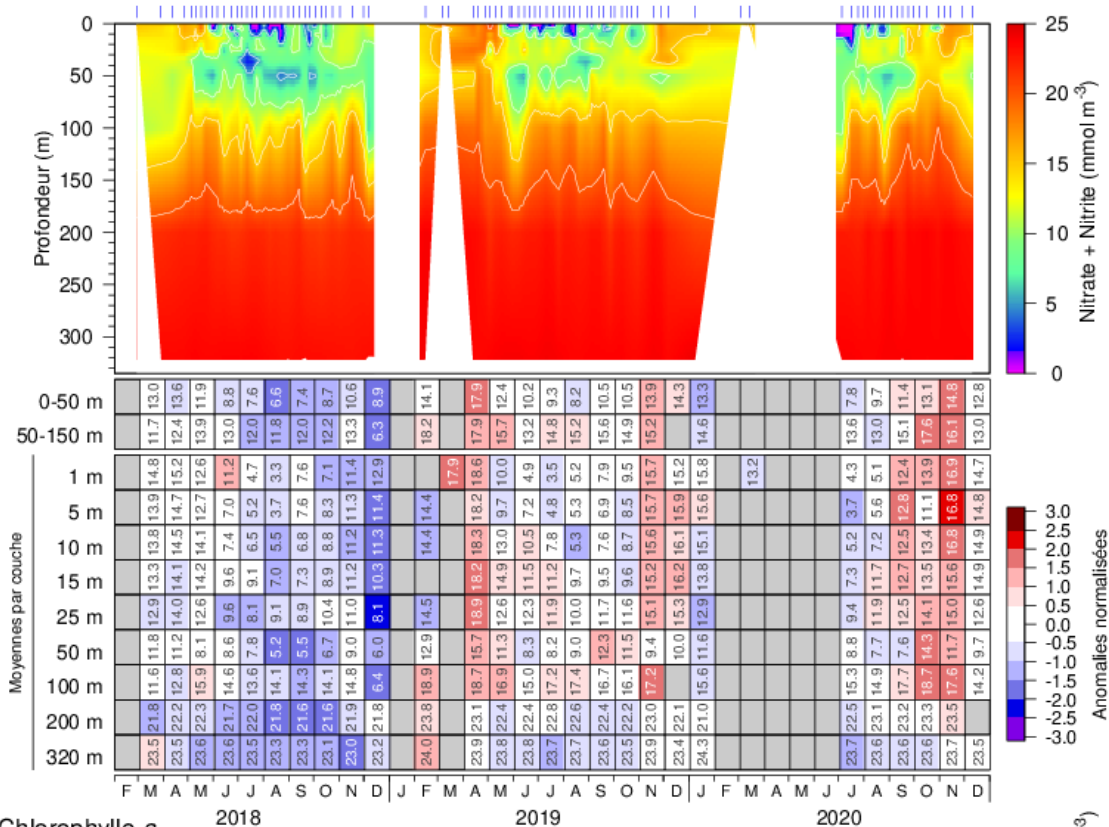
Figure 7. Série temporelle de la concentration d'oxygène dissous ( $\mu\text{M}$ ) dans la couche profonde. Les nombres à droite du tableau synoptique sont les moyennes et les écart-types des climatologies (2002–2020) de chaque région. Les nombres dans les boîtes sont les concentrations en oxygène et la couleur des cellules représente l'anomalie associée. Le bleu indique les anomalies inférieures à la moyenne, le rouge, celles supérieures à la moyenne, et le blanc représente les conditions normales.



	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	Moy.	É.T.
<b>Rimouski</b>																								
Chl a 0-100m	2.43	-0.79	0.71	-0.12	0.76	-1.58	-1.04	-1.01	0.61	-2.21	-0.33	-0.07	-0.09	0.35	-0.51	1.28	0.18	0.63	-0.4	0.42	0.77	0.03	34.3	17.1
NO <sub>3</sub> 0-50m	-0.23	1.08	0.53	1.88	-0.31	1.36	-0.26	0.02	-0.4	0.8	-1.64	-2.15	-0.83	-0.57	0.42	0.76	0.7	-1.27	0.24	-1.17	0.47	0.58	570.1	73.8
NO <sub>3</sub> 50-150m	-1.28	-0.41	0.98	1.32	-0.63	-0.16	-0.37	1.09	1.29	-0.38	0.18	-1.68	-1.23	0.19	-0.66	0.98	0.61	0.34	-0.3	-2.02	1.36	0.78	1432.8	106.5
NO <sub>3</sub> 150-320m	2.85	-0.67	-1	0.47	0.14	0.1	1.14	1.5	0.45	-1.16	0.18	-1.49	-0.55	-0.24	-0.25	0.66	0.45	-0.79	-0.87	-1.19	0.05	0.19	3851.2	138.6
<b>Vallée de Shediac</b>																								
Chl a 0-100m	-1.02	-1.44	-0.14	2.48	0.18	-0.21	-0.7	-0.04	1.57	1.52	-0.05	-0.73	-1.2	0.36	0.54	-0.34	-0.4	-0.95	1.24	-0.51	-0.15		50	15.8
NO <sub>3</sub> 0-50m	0.78	1.68	-0.04	0.59	0.68	0.93	-0.86	0.68	-2.01	-0.09	1.14	-1.94	-1.13	0.05	0.18	0.54	0	-0.16	0.92	-1.35	-0.57		173.1	43.3
NO <sub>3</sub> 50-84m	-0.15	0.28	0.79	0.46	0.51	-0.2	-2.12	0.94	-1.72	-0.13	-0.24	-0.45	-0.17	0.69	0.76	-0.81	1.09	0.58	0.93	-2.18	1.14		225.5	40.3
	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	Moy.	É.T.

Figure 8. Inventaires de nitrate (0–50 m; panneaux supérieurs) et biomasse de phytoplancton (0–100 m pour Rimouski et 0–84 m pour la vallée de Shediac; panneaux inférieurs) en 2020 (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. Durant le relevé hélicoptéré de mars, il n’y a pas d’échantillons de chl a qui soit récolté. L’échantillon de nutriments récolté à la station de la vallée de Shediac en mars 2020 a été perdu. Les anomalies annuelles normalisées (tableau synoptique) pour les teneurs en chlorophylle a ( $\text{mg}/\text{m}^2$ ) et les concentrations d’éléments nutritifs ( $\text{mmol}/\text{m}^2$ ) 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 les anomalies inférieures à la moyenne, le rouge, celles supérieures à la moyenne, et le blanc représente les conditions normales.

### Rimouski - Nitrate + Nitrite



### Chlorophylle a

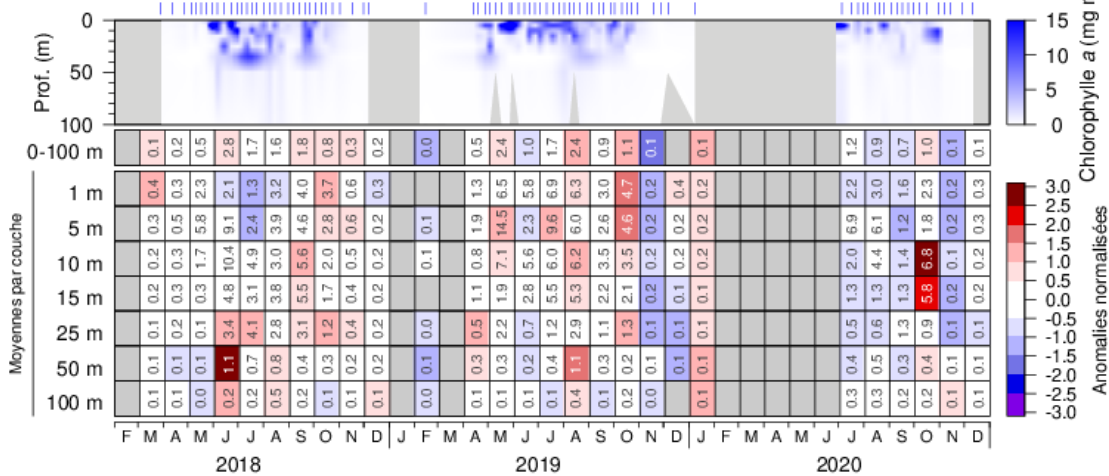


Figure 9. Concentrations de nitrate (haut) et de chlorophylle a (bas) à la station de Rimouski lors des saisons d'échantillonnage de 2018 à 2020. Les tracés de contours sont élaborés à partir de données de sorties individuelles tandis que les moyennes mensuelles sont indiquées dans les tableaux sous les graphiques (nitrates : mmol m<sup>-3</sup>; chl a : mg m<sup>-3</sup>). La couleur des cellules indique les anomalies normalisées selon la climatologie de 1999 à 2020 : le bleu indique les anomalies inférieures à la moyenne, le rouge, celles supérieures à la moyenne, et le blanc représente les conditions normales. En mars, la moyenne mensuelle intégrée (0–50 m) et la moyenne en fonction de la profondeur pour la période de référence ne comprennent pas la même quantité de données, ce qui peut entraîner une incohérence des anomalies entre les valeurs intégrées et les valeurs en fonction de la profondeur.

## Rimouski

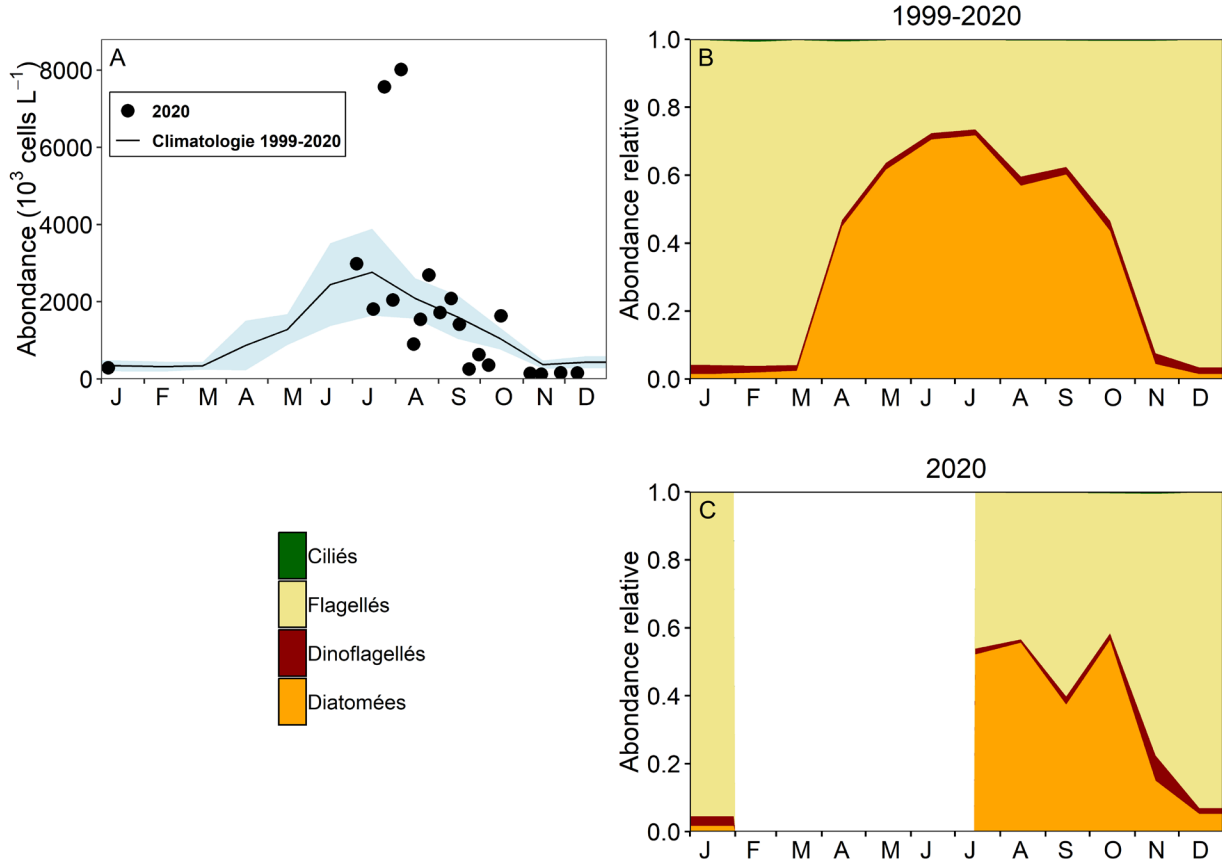


Figure 10. Abondance du phytoplancton (A) et composition de la communauté à la station de Rimouski pour la période de référence 1999–2020 (B; aucune donnée en 2010) et pour 2020 (C). L'ombrage bleu sur le panneau (A) représente  $\pm 0,5$  écart-type de la moyenne mensuelle d'abondance du phytoplancton pour la période de référence. 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 2020.

Rimouski																									
	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	Moy.	É.T.	
Diatomée	0.39	-0.64	0.36	0.37	1.02	-1.79	-1.4	-1.06	0.51	-1.65	-0.74			0.86	0.48	-0.72	1.21	0.51	0.97	-1.47	0.25	1.75	0.87	54	28
Dino	-0.41	-0.1	0.71	0.7	0.97	0.48	0.98	1.65	2.03	0.87	1.11			0.14	0.06	-0.1	-0.88	-0.8	-1.05	-1.39	-1.14	-0.53	-0.8	20	12
Flag	-1.92	-1.84	-0.74	-1.11	-0.22	-1.04	1.27	1.68	1.89	0.42	1.07			-0.16	-0.87	0.4	-0.53	0.09	0.5	0.32	-0.48	0.15	-0.03	385	159
Cilié	-1.97	-1.35	0.83	0.67	0.37	-1.41	1.96	1.36	1.36	0.15	0.08			0.49	1.15	-0.11	0.1	-0.08	-0.48	-0.98	-0.31	-0.46	-1.43	3	1
Total	0.15	-1.7	-0.24	-0.63	0.51	-2.7	0.14	0.86	1.82	-1	0.7			0.14	-0.6	-0.51	-0.05	-0.12	1.65	-0.32	-0.34	1.19	0.21	609	172
Diat/Dino	0.9	-0.26	-0.2	-0.29	-0.07	-1.54	-1.49	-1.6	-0.96	-1.61	-1.06			0.37	0.18	-0.49	1.21	0.66	1.33	0	0.81	1.42	1.03	5	4
Diat/Flag	2.53	0.7	0.65	0.74	0.74	-1.29	-1.52	-1.39	-0.78	-1.52	-0.74			0.33	0.54	-0.94	0.67	-0.14	0.85	-0.61	0.37	0.98	0.32	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	Moy.	É.T.	
Diatomée	-0.23	0.92	-0.16	1.6	0.21	0.97	-1.09	0.22	2.03	1.6	-0.14	-1.1	-0.72	-0.46	0.54	-1.11	-1.13	-0.95	0.67	-0.65	-1.02			48	45
Dino	0.41	1.58	-0.43	0.12	-0.48	1.37	-0.17	-1.21	-0.67	0.95	-1.58	-1.34	-0.58	-1.25	-1.09	0.72	-0.13	1.21	0.54	0.54	1.49			4	2
Flag	-1.33	0.29	0.59	0.09	0.33	1.02	-0.21	-0.91	-0.74	0.19	-0.75	-1.85	0.13	-0.92	-0.21	1.81	-0.92	1.68	1.52	0.2				15	13
Cilié	-0.77	0.1	-0.7	0.1	-0.65	1.44	-0.82	-1.36	-0.43	1.06	-1.17	-0.59	-0.23	-1.7	-0.39	0	-0.19	0.84	0.3	2.24	1.39			1	1
Total	-0.97	0.52	-0.26	1.27	0.2	0.8	-0.49	-0.4	1.56	1.34	-0.68	-2.01	-0.88	-0.92	-0.19	0.25	-1.31	0.07	1.07	-0.54	1.55			94	59
Diat/Dino	-0.63	-0.31	0.09	1.39	0.42	-0.14	-0.52	0.84	2.36	0.83	0.84	-0.06	-0.43	0.25	1.08	-1.17	-1	-1.69	0.16	-0.95	-1.36			17	17
Diat/Flag	0.69	0.05	-0.81	1.19	-0.07	-0.36	-0.19	0.65	2.62	1.05	0.4	0.19	-0.89	0.2	0.18	-1.67	-0.11	-1.73	-0.64	-0.76				8	10

Figure 11. 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 microphytoplancton 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 les anomalies inférieures à la moyenne, le rouge, celles supérieures à la moyenne, et le blanc représente les conditions normales. Aucune donnée n'est disponible en 2010 à la station Rimouski. En 2019 et 2020, les échantillons de la vallée de Shediac ont été analysés par un taxonomiste différent, ce qui a conduit à d'importants biais dans les comptes de flagellés. Ces comptes ont été retirés des calculs d'anomalies.

