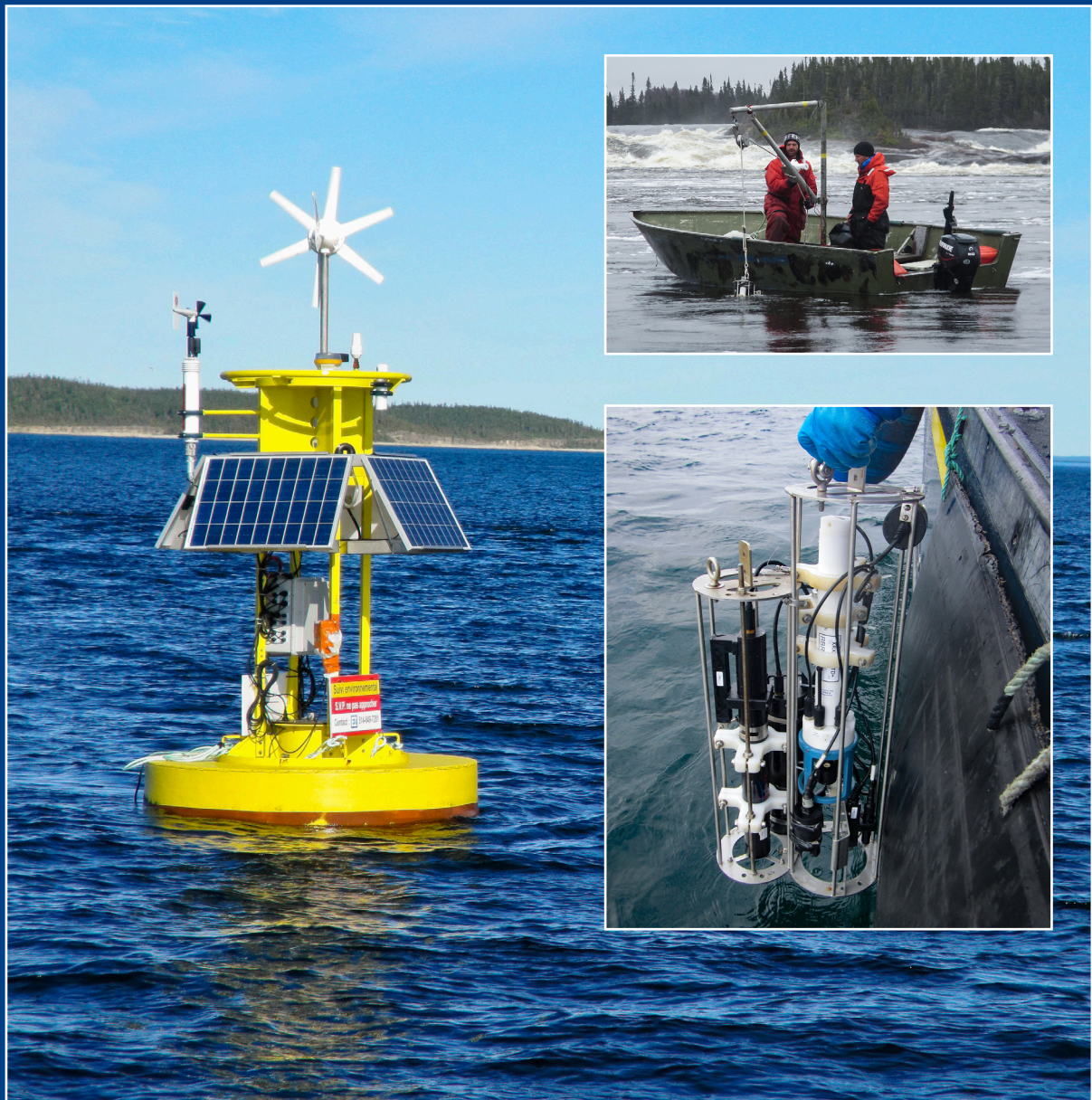


## Complexe de la Romaine

### Volume 2 – Production planctonique en milieu marin





**Complexe de la Romaine**

**Suivi environnemental 2017 en phase  
exploitation**

**Océanographie physique et biologique**

**Volume 2 – Production planctonique en milieu marin**

**Rapport final**

---


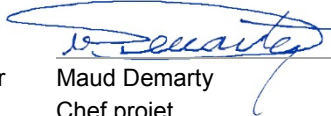

Mars 2019



**Complexe de la Romaine**  
**Suivi environnemental 2017 en phase**  
**exploitation**  
**Océanographie physique et biologique**  
**Volume 2 – Production planctonique en milieu marin**