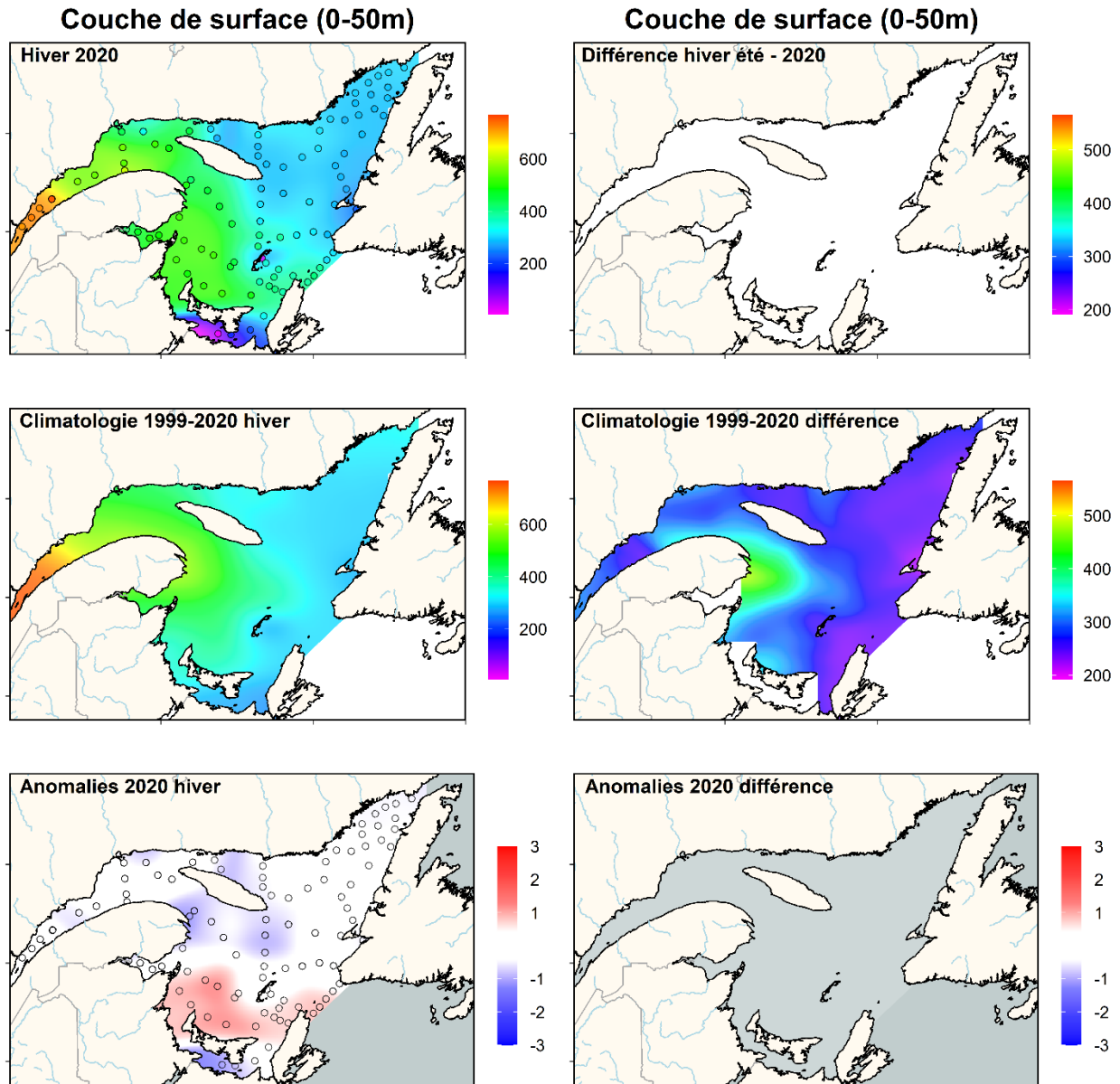


Figure 12. Inventaires totaux ( $\text{mmol m}^{-2}$ ) de nitrates ( $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ ) dans la couche de surface (0–50 m) de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent au début du mois de mars 2020 (panneau supérieur gauche). Différence dans les inventaires totaux de nitrates ( $\text{mmol m}^{-2}$ ) 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). Il n'y a pas eu de campagne océanographique au début de l'été 2020. La climatologie (2001–2020 pour l'hiver et 2001–2019 pour la différence; panneaux du milieu) et les anomalies (panneaux inférieurs) sont également présentés. La couleur bleue indique les anomalies sous la moyenne, la couleur rouge indique les anomalies au-dessus de la moyenne, et la couleur blanche représente les conditions normales.

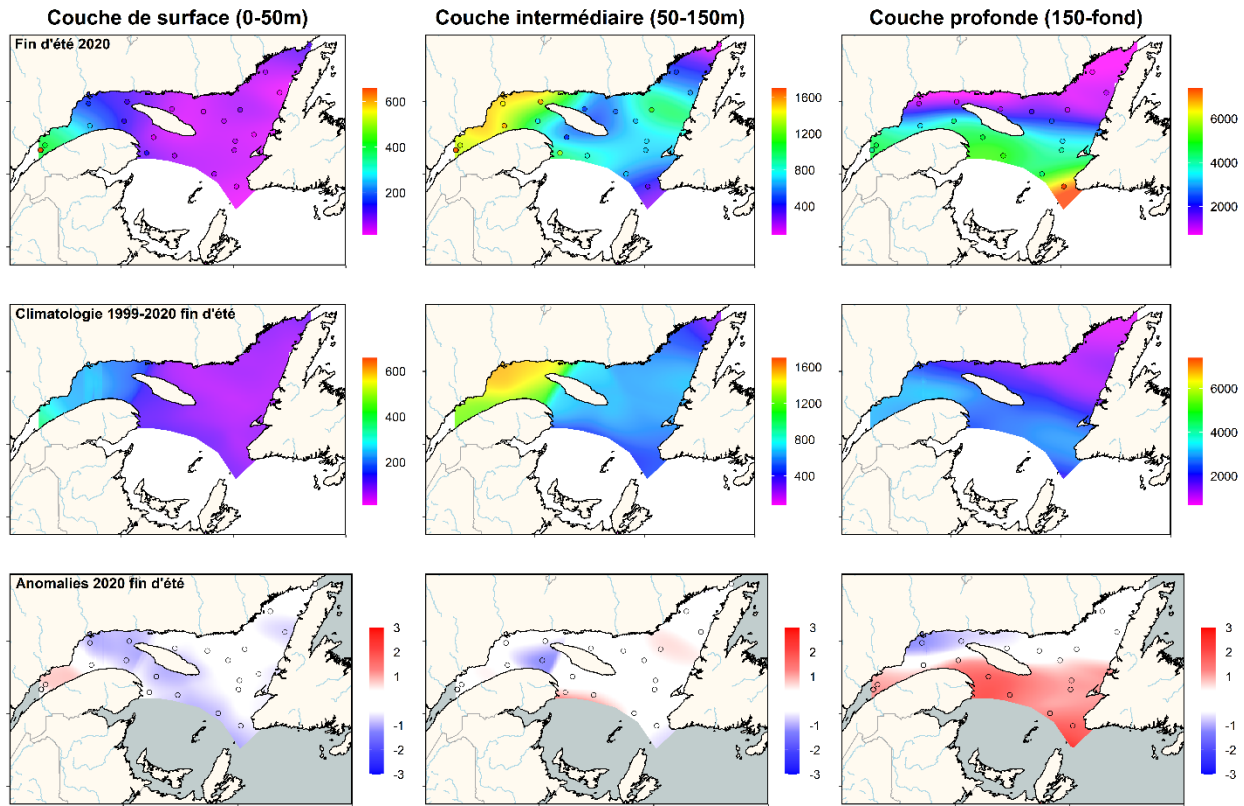


Figure 13. Inventaires ( $\text{mmol m}^{-2}$ ) totaux de nitrate ( $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ ) dans la couche de surface (panneaux de gauche), la couche intermédiaire (panneaux du centre) et la couche profonde (panneaux de droite) de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent durant la fin de l'été 2020 (panneaux supérieurs). La climatologie (1999–2020; panneaux centraux) et les anomalies (panneaux inférieurs) sont également présentés pour chaque couche. La couleur bleue indique les anomalies sous la moyenne, la couleur rouge indique les anomalies au-dessus de la moyenne, et la couleur blanche représente les conditions normales.



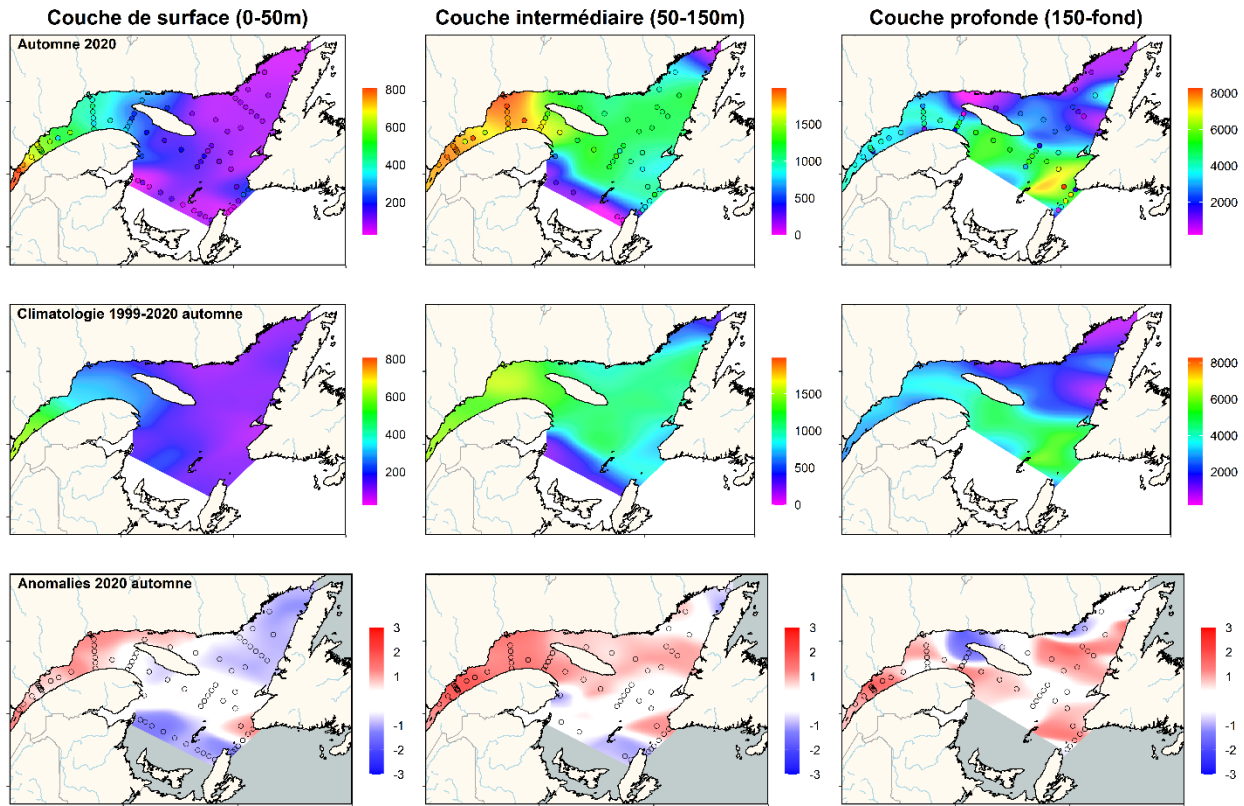


Figure 14. Inventaires ( $\text{mmol m}^{-2}$ ) totaux de nitrate ( $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ ) dans la couche de surface (panneaux de gauche), la couche intermédiaire (panneaux du centre) et la couche profonde (panneaux de droite) de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent à l'automne 2020 (panneaux supérieurs). La climatologie (1999–2020; panneaux centraux) et les anomalies (panneaux inférieurs) sont également présentés pour chaque couche. La couleur bleue indique les anomalies sous la moyenne, la couleur rouge indique les anomalies au-dessus de la moyenne, et la couleur blanche représente les conditions normales.

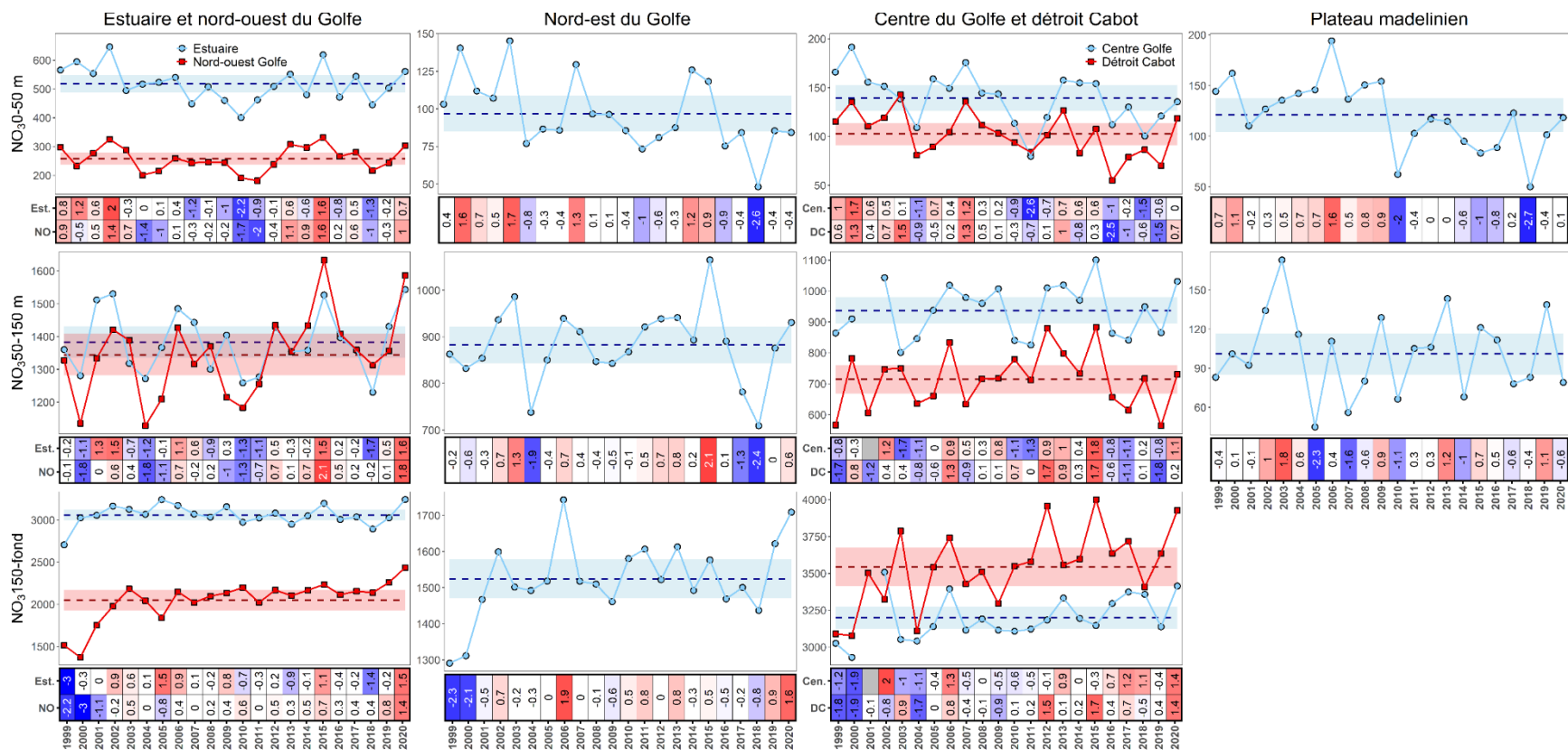


Figure 15. Séries temporelles des moyennes annuelles (lignes) et des anomalies annuelles normalisées (tableau synoptique) pour le nitrate ( $\text{mmol m}^{-2}$ ) dans les couches de surface, intermédiaire et profonde des régions du golfe. Les moyennes (lignes horizontales pointillées) et les écart-types (ombrage bleu ou rouge) pour les climatologies 1999–2020 sont également présentés pour chaque région et chaque couche d'eau. Dans les tableaux synoptiques, la couleur bleue indique les anomalies sous la moyenne, la couleur rouge indique les anomalies au-dessus de la moyenne, et la couleur blanche représente les conditions normales.

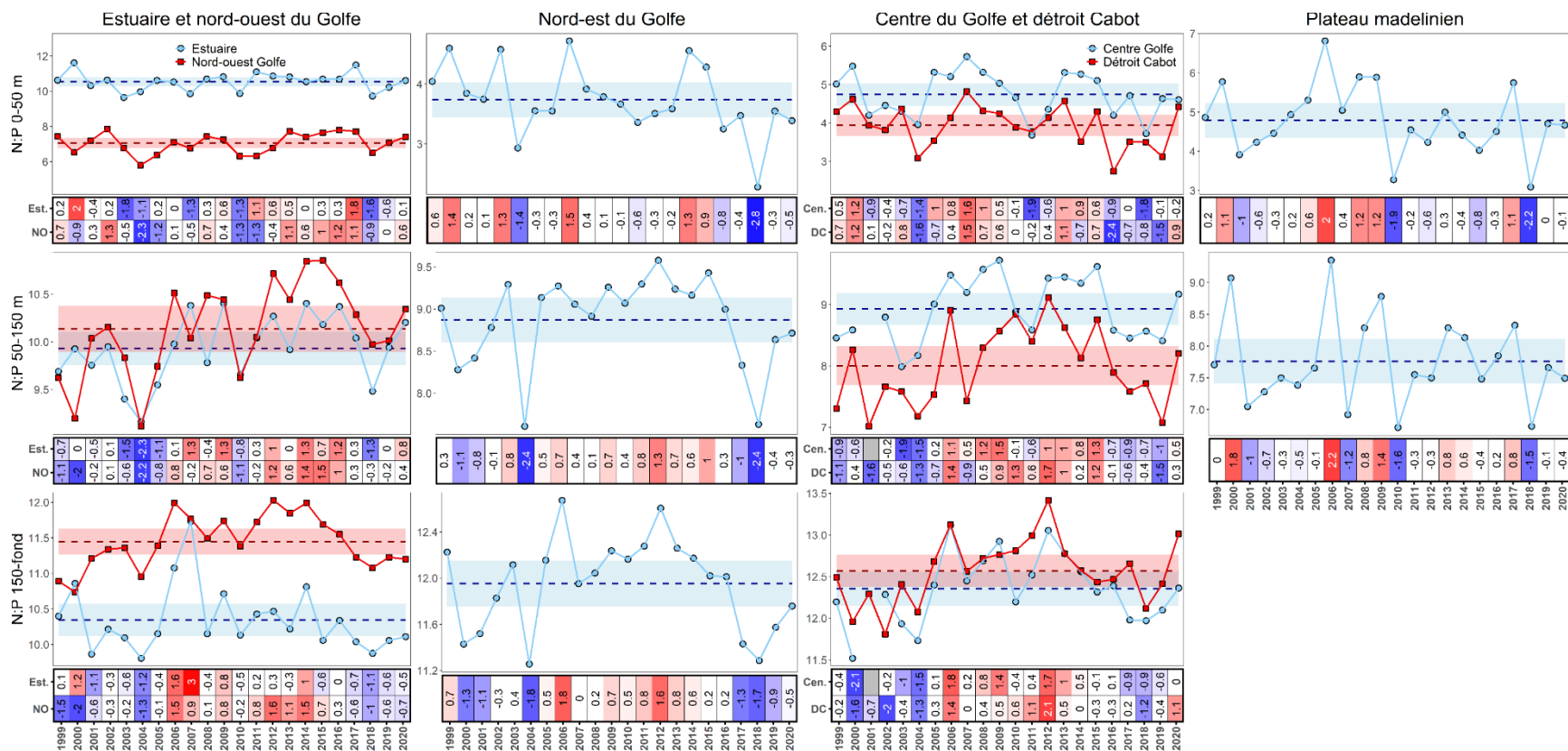


Figure 16. Séries temporelles des moyennes annuelles (lignes) et des anomalies annuelles normalisées (tableau synoptique) pour le ratio N:P dans les couches de surface, intermédiaire et profonde des régions du golfe. Les moyennes (lignes horizontales pointillées) et les écart-types (ombrage bleu ou rouge) pour les climatologies 1999–2020 sont également présentés pour chaque région et chaque couche d'eau. Dans les tableaux synoptiques, la couleur bleue indique les anomalies sous la moyenne, la couleur rouge indique les anomalies au-dessus de la moyenne, et la couleur blanche représente les conditions normales.

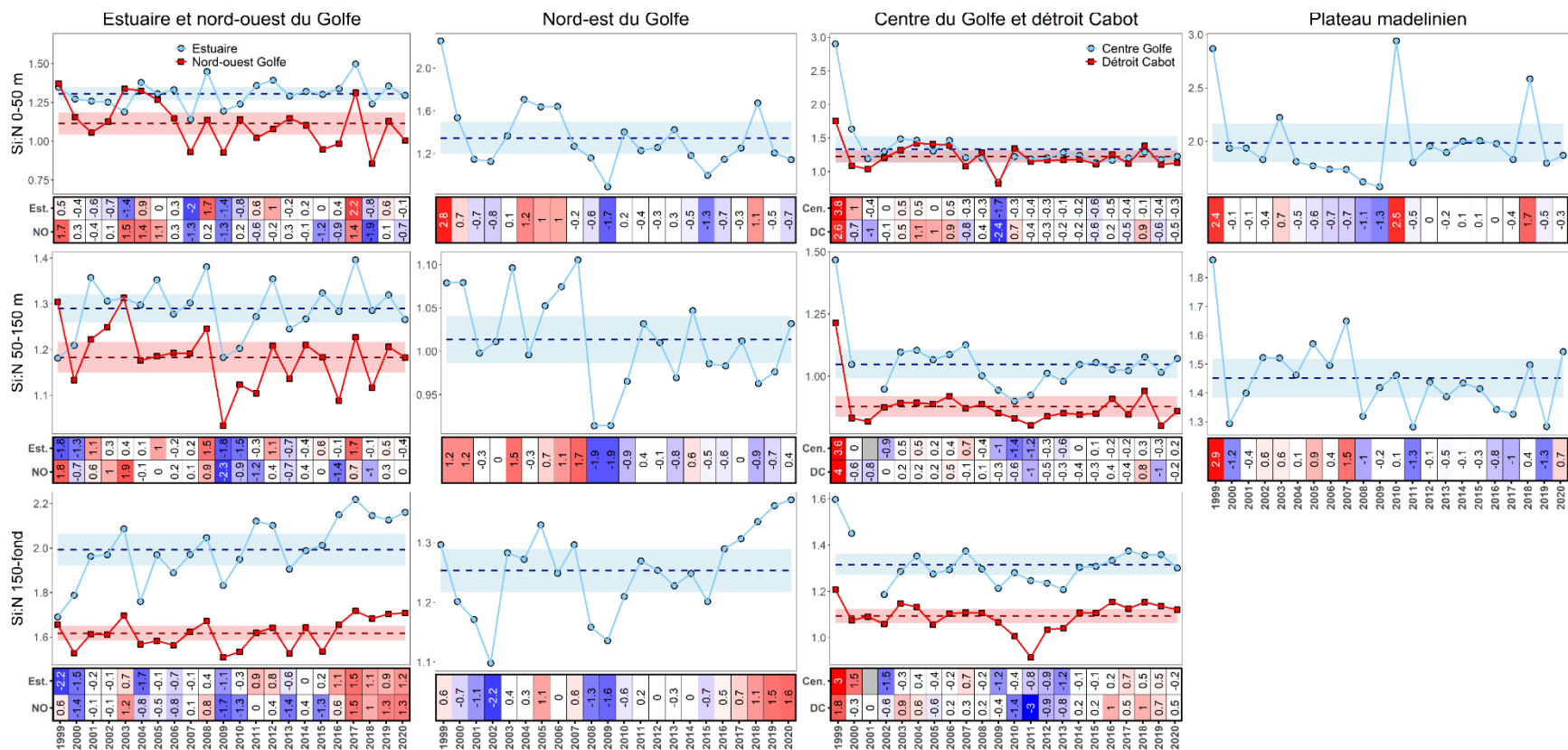


Figure 17. Séries temporelles des moyennes annuelles (lignes) et des anomalies annuelles normalisées (tableau synoptique) pour le ratio Si:N dans les couches de surface, intermédiaire et profonde des régions du golfe. Les moyennes (lignes horizontales pointillées) et les écart-types (ombrage bleu ou rouge) pour les climatologies 1999–2020 sont également présentés pour chaque région et chaque couche d'eau. Dans les tableaux synoptiques, la couleur bleue indique les anomalies sous la moyenne, la couleur rouge indique les anomalies au-dessus de la moyenne, et la couleur blanche représente les conditions normales.

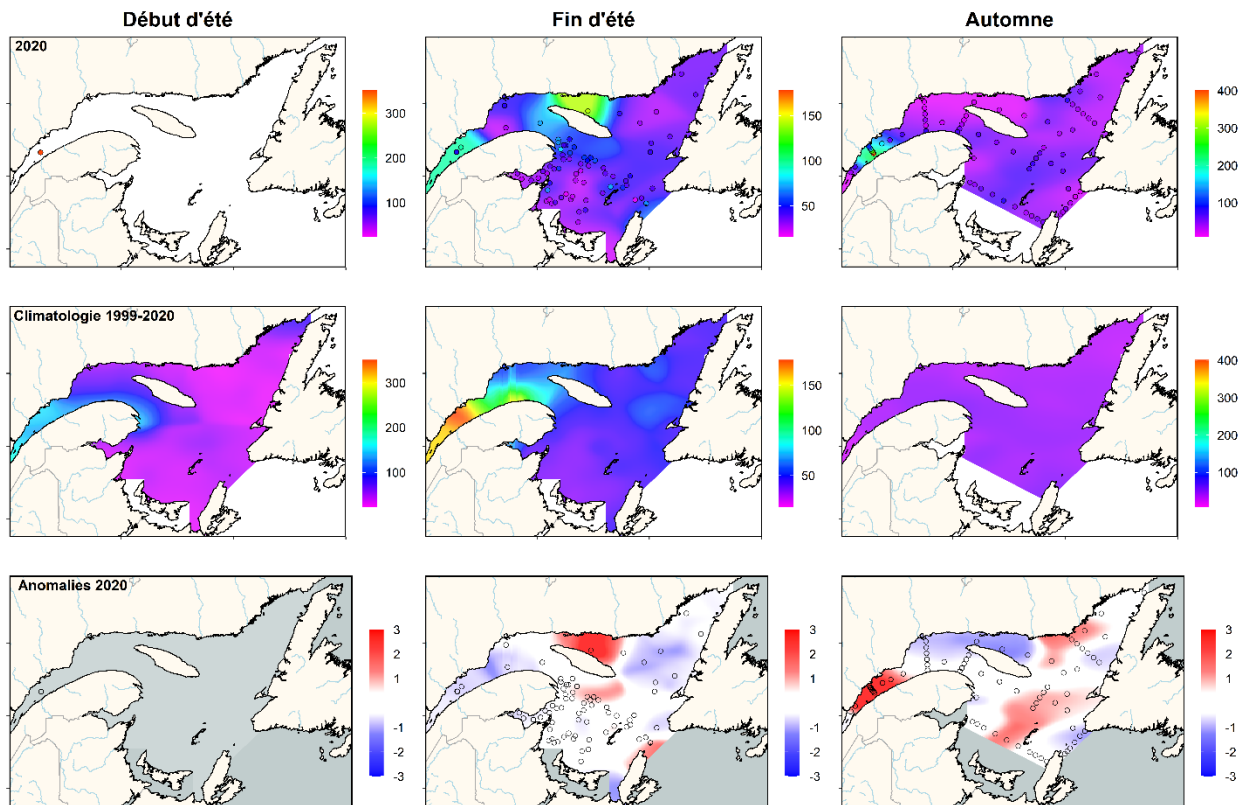


Figure 18. Inventaires ( $\text{mg m}^{-2}$ ) de chlorophylle a intégrée verticalement (0–100 m) dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent au début de l'été (panneaux de gauche), à la fin de l'été (panneaux centraux) et à l'automne (panneaux de droite) 2020. Il n'y a pas eu de campagne océanographique au début de l'été 2020. La climatologie (1999–2020; panneaux centraux) et les anomalies (panneaux inférieurs) sont également présentés pour chaque saison. La couleur bleue indique les anomalies sous la moyenne, les couleurs rouge indique les anomalies au-dessus de la moyenne, et la couleur blanche représente les conditions normales.

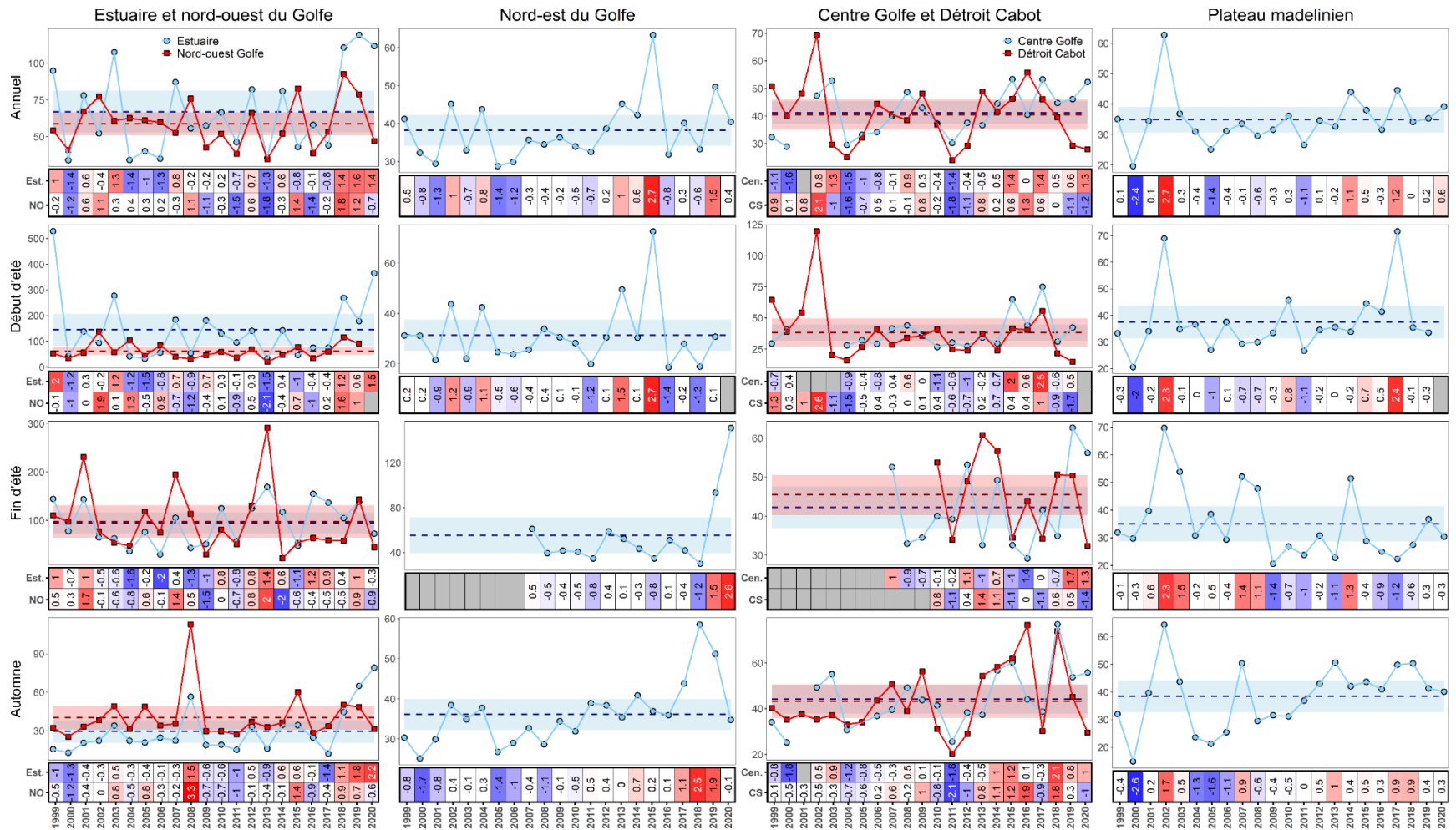


Figure 19. Séries temporelles des moyennes annuelles et saisonnières (lignes) et des anomalies annuelles et saisonnières normalisées (tableau synoptique) pour la chlorophylle a ( $\text{mg m}^{-2}$ ) intégrée verticalement (0–100 m) dans les régions du golfe. Les moyennes (lignes horizontales pointillées) et les écart-types (ombrage bleu ou rouge) pour les climatologies 1999–2020 sont également présentés pour chaque région et chaque saison. Dans les tableaux synoptiques, la couleur bleue indique les anomalies sous la moyenne, la couleur rouge indique les anomalies au-dessus de la moyenne, et la couleur blanche représente les conditions normales.

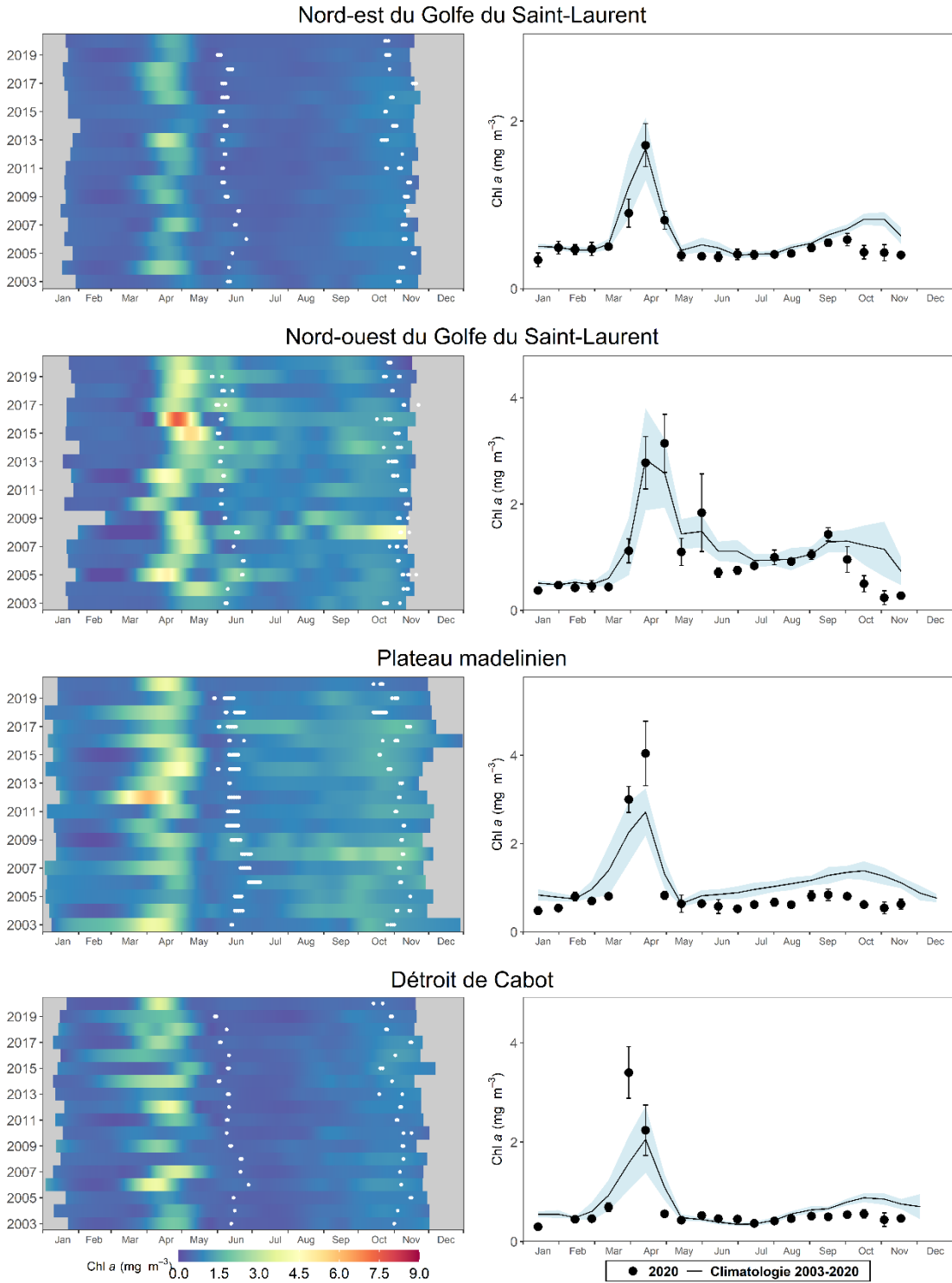


Figure 20. Panneaux de gauche : Série temporelle lissée à partir d'un LOESS des concentrations de chlorophylle a en surface issues des données journalières MODIS de couleur de l'océan dans le nord-est du golfe du Saint-Laurent, nord-ouest du golfe du Saint-Laurent, plateau madelinien et déroit de Cabot (voir la figure 4). Panneaux de droite : comparaison des estimations de la chlorophylle a en surface issues des données satellites de la couleur de l'océan en 2020 (cercles noirs) et des conditions moyennes ( $\pm 0,5$  écart-type) enregistrées pour la climatologie 2003–2020 (ligne noire avec ombrage bleu) dans les mêmes boîtes de couleur de l'océan.