**Rapport final**

Mars 2019

Préparé par	 Charles Deblois, biologiste Chargé de projet Englobe	2019-03-25
Validé par	 Maud Demarty Chef projet Englobe	2019-03-25
Approuvé par	 Responsable scientifique Alain Tremblay Conseiller – Environnement Hydro-Québec, Direction Environnement	2019-03-26

Le présent rapport a été préparé à la demande d'Hydro-Québec, dans le contexte déterminé par les termes spécifiques du mandat accordé à Englobe par Hydro-Québec et selon l'entente intervenue entre les deux parties. Aucune copie en tout ou en partie de ce rapport ne peut être réalisée par un tiers sans le consentement explicite d'Hydro-Québec.

---

## Sommaire – Volume 2

---

### Référence pour fins de citation :

DEBLOIS, C., M. DEMARTY ET A. TREMBLAY. 2018. *Complexe de la Romaine – Suivi environnemental 2017 en phase exploitation – Océanographie physique et biologique — Volume 2 — Production planctonique en milieu marin*. Préparé pour Hydro-Québec. 74 p. et annexes.

### Résumé :

Ce rapport présente le second suivi de la production planctonique et de la physicochimie de l'embouchure de la rivière Romaine depuis la mise en service du premier aménagement hydroélectrique du complexe. Les résultats permettent de comparer les conditions actuelles à celles de l'état de référence établi en 2013. La méthodologie utilisée en 2017 est similaire à celle de 2015. 2017 correspondait à une année de transition dans le cours du projet du complexe de la Romaine, durant laquelle les débits de la rivière Romaine ont été modulés par des contraintes liées au remplissage du réservoir de la Romaine 3 et à l'exploitation des aménagements de la Romaine-2 et de la Romaine-1.

Les nombreux paramètres mesurés, dont les phosphates, les silicates, les nitrates et la chlorophylle *a*, ont été sélectionnés en raison de leurs liens directs ou indirects avec la production planctonique, c'est-à-dire l'abondance du plancton dans la colonne d'eau, ou parce qu'ils permettent de mieux comprendre la dynamique de ces organismes dans la zone d'étude. Certains de ces paramètres sont mesurés pour répondre aux exigences spécifiques du programme de suivi, tandis que d'autres ont été ajoutés en 2015 puis en 2017 pour mieux cerner la dynamique planctonique de la zone d'étude. Pour ce faire, le programme comprenait deux volets : un volet de suivi continu, incluant l'installation de deux bouées instrumentées, et un volet de relevés et de prélèvements in situ à 11 stations fixes. Des mesures complémentaires au programme de suivi ont volontairement été incluses en 2017, tout comme en 2015, pour bonifier l'analyse de la dynamique de l'écosystème en décrivant l'amplitude de l'intrusion saline dans l'embouchure de la rivière Romaine.