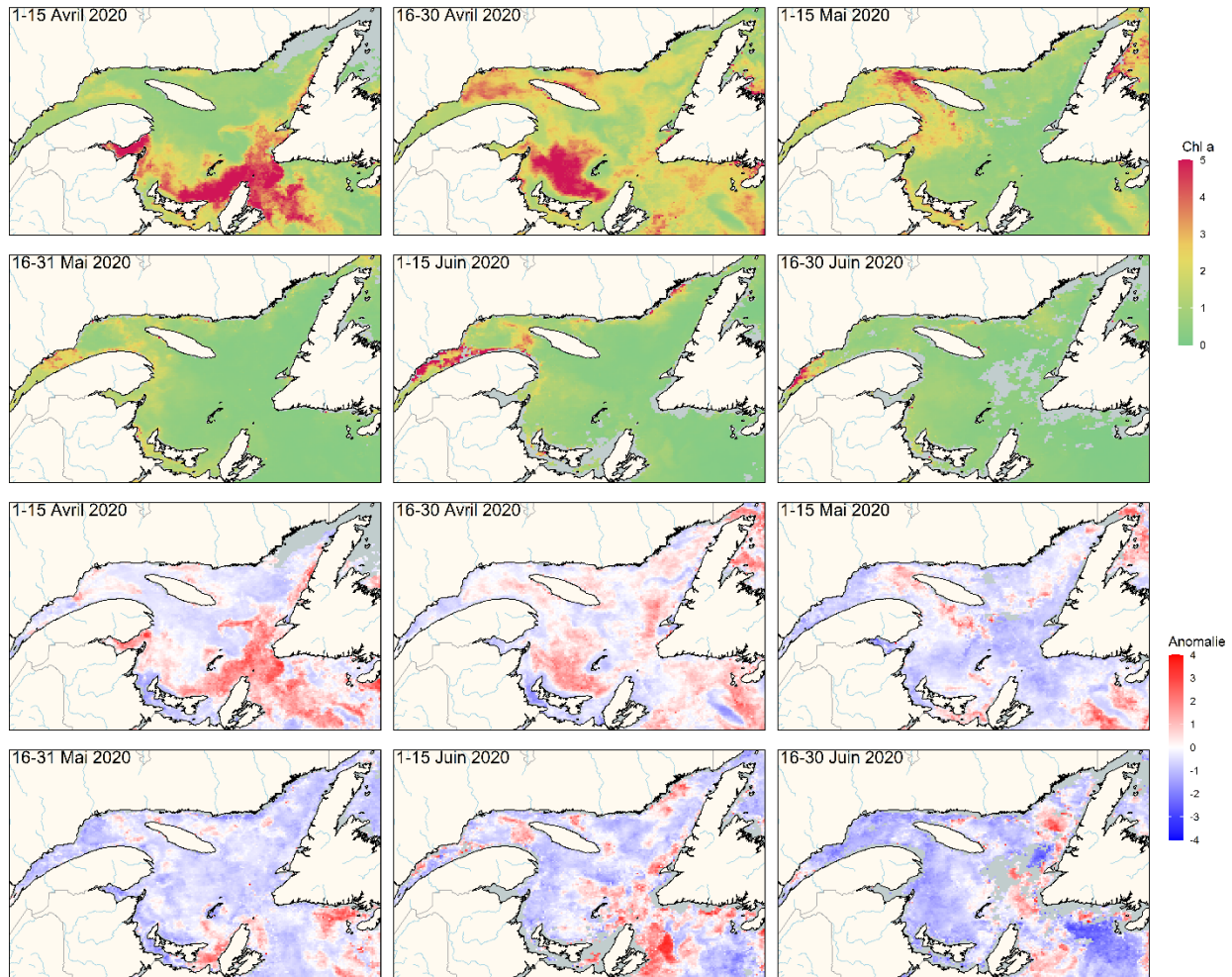


Figure 21. Images composites MODIS de la chlorophylle a en surface (panneaux supérieurs) et des anomalies normalisées de chlorophylle a basée sur la climatologie 2003–2020 (panneaux inférieurs) dans le golfe du Saint-Laurent au cours du printemps et du début de l'été 2020.



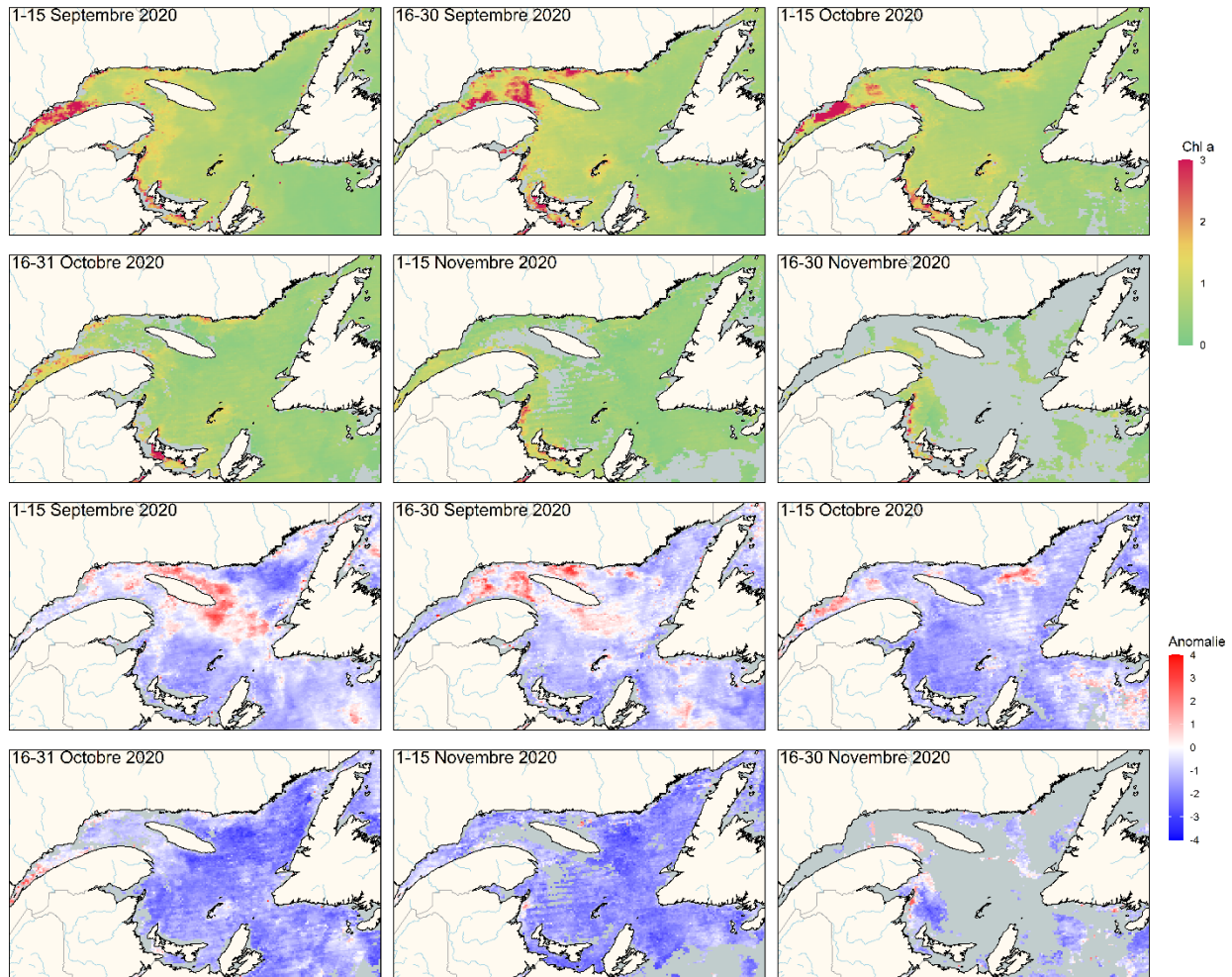


Figure 22. Images composites MODIS de la chlorophylle a en surface (panneaux supérieurs) et des anomalies normalisées de chlorophylle a basée sur la climatologie 2003–2020 (panneaux inférieurs) dans le golfe du Saint-Laurent au cours de l'automne 2020.

		Paramètres du bloom printanier																			Mqy.	É.T.
		2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020			
Début	Nord-ouest Golfe	91	102	93	102	110	112	106	77	98	95	110	112	113	105	100	100	110	96	101.8	9.3	
	Nord-est Golfe	115	82	101	89	103	106	87	78	102	103	90	112	125	93	83	81	103	95	97.1	12.9	
	P. madelinien	77	89	107	112	85	104	78	70	99	66	67	98	99	86	81	60	98	87	86.8	15.2	
	Détroit Cabot	98	94	89	75	97	112	80	68	103	95	75	96	121	35	81	69	101	84	87.4	19.4	
Durée	Nord-ouest Golfe	106	72	28	24	34	22	26	36	30	28	26	30	34	22	32	44	24	48	37	21	
	Nord-est Golfe	26	50	22	34	30	32	38	38	34	28	38	30	12	34	42	44	26	36	33	8.7	
	P. madelinien	56	38	22	14	48	24	52	42	30	56	68	38	38	42	42	76	38	42	42.6	15.5	
	Détroit Cabot	36	44	38	44	44	38	44	36	26	30	56	36	18	112	44	80	24	40	43.9	21.6	
Intensité	Nord-ouest Golfe	60.4	88.4	76.1	38.4	45.2	56.2	46.4	57.4	41.3	80.8	27.5	35.7	86	119.4	50.7	69.3	51.8	64.9	60.8	22.7	
	Nord-est Golfe	5.6	63.8	11.7	25.3	30.2	10.6	34.4	30	31.4	26.5	54.3	10	3.8	37.3	42.6	48.5	20.4	28.8	28.6	16.8	
	P. madelinien	89.1	77.1	16.7	14.3	51.8	26.5	89.1	39.2	46.6	123.5	61.4	119.1	59.3	78.4	43.4	118.8	44.7	84	65.7	33.9	
	Détroit Cabot	48.5	38.3	13.8	96.1	72.1	5.7	45.7	8.7	30.1	50	22.9	64.3	16.5	88.3	44.6	70.1	35.6	72.1	45.7	27.1	
Amplitude	Nord-ouest Golfe	0.97	2.72	4.82	2.64	2.18	4.92	3.81	3.26	2.92	5.2	2.04	3.96	4.88	12.03	2.86	3.42	4.3	3.13	3.89	2.33	
	Nord-est Golfe	0.33	3.06	1.09	1.2	2.15	0.71	1.9	1.43	1.81	1.6	2.78	0.62	0.55	2.26	1.84	2.25	1.39	1.78	1.6	0.76	
	P. madelinien	2.85	3.42	1.45	1.72	1.9	2.21	2.23	1.59	3.18	5.44	1.81	7.69	2.34	3.04	1.9	2.35	2.36	4.38	2.88	1.57	
	Détroit Cabot	2.54	1.73	0.68	3.86	3.64	0.41	2.55	0.43	2.48	3.21	0.81	4.92	1.5	1.36	2.02	2.55	1.79	3.69	2.23	1.28	
		Chl a moyenne en surface																			Mqy.	É.T.
Annuel	Nord-ouest Golfe	0.93	1.16	1.51	1.11	1.06	2	1.26	1	1.14	1.46	1.1	1.45	1.35	1.71	1.3	1.04	1.26	1.09	1.27	0.27	
	Nord-est Golfe	0.65	0.81	0.64	0.71	0.69	0.56	0.7	0.65	0.59	0.68	0.86	0.6	0.68	0.74	0.72	0.7	0.58	0.56	0.67	0.08	
	P. madelinien	1.33	1.29	1.05	1.14	1.2	1.53	1.38	0.95	1.12	1.58	1.22	1.49	1.25	1.35	1.38	1.25	1.03	0.99	1.25	0.18	
	Détroit Cabot	0.71	0.68	0.58	1.04	0.86	0.65	0.76	0.64	0.73	0.95	0.7	0.94	0.7	0.88	0.79	0.81	0.69	0.75	0.77	0.12	
Printemps	Nord-ouest Golfe	0.84	1.47	2.23	1.24	1.4	1.57	1.33	1.4	1.26	2.21	1.19	1.36	1.84	2.4	1.51	1.58	1.6	1.51	1.55	0.39	
	Nord-est Golfe	0.6	1.29	0.76	0.77	0.93	0.59	0.95	0.87	0.78	1	1.32	0.7	0.68	0.92	0.96	1.04	0.74	0.8	0.87	0.2	
	P. madelinien	2.2	1.47	0.98	1.01	1.62	1.08	1.54	1.12	1.2	2.9	1.68	2.05	1.55	1.75	1.16	1.96	1.12	1.67	1.56	0.5	
	Détroit Cabot	1.12	0.87	0.69	1.67	1.45	0.54	1.1	0.79	1.11	1.81	0.88	1.74	0.8	1.25	1.06	1.35	1.19	1.29	1.15	0.36	
Été	Nord-ouest Golfe	0.83	0.92	1.33	1.07	0.78	1.38	1.19	0.84	0.92	1.11	1.12	1.47	0.95	1.45	1.32	0.75	1.23	1.01	1.09	0.23	
	Nord-est Golfe	0.6	0.48	0.47	0.53	0.42	0.36	0.48	0.41	0.36	0.39	0.52	0.42	0.54	0.48	0.47	0.43	0.43	0.4	0.45	0.06	
	P. madelinien	0.73	0.99	0.89	1.05	0.75	1.39	1.21	0.78	0.86	0.7	0.9	1.1	0.92	0.94	1.47	0.81	0.83	0.61	0.94	0.23	
	Détroit Cabot	0.36	0.39	0.34	0.53	0.43	0.47	0.51	0.36	0.43	0.32	0.41	0.42	0.48	0.46	0.51	0.39	0.29	0.44	0.42	0.07	
Automne	Nord-ouest Golfe	1.16	1.09	1.02	1.03	0.98	3.16	1.25	0.78	1.27	1	0.98	1.51	1.25	1.26	1.03	0.74	0.94	0.74	1.18	0.53	
	Nord-est Golfe	0.75	0.66	0.69	0.83	0.72	0.76	0.67	0.66	0.65	0.65	0.75	0.71	0.83	0.83	0.73	0.61	0.61	0.48	0.7	0.09	
	P. madelinien	1.19	1.42	1.28	1.37	1.25	2.05	1.39	0.94	1.29	1.14	1.09	1.32	1.28	1.36	1.5	0.98	1.14	0.71	1.26	0.28	
	Détroit Cabot	0.71	0.78	0.72	0.93	0.71	0.94	0.68	0.77	0.65	0.72	0.79	0.91	0.84	0.92	0.8	0.69	0.67	0.5	0.76	0.12	

Figure 23. Série temporelle des anomalies annuelles normalisées des propriétés de la floraison printanière (section supérieure) et moyenne annuelle/saisonnière de la chlorophylle a en surface (section inférieure;  $\text{mg m}^{-3}$ ) estimées à partir des données satellitaires (MODIS : 2003–présent) dans les boîtes de couleur de l’océan du golfe du Saint-Laurent (voir la figure 4). Les indices de floraison printanière sont le début (jour de l’année), la durée (en jours), l’ampleur ( $\text{mg de chl m}^{-2}$ ) et l’amplitude ( $\text{mg de chl m}^{-3}$ ). Les moyennes et écarts-types de la période de référence (2003–2020) sont indiqués à droite du tableau. Le bleu indique les anomalies inférieures à la moyenne, le rouge, celles supérieures à la moyenne, 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.

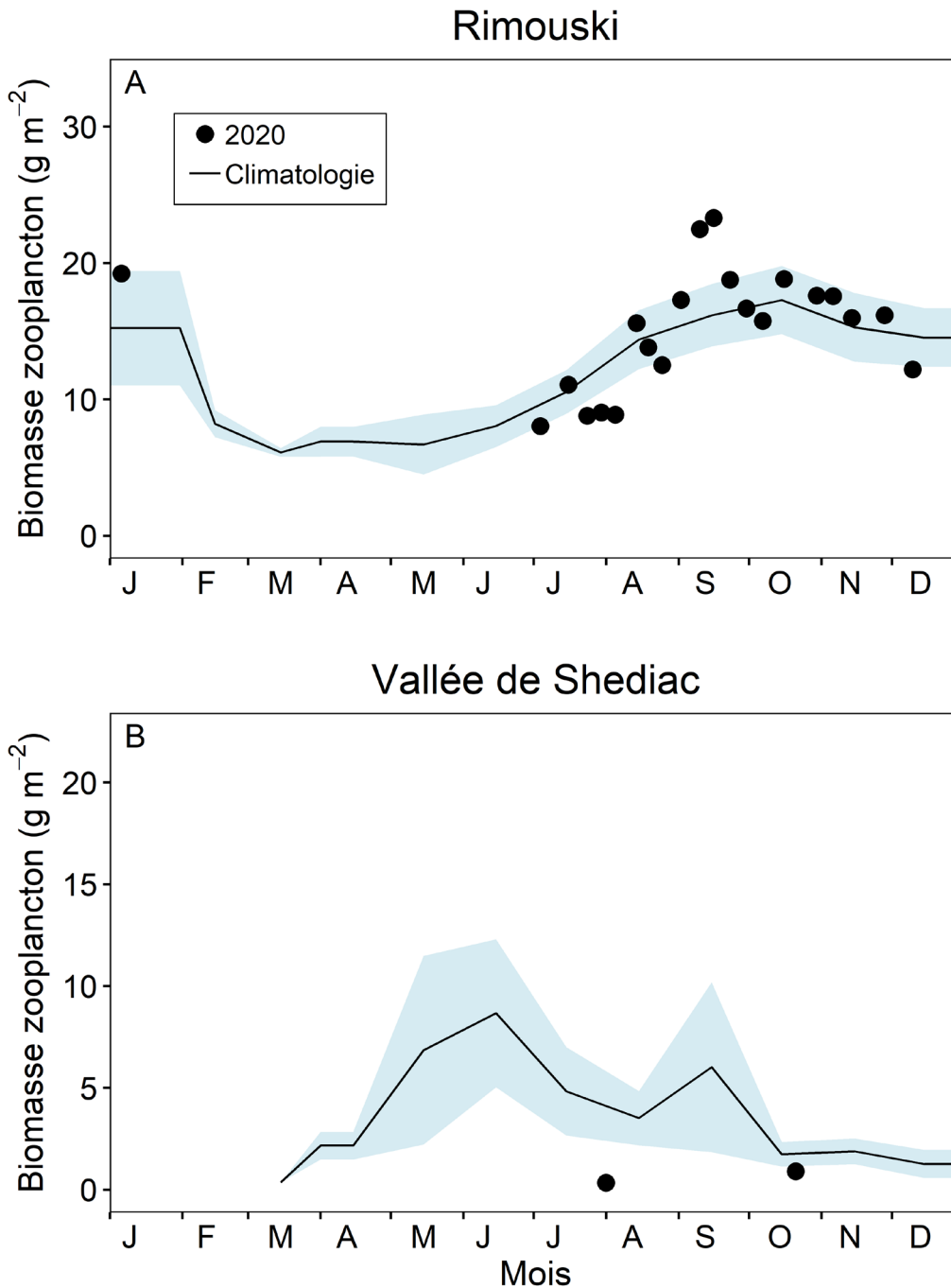


Figure 24. Comparaison de la biomasse totale de zooplancton (poids sec) en 2020 (cercles) par rapport à la climatologie mensuelle des stations de A) Rimouski (2005 à 2020) et de B) la vallée de Shediac (1999 à 2020) [ligne noire et ombrage bleu]. L'ombrage bleu représente  $\pm 0,5$  écart-type des moyennes mensuelles.

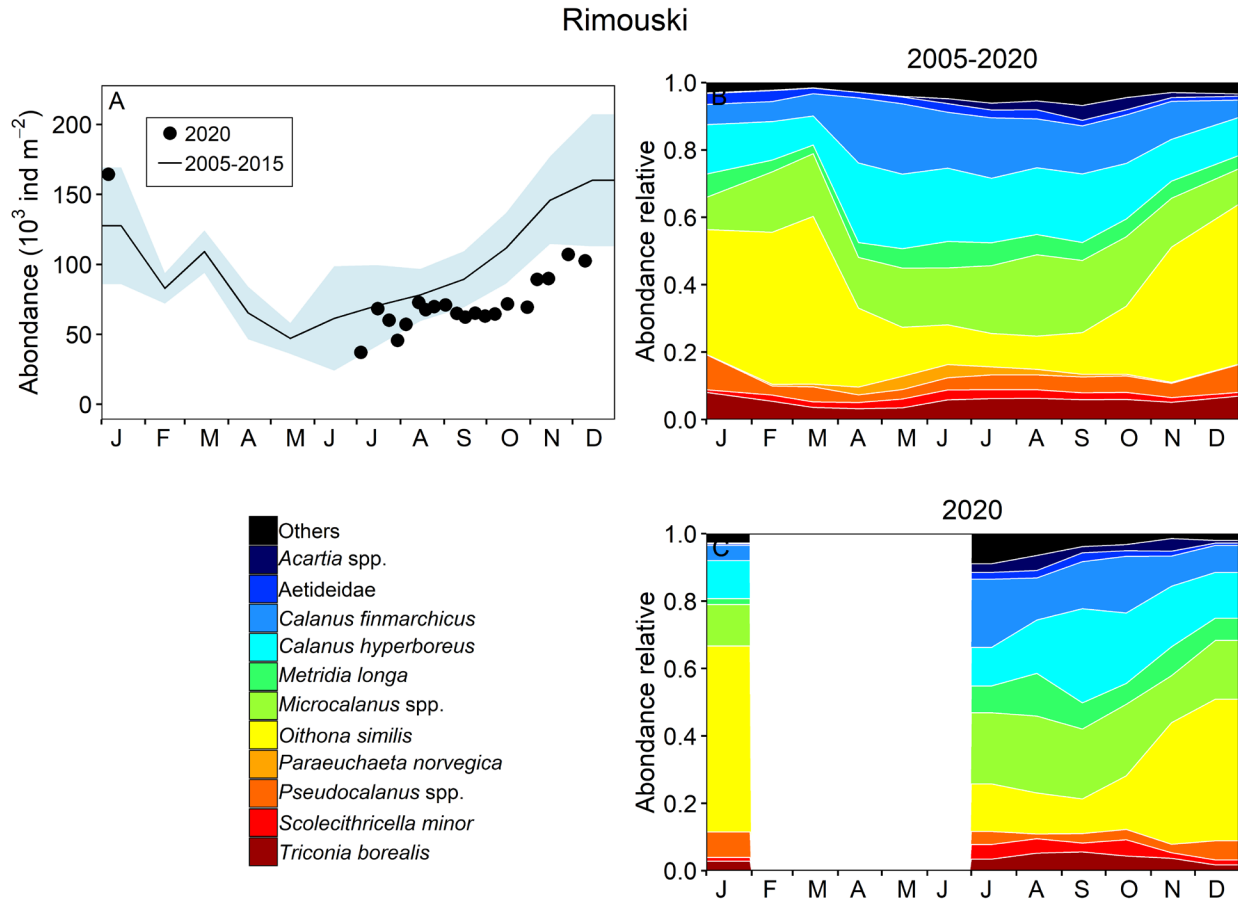


Figure 25. Variabilité saisonnière des copépodes dominants à la station de Rimouski. Abondance des copépodes (à l'exception des nauplii) au cours de la période de référence (ligne noire avec ombrage bleu représentant  $\pm 0,5$  écart-type) et de 2020 (cercles) [A]; climatologie de l'abondance relative des copépodes composant 95 % des taxons identifiés pour la période de 2005 à 2020 (B); et en 2020 (C).

## Vallée de Shediac

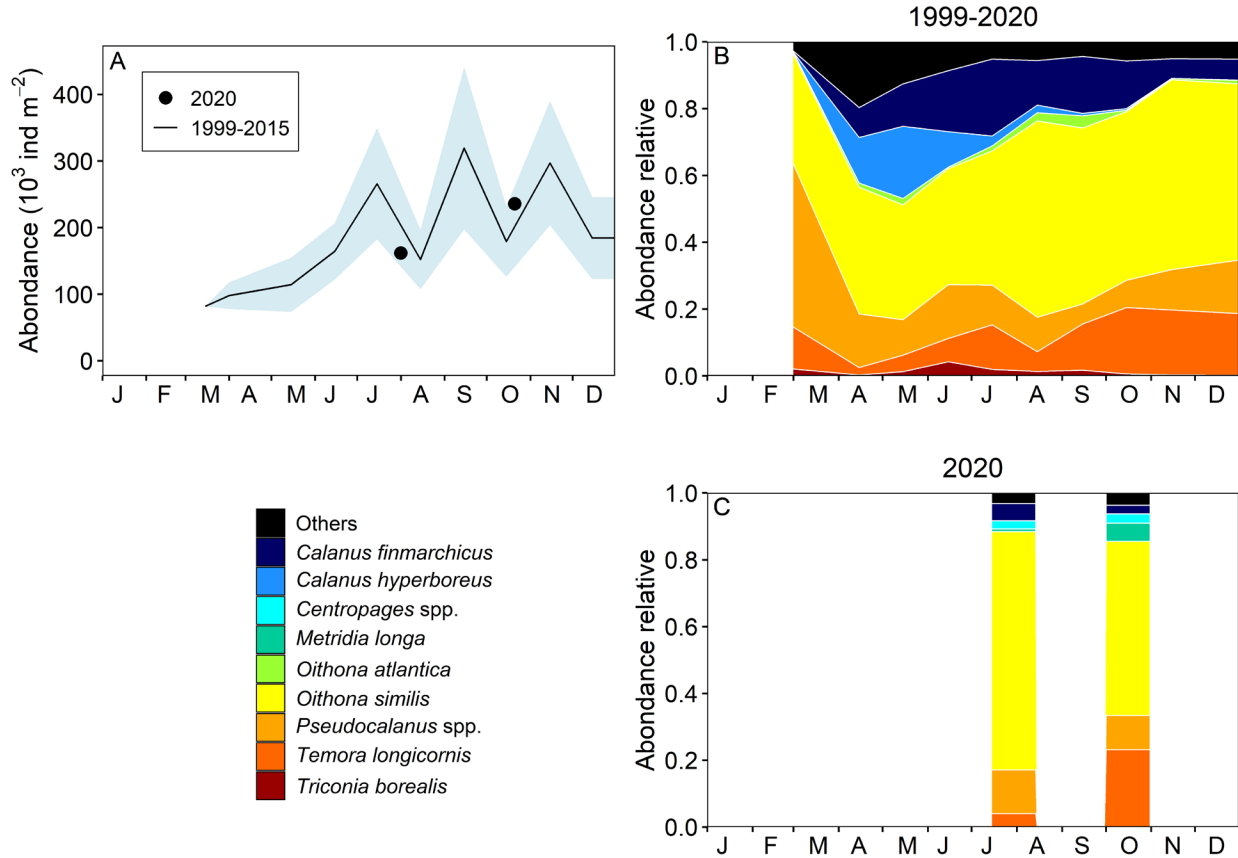


Figure 26. Variabilité saisonnière des copépodes dominants à la station de la vallée de Shediac. Abondance des copépodes (à l'exception des nauplii) au cours de la période de référence (ligne noire avec ombrage bleu représentant  $\pm 0,5$  écart-type) et de 2020 (cercles) [A]; climatologie de l'abondance relative des copépodes composant 95 % des taxons identifiés pour la période de 1999 à 2020 (B); et en 2020 (C).

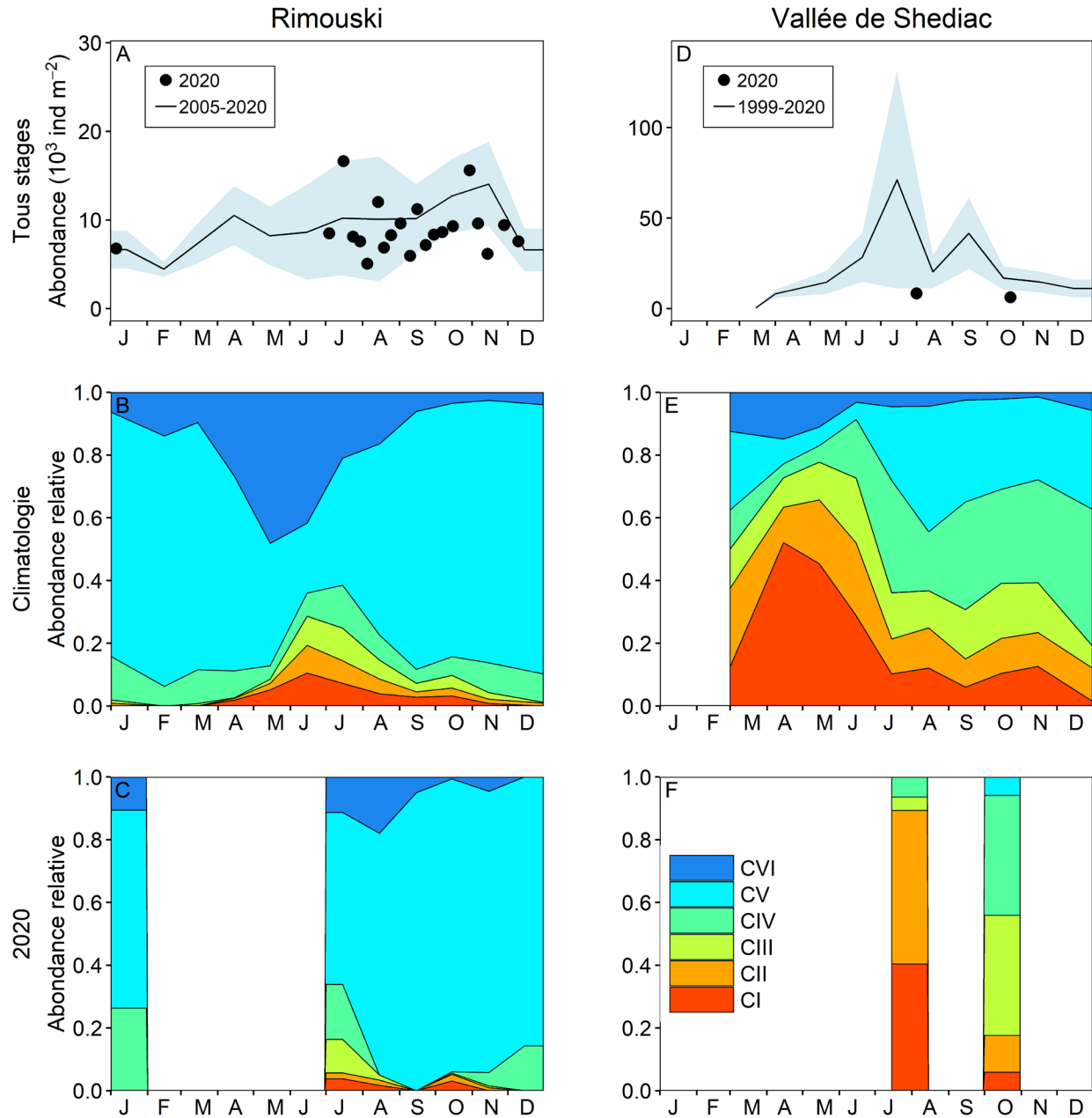


Figure 27. Variabilité saisonnière de l'abondance de copépodites *Calanus finmarchicus* aux stations de Rimouski (A à C) et de la vallée de Shediac (D à F). Les climatologies des dénombrements combinés pour les périodes de référence (ligne noire avec ombrage bleu représentant  $\pm 0,5$  écart-type) sont présentées avec les données de 2020 (cercles) [A, D]. Les variabilités saisonnières des différents stades copépodites pour les périodes de référence (B, E) et 2020 (C, F) sont également indiquées.

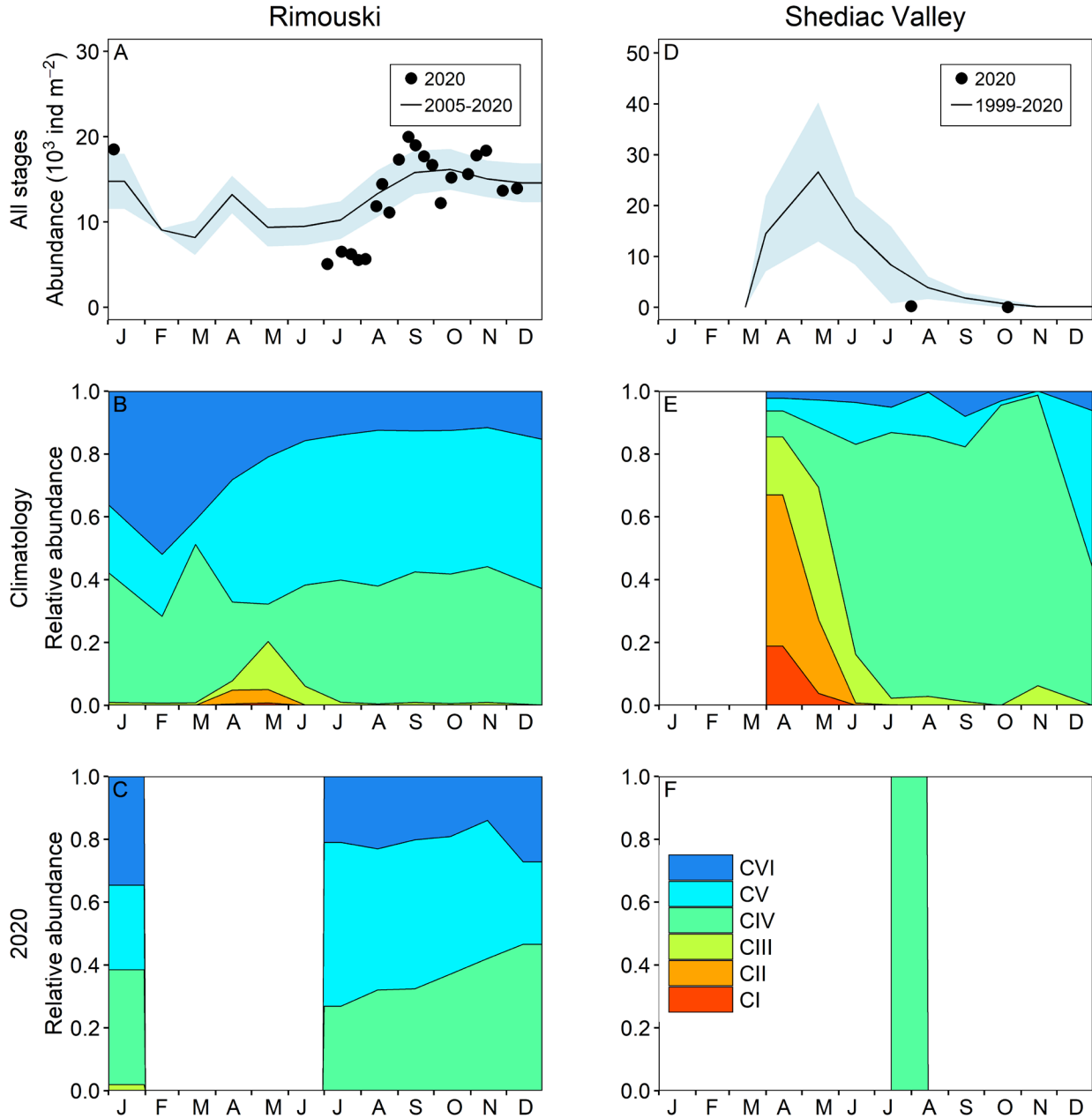


Figure 28. Variabilité saisonnière de l'abondance de copépodites *Calanus hyperboreus* aux stations de Rimouski (A à C) et de la vallée de Shediac (D à F). Les climatologies des dénombrements combinés pour les périodes de référence (ligne noire avec ombrage bleu représentant  $\pm 0,5$  écart-type) sont présentées avec les données de 2020 (cercles) [A, D]. Les variabilités saisonnières des différents stades copépodites pour les périodes de référence (B, E) et 2020 (C, F) sont également indiquées. Aucun individu *C. hyperboreus* n'a été observé dans l'échantillon récolté en octobre.