De manière générale, les résultats de 2017 semblent confirmer ceux de 2013 et 2015, à savoir que la concentration en éléments nutritifs de la masse d'eau du chenal de Mingan est avant tout contrôlée par les apports provenant de l'eau au large de l'archipel des îles de Mingan. Cette masse d'eau, contenant peu de nitrate mais beaucoup de silice, peut avoir un effet limitant (rapport N:P) pour la production planctonique. La floraison planctonique printanière a été très précoce en 2017 malgré la présence de plaques de glace dans la zone d'étude. La floraison était dominée par des diatomées, bien adaptées à l'eau froide, et le phénomène s'est maintenu jusqu'en mai lorsque les teneurs en nitrate ont diminué au niveau le plus faible du suivi. Parallèlement, il y avait beaucoup de zooplancton dans la colonne d'eau en avril et en mai. Ainsi, au moment de la crue, la croissance du phytoplancton était limitée par les nitrates et subissait également une pression de prédation importante. Bien que moins évident en 2017, ce phénomène correspond à la dynamique planctonique qui avait été établie à partir des données de 2015. Finalement, contrairement à l'hypothèse de l'étude d'impact, l'apport en éléments nutritifs et en biomasse planctonique provenant de la rivière Romaine n'est pas significatif. C'est plutôt la masse d'eau en provenance du large, donc du détroit de Jacques-Cartier, qui détermine les teneurs en éléments nutritifs et l'abondance planctonique de la zone d'étude. Compte tenu de l'étendue du front salin, ces résultats indiquent que la rivière Romaine a très peu d'influence sur la production planctonique du chenal de Mingan. Cette année encore, la mise en service du complexe de la Romaine n'a apparemment pas eu d'impact sur la production planctonique dans le chenal de Mingan.

Mots-clés : Complexe de la Romaine, production planctonique, qualité de l'eau, front salin, chlorophylle *a*, éléments nutritifs, suivi en continu, modélisation





---

## Summary – Volume 2

---

### Report citation :

DEBLOIS, C., M. DEMARTY ET A. TREMBLAY. 2018. *Complexe de la Romaine – Suivi environnemental 2017 en phase exploitation – Océanographie physique et biologique — Volume 2 — Production planctonique en milieu marin*. Préparé pour Hydro-Québec. 74 p. et annexes.

### Abstract:

This report presents the second follow-up of the planktonic production and some physical and chemical parameters of the Romaine River mouth, since the commissioning of the first hydroelectric development of the Romaine Complex. The results provide a comparison of the current conditions with the baseline established in 2013. The methodology used in 2017 is similar to the one used in 2015. 2017 was a transition year in the course of the Romaine Complex project, during which the flows of the Romaine River were modulated by constraints related to the filling of the Romaine 3 Reservoir and the exploitation of the Romaine-2 and Romaine-1 developments.

The numerous parameters measured (e.g. phosphates, silicates, nitrates and chlorophyll *a*) were selected because of their direct or indirect link with planktonic production (i.e. plankton abundance in the water column) or because they provide a better understanding of the plankton dynamics in the study area. Some of these parameters are measured to meet the specific requirements of the monitoring program, while others were added in 2015 and then in 2017 to better understand the plankton dynamics in the study area. The program consisted of two components: (1) a continuous monitoring, including the installation of two instrumented buoys, and (2) a survey and *in-situ* sampling program at 11 fixed stations. Ancillary measurements were voluntarily included in 2017, as in 2015, to enhance the analysis of ecosystem dynamics by describing the extent of saline intrusion into the Romaine River mouth.

The 2017 results seem to confirm those of 2013 and 2015, namely that the nutrient concentration of the Mingan Channel waters is primarily controlled by the water inputs from the St-Lawrence Gulf, offshore from the Mingan Islands archipelago. This mass of water, containing little nitrate but a lot of silica, can have a limiting effect (N: P ratio) for planktonic production. Spring planktonic bloom was very early in 2017, despite the presence of ice patches in the study area. The bloom was dominated by diatoms, well adapted to cold water, and the phenomenon continued until May when nitrate levels decreased to the lowest level recorded. At the same time, there was a lot of zooplankton in the water column in April and May. Thus, at the time of the flood, phytoplankton growth was limited by nitrates and was also subject to significant predation pressure. Although less obvious in 2017, this phenomenon corresponds to the planktonic dynamic already established from the 2015 data. Finally, contrary to the impact study hypothesis, nutrient and biomass supply from the Romaine River was not significant. It is rather the water body coming from the open sea, namely from the Jacques-Cartier Strait, which determines the nutrient content and plankton abundance of the study area. Given the extent of the salt front, the results indicate that the Romaine River has very little influence on the planktonic production of the Mingan Channel. This year again, there was no evidence of a measurable impact of the Romaine Complex commissioning on the plankton production in the Mingan Channel.