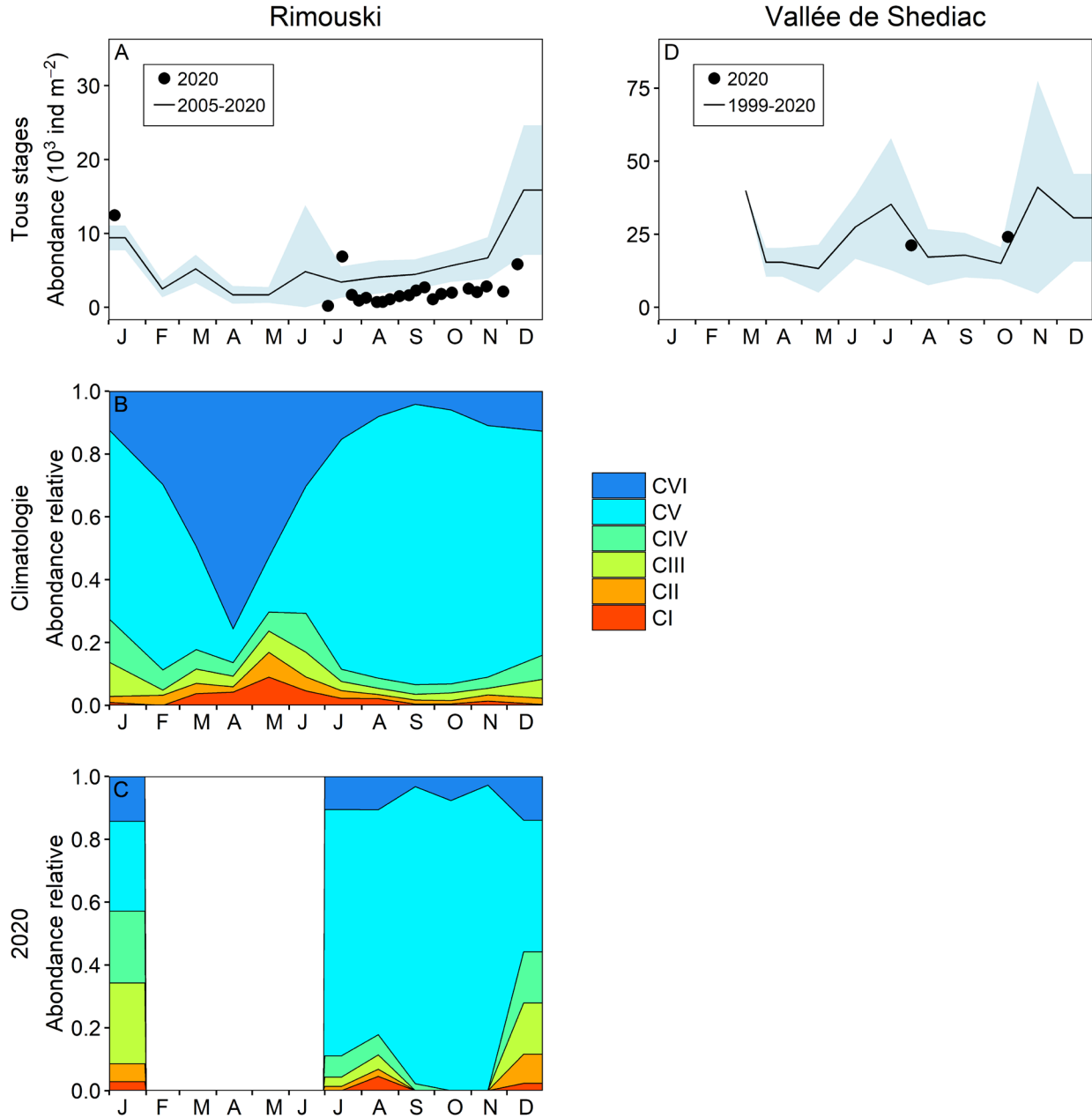


Figure 29. Variabilité saisonnière de l'abondance de copépodites des *Pseudocalanus* spp. aux stations de Rimouski (A à C) et de la vallée de Shediac (D). Les climatologies des dénombrements combinés pour les périodes de référence (ligne noire avec ombrage bleu représentant  $\pm 0,5$  écart-type) sont présentés avec les données de 2020 (cercles) [A, D]. La variabilité saisonnière des différents stades copépodites pour la période de référence (B) et 2020 (C) est également indiquée. Aucun renseignement sur les stades n'est disponible pour la vallée de Shediac.



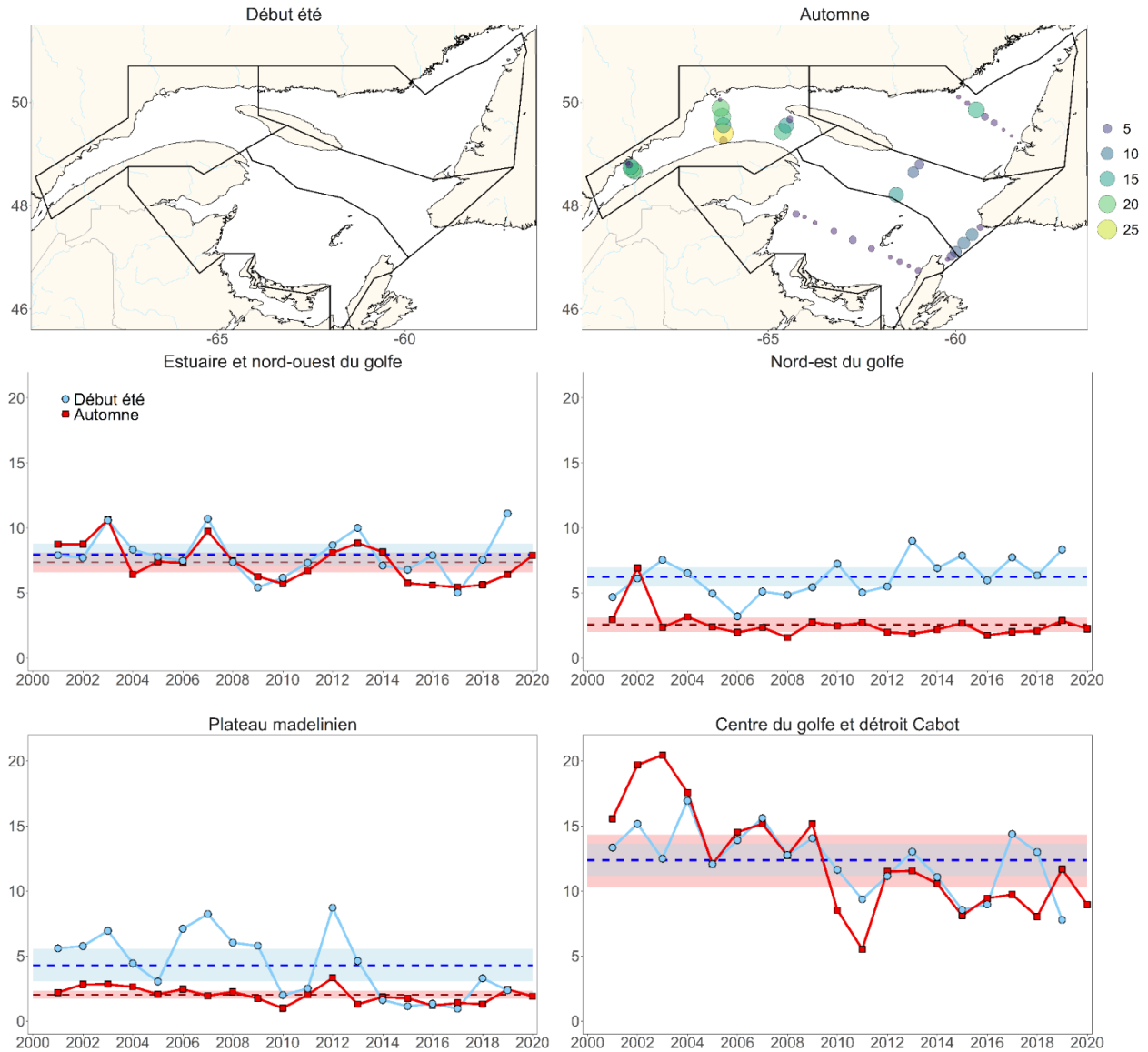


Figure 30. Biomasse du zooplancton (poids sec;  $g\ m^{-2}$ ) à chaque station d'échantillonnage au début de l'été et à l'automne 2020 (panneaux supérieurs) ainsi que les séries temporelles saisonnières et régionales de la biomasse du zooplancton ( $g\ m^{-2}$ ; panneaux du centre et du bas) calculées 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.

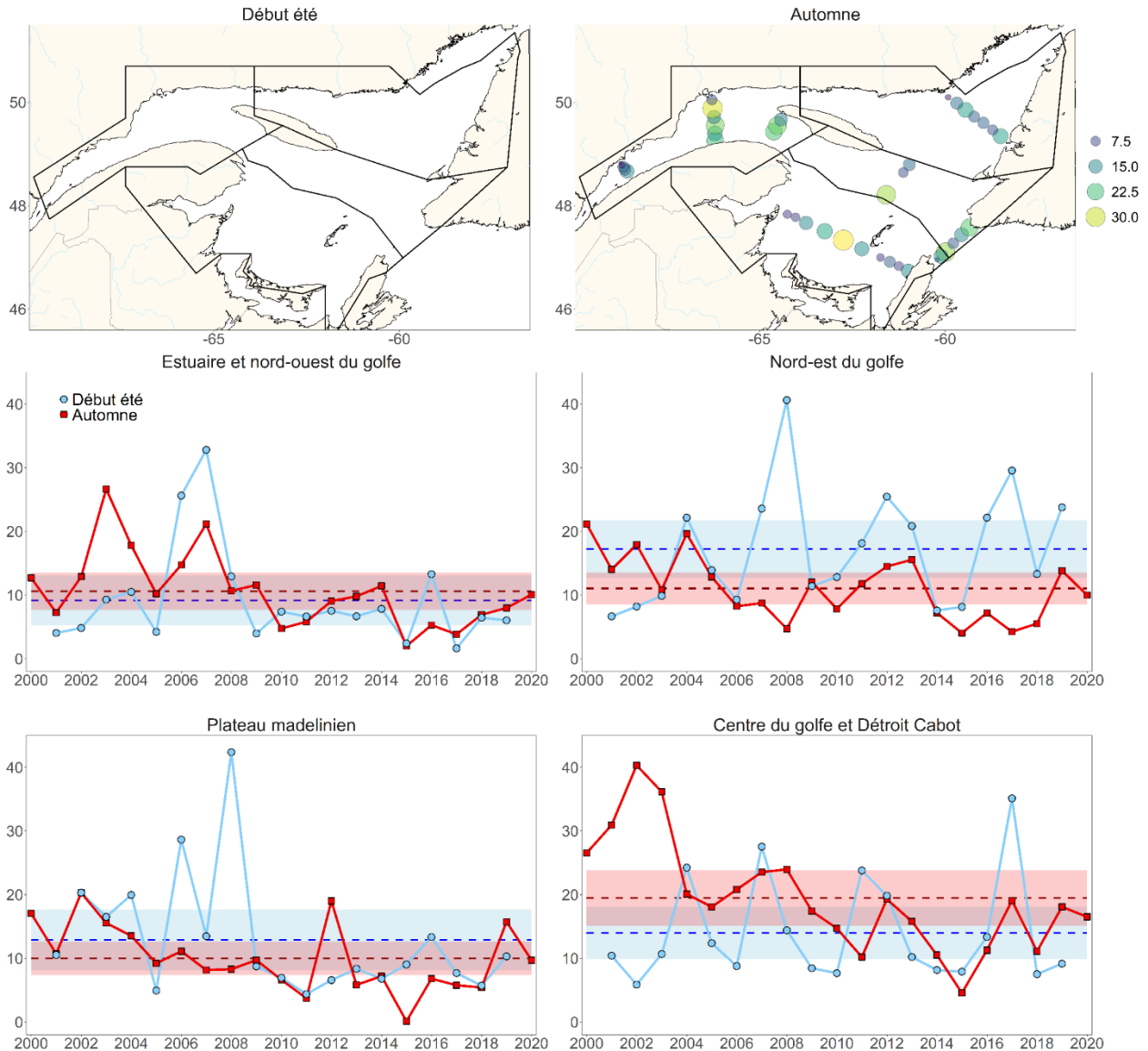


Figure 31. Abondance de *Calanus finmarchicus* ( $10^3 \text{ ind m}^{-2}$ ) à chaque station d'échantillonnage au début de l'été et à l'automne 2020 (panneaux supérieurs) ainsi que les séries temporelles saisonnières et régionales de l'abondance totale moyenne de *Calanus finmarchicus* ( $10^3 \text{ ind m}^{-2}$ ; 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.

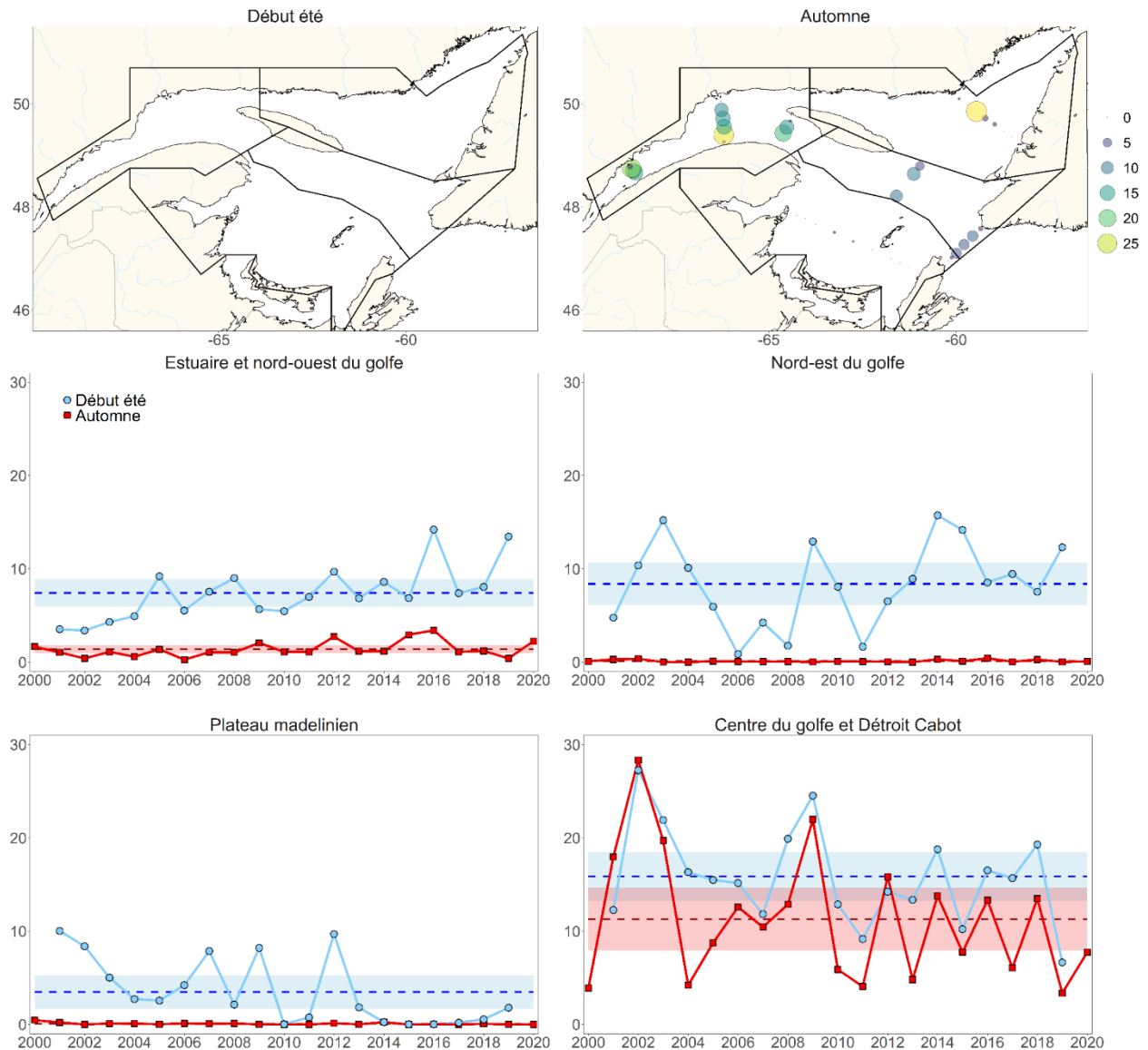


Figure 32. Abondance de *Calanus hyperboreus* ( $10^3 \text{ ind m}^{-2}$ ) à chaque station d'échantillonnage au début de l'été et à l'automne 2020 (panneaux supérieurs) ainsi que les séries temporelles saisonnières et régionales de l'abondance totale moyenne de *Calanus hyperboreus* ( $10^3 \text{ ind m}^{-2}$ ; 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.

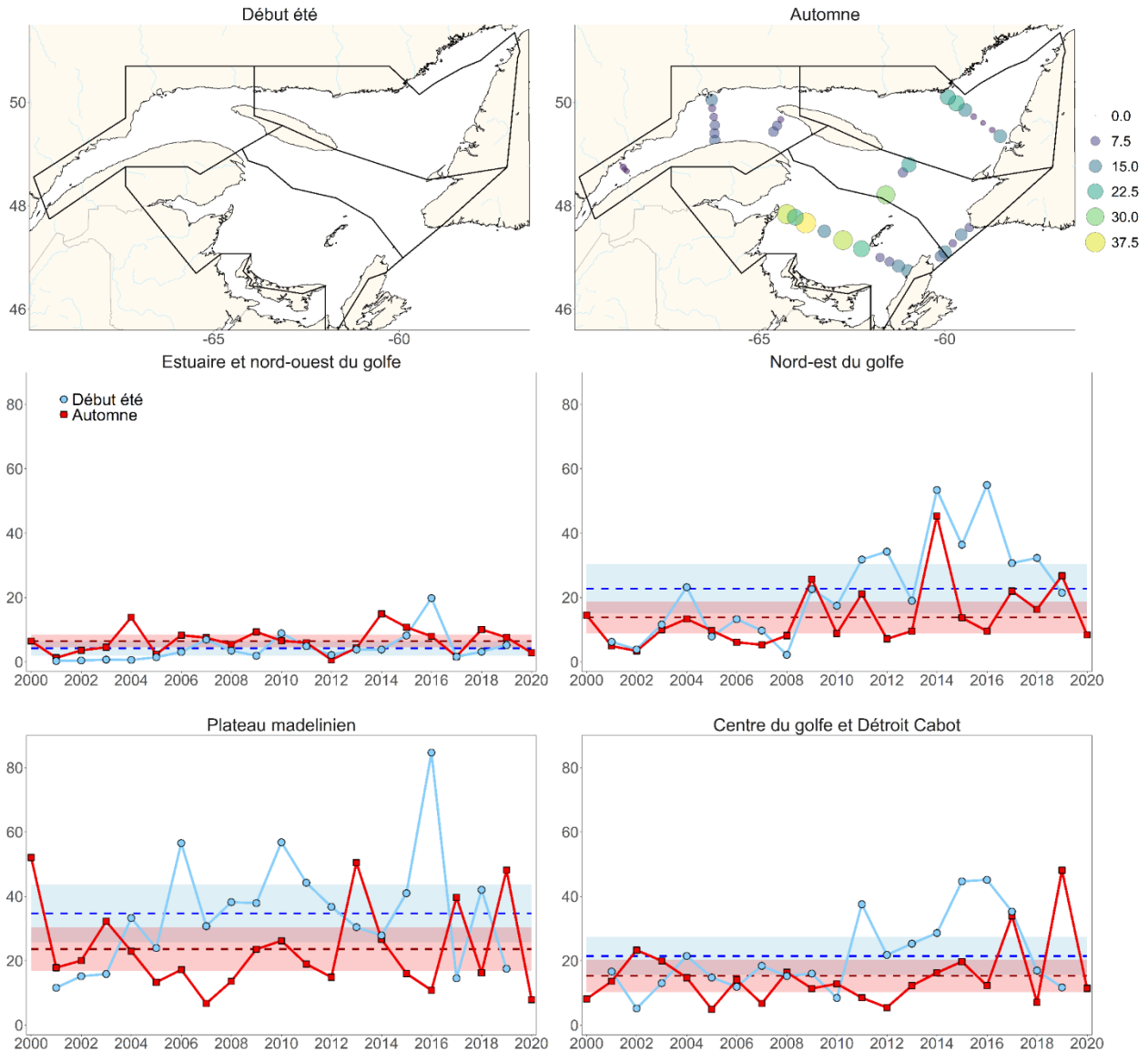


Figure 33. Abondance de *Pseudocalanus* spp. ( $10^3$  ind  $m^{-2}$ ) à chaque station d'échantillonnage au début de l'été et à l'automne 2020 (panneaux supérieurs) ainsi que les séries temporelles saisonnières et régionales de l'abondance totale moyenne de *Pseudocalanus* spp. ( $10^3$  ind  $m^{-2}$ ; 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.

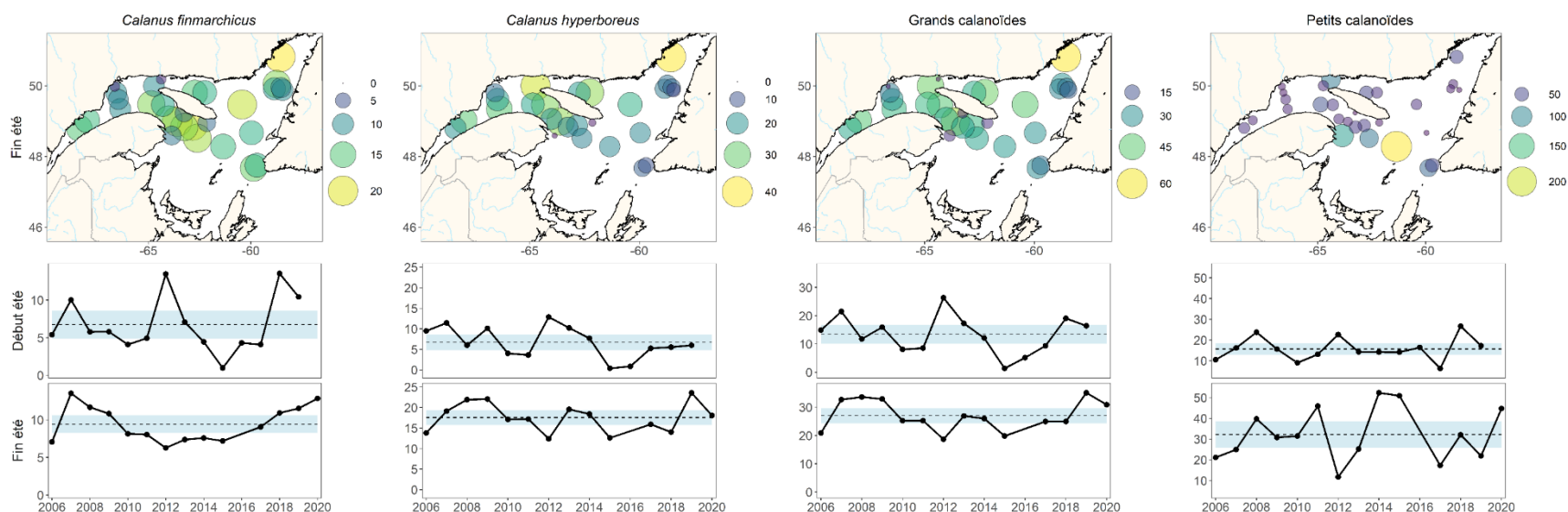


Figure 34. Abondances ( $10^3 \text{ ind m}^{-2}$ ) des taxons principaux identifiés à partir de l'analyse numérique automatisée d'images de zooplancton (Zooimage) à chaque station d'échantillonnage au début de l'été sur le plateau madelinien (pas de données en 2020) et à la fin de l'été dans le nord du Golfe (panneaux supérieurs). Les séries temporelles régionales des abondances totales moyennes de chacun de ces taxons ( $10^3 \text{ ind m}^{-2}$ ) 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. Zooimage 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.*

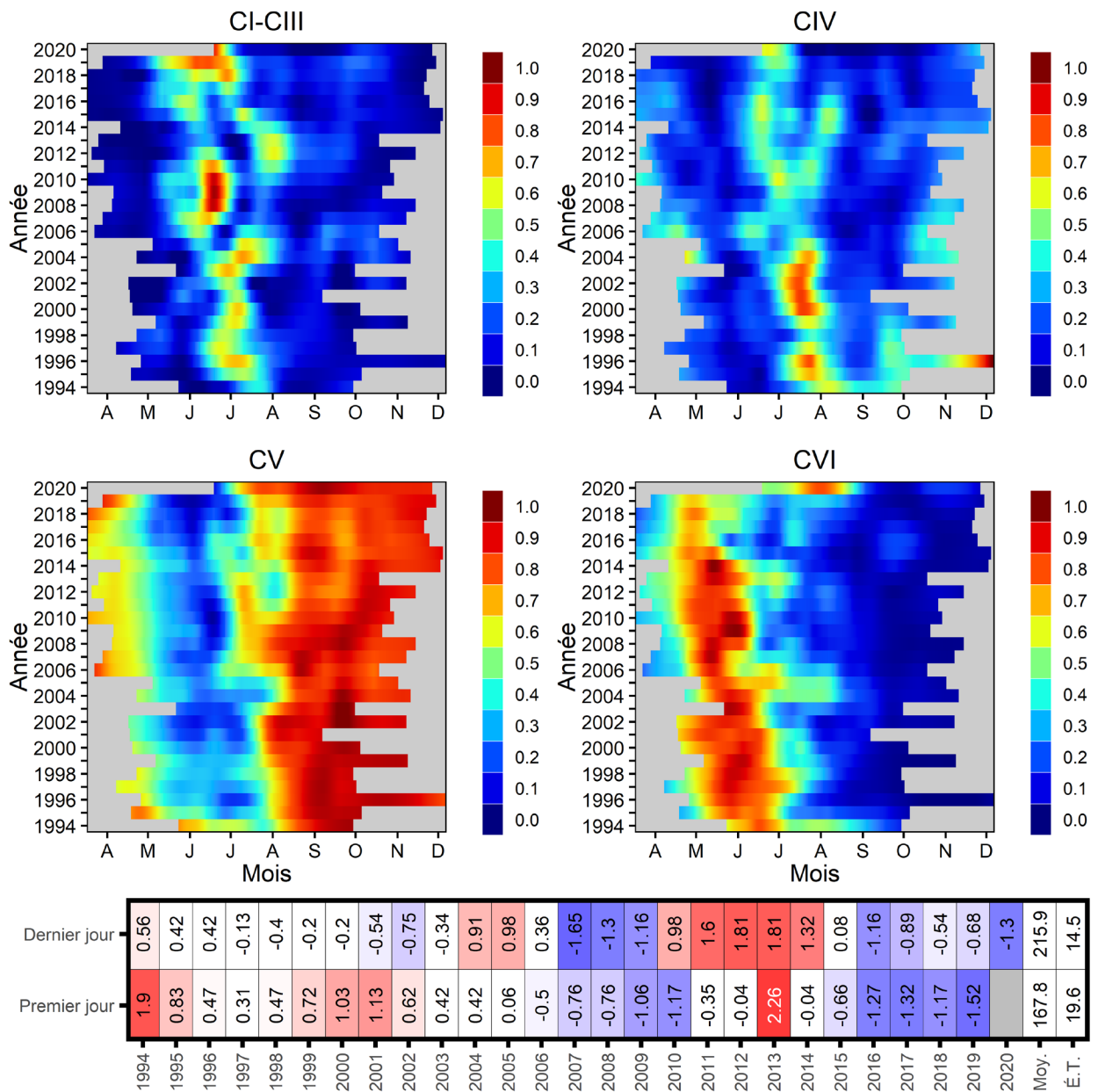


Figure 35. Série temporelle du cycle saisonnier en proportions relatives de l'abondance totale pour les stades CI à CIII, CIV, CV et CVI (mâles et femelles) des copépodites *Calanus finmarchicus* à la station de Rimouski. Les proportions sont normalisées selon le maximum annuel et lissées à l'aide d'un 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.

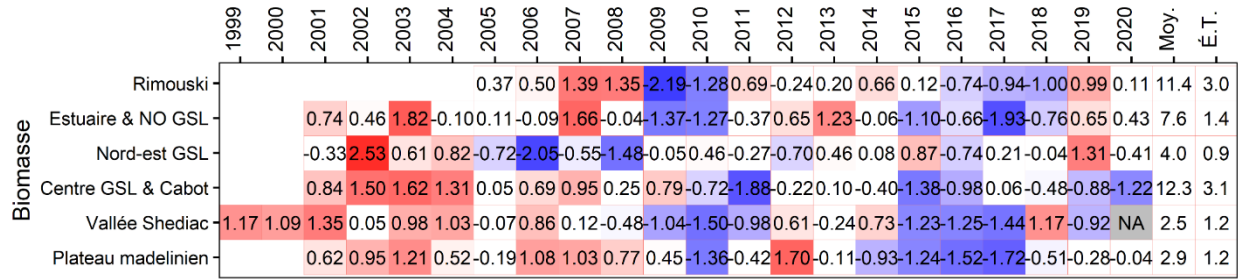


Figure 36. Série temporelle des anomalies annuelles normalisées de la biomasse du zooplancton (poids sec; g m<sup>-2</sup>) aux sites de monitoring à haute fréquence et dans les régions du golfe du Saint-Laurent. Les moyennes et écart-types par région pour la période de référence (1999–2020, ou 2005–2020 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 les anomalies inférieures à la moyenne, le rouge, celles supérieures à la moyenne, et le blanc représente les conditions normales. GSL : Golfe du Saint-Laurent.

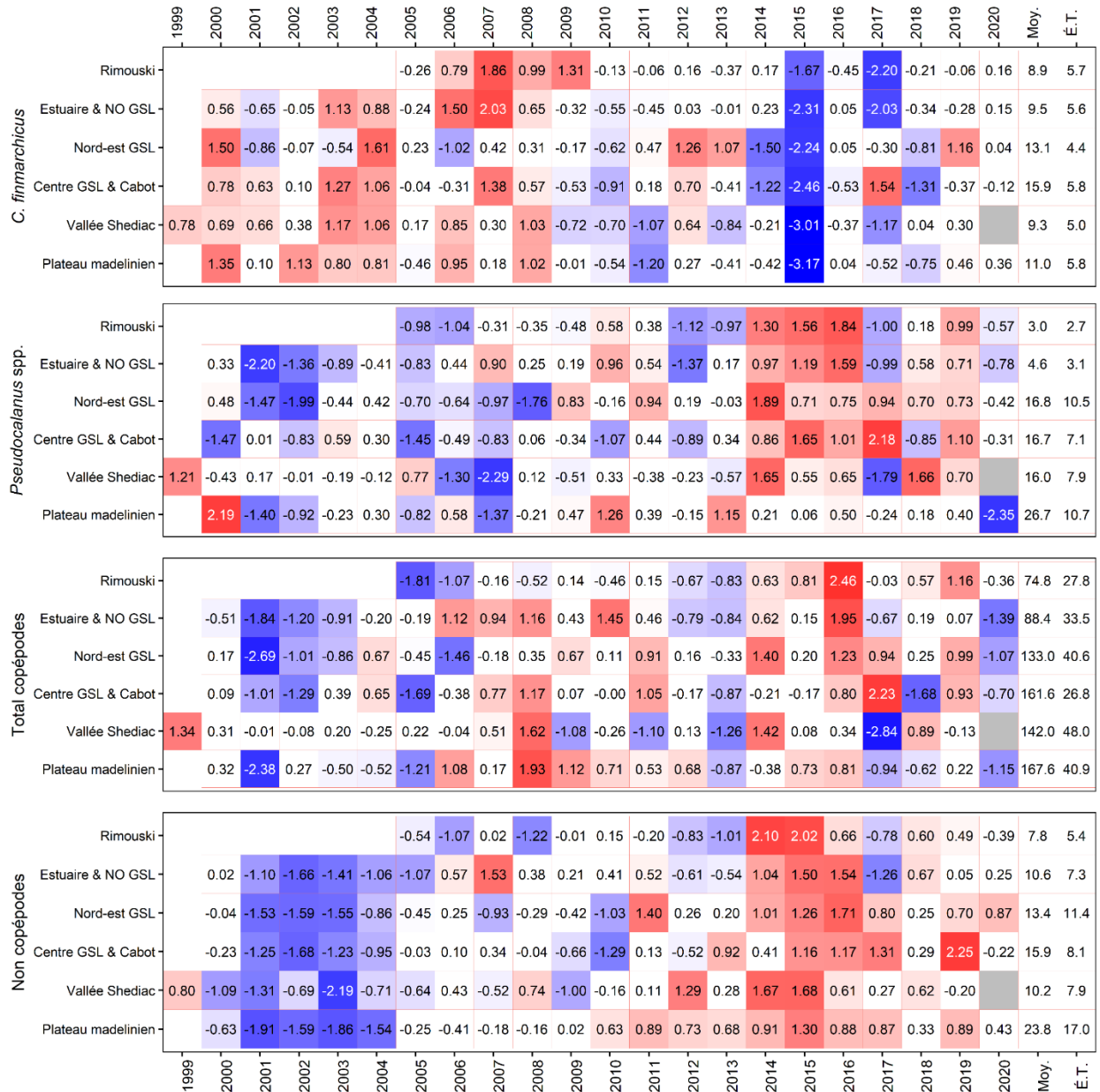


Figure 37. Série temporelle des anomalies annuelles normalisées d'abondance ( $\times 10^3$  ind  $m^{-2}$ ) de quatre indices de zooplancton aux sites de monitoring à haute fréquence et dans les régions du golfe du Saint-Laurent. Les moyennes et écart-types par région pour la période de référence (1999–2020, 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 les anomalies inférieures à la moyenne, le rouge, celles supérieures à la moyenne, et le blanc représente les conditions normales. GSL : Golfe du Saint-Laurent.



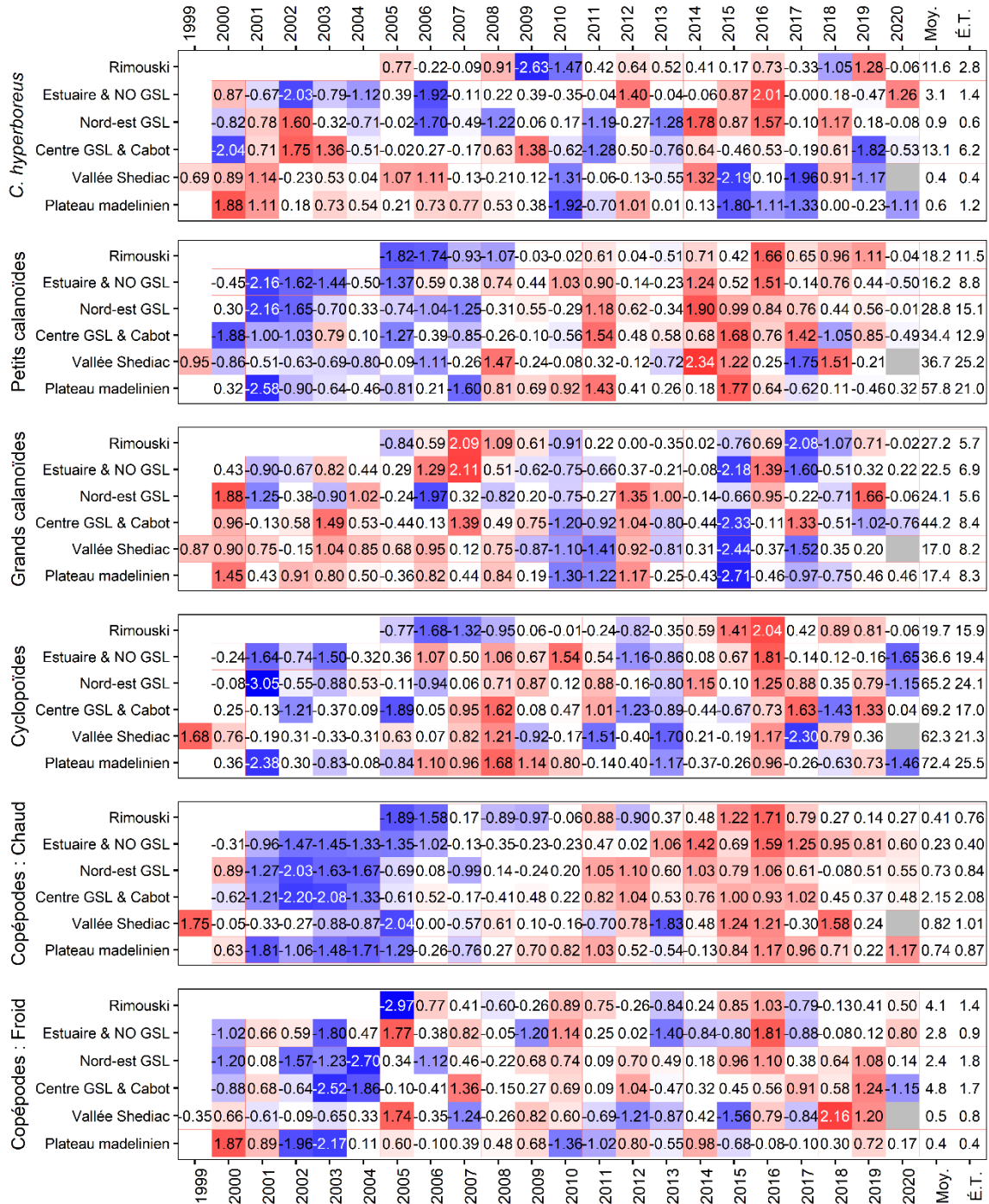


Figure 38. Série temporelle des anomalies annuelles normalisées d'abondance ( $\times 10^3 \text{ ind m}^{-2}$ ) de six indices de zooplancton aux sites de monitoring à haute fréquence et dans les régions du golfe du Saint-Laurent. Les moyennes et écart-types par région pour la période de référence (1999–2020, 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 les anomalies inférieures à la moyenne, le rouge, celles supérieures à la moyenne, et le blanc représente les conditions normales. Une liste détaillée des espèces incluses dans chaque grand indice de copépodes est présentée à l'annexe 1. GSL : Golfe du Saint-Laurent.

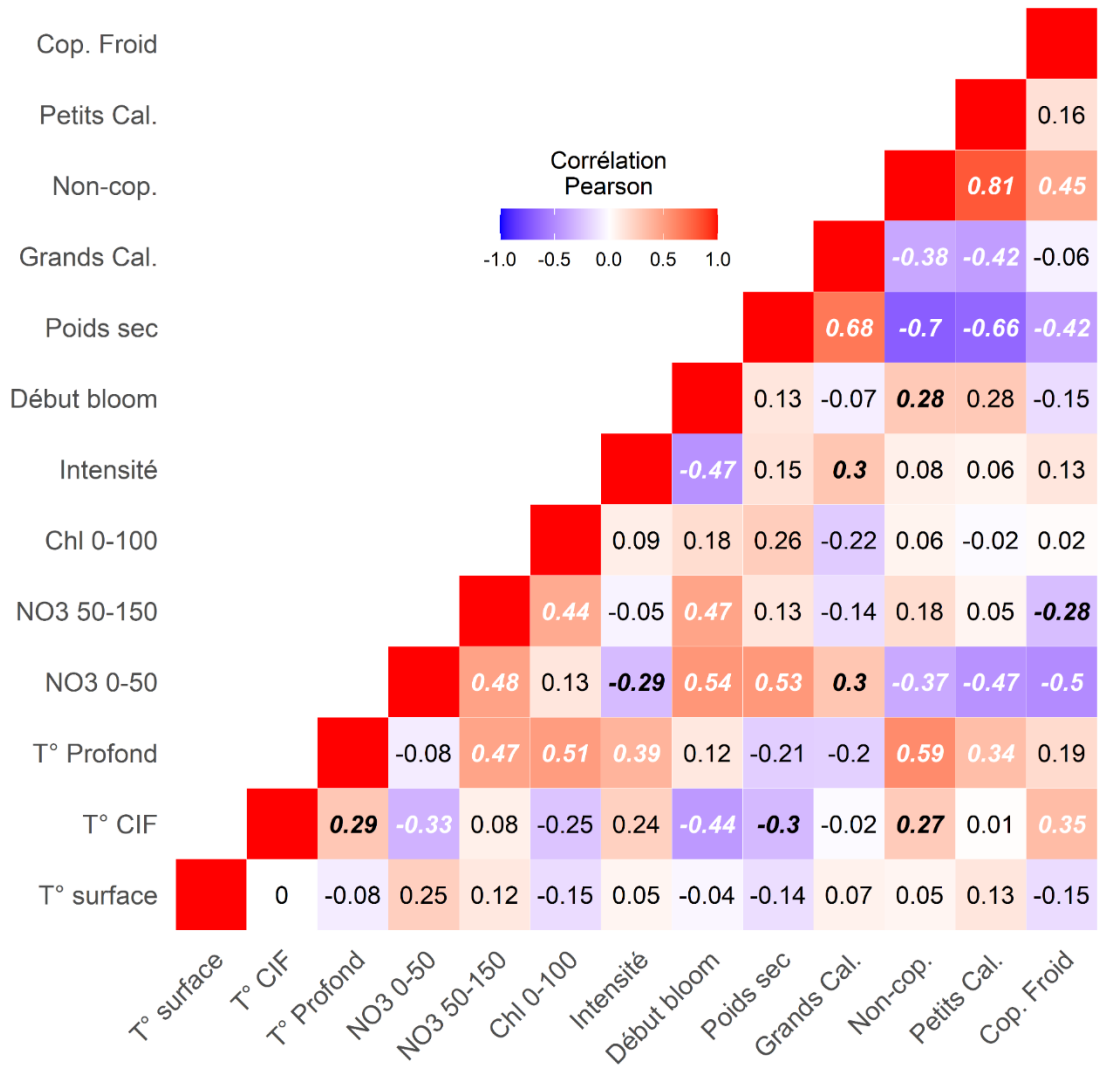


Figure 39. Matrice de corrélation pour la somme des anomalies de certains indices du golfe. La couleur rouge indique les corrélations positives alors que la couleur bleue indique les corrélations négatives. Les corrélations significatives sont indiquées en caractère gras noir ( $p < 0,1$ ), ou en caractère gras blanc ( $p < 0,05$ ).

## ANNEXES

Annexe 1. Liste des taxons associés à chaque indice de copépode.

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</i> spp.
	<i>Paracalanus parvus</i>
	<i>Pseudocalanus</i> spp.
	<i>Scolecithricella</i> spp.
	<i>Spinocalanus</i> spp.
	<i>Temora</i> spp.
	<i>Tortanus</i> spp.
Larges calanoïdes	<i>Anamolocera</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 conifera</i>
	<i>Triconia similis</i>
Copépodes d'eau froide	<i>Metridia longa</i>
	<i>Calanus glacialis</i>

Annexe 2. 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

Station	Indice	Année ( $p$ )	Mois ( $p$ )	R <sup>2</sup>
Rimouski	Chlorophylle <i>a</i> (0–100m)	<0,0001	<0,0001	0,42
	Nitrate (0–50m)	<0,0001	<0,0001	0,35
	Nitrate (50–150m)	<0,0001	<0,0001	0,27
	Nitrate (150–320m)	<0,0001	<0,0001	0,39
Vallée de Shediac	Chlorophylle <i>a</i> (0–100m)	<0,0001	<0,0001	0,37
	Nitrate (0–50m)	<0,001	<0,0001	0,33
	Nitrate (50–84m)	<0,0001	0,0001	0,21

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 groupes de phytoplancton.

Région	Indice	Année (p)	Mois (p)	R <sup>2</sup>
Rimouski	Diatomées	<0,0001	<0,0001	0,37
	Dinoflagellés	<0,0001	<0,0001	0,53
	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	0,33
	Diatomées/Flagellés	<0,0001	<0,0001	0,24
Vallée de Shediac	Diatomées	<0,0001	<0,001	0,33
	Dinoflagellés	<0,0001	0,07	0,34
	Flagellés	<0,0001	<0,0001	0,42
	Ciliés	0,09	0,5	0,06
	Total	<0,0001	<0,001	0,36
	Diatomées/Dinoflagellés	<0,0001	<0,001	0,35
	Diatomées/Flagellés	<0,0001	<0,0001	0,41

Annexe 4. 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 nutriments et la chlorophylle a.

Région	Indice	Année (p)	Saison (p)	Station(p)	R <sup>2</sup>
Estuaire	Chlorophylle a (0–100m)	<0,0001	<0,0001	0,5	0,48
	Nitrate (0–50m)	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,41
	N:P (0–50m)	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,4
	Si:N (0–50m)	<0,0001	<0,0001	0,6	0,5
	Nitrate (50–150m)	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,23
	N:P (50–150m)	<0,0001	0,5	<0,01	0,18
	Si:N (50–150m)	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,33
	Nitrate (150-btm)	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,88
	N:P (150-btm)	<0,001	0,03	0,5	0,1
Si:N (150-btm)	<0,0001	<0,001	<0,0001	0,42	
Nord-ouest du golfe	Chlorophylle a (0–100m)	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,32
	Nitrate (0–50m)	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,53
	N:P (0–50m)	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,47
	Si:N (0–50m)	<0,0001	<0,001	<0,0001	0,24
	Nitrate (50–150m)	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,42
	N:P (50–150m)	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,34
	Si:N (50–150m)	<0,0001	<0,01	<0,0001	0,31
	Nitrate (150-btm)	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,81
	N:P (150-btm)	<0,0001	0,03	<0,0001	0,31
Si:N (150-btm)	<0,0001	<0,001	<0,0001	0,41	
Nord-est du golfe	Chlorophylle a (0–100m)	<0,0001	<0,0001	0,2	0,23
	Nitrate (0–50m)	<0,0001	<0,0001	<0,01	0,73
	N:P (0–50m)	<0,0001	<0,0001	<0,01	0,75
	Si:N (0–50m)	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,24
	Nitrate (50–150m)	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,54
	N:P (50–150m)	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,58
	Si:N (50–150m)	<0,0001	0,2	<0,0001	0,34
	Nitrate (150-btm)	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,91
	N:P (150-btm)	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,58
Si:N (150-btm)	<0,0001	<0,01	<0,0001	0,53	
Centre du golfe	Chlorophylle a (0–100m)	<0,0001	0,08	0,3	0,15
	Nitrate (0–50m)	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,73
	N:P (0–50m)	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,73

Région	Indice	Année (p)	Saison (p)	Station(p)	R <sup>2</sup>
	Si:N (0–50m)	<0,0001	<0,001	0,09	0,27
	Nitrate (50–150m)	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,35
	N:P (50–150m)	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,44
	Si:N (50–150m)	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,49
	Nitrate (150-btm)	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,9
	N:P (150-btm)	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,48
	Si:N (150-btm)	<0,0001	0,2	<0,0001	0,28
Déroit de Cabot	Chlorophylle <i>a</i> (0–100m)	<0,0001	<0,001	0,2	0,23
	Nitrate (0–50m)	<0,0001	<0,0001	0,1	0,69
	N:P (0–50m)	<0,0001	<0,0001	0,5	0,7
	Si:N (0–50m)	<0,001	<0,01	0,02	0,15
	Nitrate (50–150m)	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,4
	N:P (50–150m)	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,44
	Si:N (50–150m)	<0,0001	0,01	<0,0001	0,41
	Nitrate (150-btm)	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,94
	N:P (150-btm)	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,44
	Si:N (150-btm)	<0,001	0,4	<0,0001	0,51
Plateau madelinien	Chlorophylle <i>a</i> (0–100m)	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,22
	Nitrate (0–50m)	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,56
	N:P (0–50m)	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,57
	Si:N (0–50m)	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,34
	Nitrate (50–150m)	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,7
	N:P (50–150m)	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,45
	Si:N (50–150m)	<0,0001	0,02	<0,0001	0,35

Annexe 5. 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.

Station	Indice	Année (p)	Mois (p)	R <sup>2</sup>
Rimouski	<i>Calanus finmarchicus</i>	<0,0001	<0,0001	0,5
	<i>Pseudocalanus</i> spp.	<0,0001	<0,0001	0,55
	Total copépodes	<0,0001	<0,0001	0,57
	Non-copépodes	<0,0001	<0,0001	0,42
	<i>Calanus hyperboreus</i>	<0,0001	<0,0001	0,43
	Petits calanoïdes	<0,0001	<0,0001	0,66
	Grands calanoïdes	<0,0001	<0,0001	0,33
	Cyclopoïdes	<0,0001	<0,0001	0,59
	Copépodes : Chaud	<0,0001	0,8	0,47
	Copépodes : Froid	<0,0001	<0,0001	0,45
	Poids sec	<0,0001	<0,0001	0,65
Vallée de Shediac	<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	0,18
	Non-copépodes	0,001	<0,001	0,21
	<i>Calanus hyperboreus</i>	<0,0001	<0,0001	0,67
	Petits calanoïdes	0,01	<0,0001	0,19
	Grands calanoïdes	<0,0001	<0,0001	0,35
	Cyclopoïdes	0,3	<0,0001	0,25
	Copépodes : Chaud	0,1	0,05	0,07
	Copépodes : Froid	0,07	<0,0001	0,3
	Poids sec	<0,0001	<0,0001	0,36



Annexe 6. 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.

Région	Indice	Année (p)	Saison (p)	Station(p)	R <sup>2</sup>
Estuaire et nord-ouest du Golfe	<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	0,77
	Non-copépodes	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,58
	<i>Calanus hyperboreus</i>	0,02	<0,0001	<0,0001	0,6
	Petits calanoïdes	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,68
	Grands calanoïdes	<0,0001	0,007	<0,0001	0,77
	Cyclopoïdes	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,73
	Copépodes: Chaud	<0,0001	0,009	<0,0001	0,51
	Copépodes: Froid	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,68
	Poids sec	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,79
Nord-est du Golfe	<i>Calanus finmarchicus</i>	<0,0001	<0,0001	0,01	0,22
	<i>Pseudocalanus</i> spp.	<0,0001	<0,01	<0,0001	0,3
	Total copépodes	<0,0001	<0,0001	<0,001	0,38
	Non-copépodes	<0,0001	0,01	<0,0001	0,46
	<i>Calanus hyperboreus</i>	0,03	<0,0001	<0,0001	0,59
	Petits calanoïdes	<0,0001	0,9	<0,0001	0,42
	Grands calanoïdes	0,02	<0,0001	<0,0001	0,45
	Cyclopoïdes	<0,0001	<0,0001	0,1	0,51
	Copépodes: Chaud	<0,0001	<0,0001	0,003	0,49
	Copépodes: Froid	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,45
	Poids sec	0,002	<0,0001	<0,0001	0,68
Centre du Golfe et détroit de Cabot	<i>Calanus finmarchicus</i>	<0,0001	<0,01	0,04	0,26
	<i>Pseudocalanus</i> spp.	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,28
	Total copépodes	0,02	<0,0001	<0,01	0,15
	Non-copépodes	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,46
	<i>Calanus hyperboreus</i>	<0,0001	<0,001	<0,0001	0,5
	Petits calanoïdes	<0,0001	0,7	<0,0001	0,3
	Grands calanoïdes	<0,0001	0,9	<0,0001	0,3
	Cyclopoïdes	<0,001	<0,0001	<0,01	0,23
	Copépodes: Chaud	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,48
	Copépodes: Froid	<0,001	0,2	0,3	0,09
	Poids sec	<0,0001	0,3	<0,0001	0,58
	<i>Calanus finmarchicus</i>	<0,0001	<0,001	<0,0001	0,32

Région	Indice	Année (p)	Saison (p)	Station(p)	R <sup>2</sup>
Plateau madelinien	<i>Pseudocalanus</i> spp.	<0,0001	<0,0001	0,6	0,11
	Total copépodes	<0,0001	<0,0001	<0,001	0,24
	Non-copépodes	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,49
	<i>Calanus hyperboreus</i>	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,5
	Petits calanoïdes	<0,0001	<0,001	<0,01	0,19
	Grands calanoïdes	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,5
	Cyclopoïdes	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,34
	Copépodes: Chaud	<0,0001	<0,0001	0,01	0,49
	Copépodes: Froid	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,4
	Poids sec	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,4