**Key words:** Romaine Complex, planktonic production, water quality, saline intrusion, chlorophyll *a*, nutrients, continuous monitoring, modeling



# Équipe de réalisation

## Hydro-Québec

### Coordonnatrice du suivi environnemental

Maude Richard St-Vincent, conseillère environnement

### Responsables scientifiques

Alain Tremblay, conseiller environnement, Océanographe – Volets Production planctonique et Caractéristiques physiques de la zone de l'embouchure

## Englobe

### Directrice de projet

Maud Demarty, biologiste, chef de projet

### Chargés de projet

Maud Demarty, biologiste – Caractéristiques physiques

Catherine Lalumière, biologiste – Herbiers de zostère

Michel Belles-Isles, biologiste – Populations de la mye commune

Charles Deblois, biologiste – Production planctonique

### Relevés de terrain, analyse ou rédaction

Pierre-David Beaudry, technicien

Judith Boulianne, technicienne

Milène Courchesne, professionnelle en environnement

Sara Dubosq, océanographe

Nicolae Fugaru, géomaticien

Amélie Genovese, biologiste

Grégoire Ledoux, géographe

Isabelle Lefebvre, biologiste

Philippe Lemieux, géomaticien

Jessica Loiseau, technicienne

Delphine Marchand, biologiste

Jean-Denis Simard, technicien

## Équipe de réalisation (*suite*)

### Relevés de terrain, analyse ou rédaction (*suite*)

Michel Simoneau, biologiste

Dominique St-Hilaire, géographe

Patrick Verhaar, géomorphologue

### Soutien à la production du rapport

#### *Cartographie et géomatique*

Bérangère Andrieux, géomaticienne

Simon Arseneault, infographe

Nicolae Fugaru, géomaticien

Philippe Lemieux, géomaticien

Line Savoie, cartographe

#### *Révision et édition*

Isabelle Chartier, spécialiste en révision et en édition

Fannie Legault Poisson, spécialiste en révision et en édition

## Collaborations

### Uanan Experts-Conseils

Homer Nolin

Pierre Desjardins

### V/M Le Dauphin

Martin Boudreau

## Lexique des volumes 1 et 2

<i>Alexandrium</i> (genre)	Algues unicellulaires marines dont certaines espèces peuvent produire des composés neurotoxiques qui s'accumulent dans la chaîne trophique.
Baccilariophyte	Organisme photosynthétique microscopique couvert d'une enveloppe de silice et communément appelé diatomée.
Biovolume	Volume qu'occupe le corps d'un organisme dans l'espace.
Chaîne trophique	Ensemble des relations qui s'établissent entre des organismes en fonction de la façon dont ceux-ci se nourrissent.
Chlorophylle	Pigment donnant la couleur verte à tous les végétaux et centrale au processus de la photosynthèse pour sa capacité à absorber et à transférer l'énergie contenue dans la lumière du soleil.
Chlorophyte	Organisme photosynthétique microscopique communément appelé algue verte.
Cladocère	Groupe d'organisme faisant partie du zooplancton.
Conductivité	Capacité de l'eau à conduire un courant électrique. La conductivité est directement liée à la concentration en ions dans l'eau, notamment le sel.
Copépode	Groupe d'organisme faisant partie du zooplancton.
Cyanophyte	Bactérie photosynthétique appartenant au phytoplancton et communément appelée algue bleue ou cyanobactérie.
Dessalure	Diminution de la salinité de l'eau causée par un ajout en eau douce dans le milieu.
Étale	L'étale de pleine ou de basse mer désigne le moment où la marée ne baisse ni ne monte avant de commencer à changer.

Euhaline	Salinité normale de l'eau de mer. Salinité comprise entre 30 et 40 PSU.
Flot	Marée montante.
Front salin	Ligne de démarcation correspondant à la zone de contact entre la masse d'eau salée et la masse d'eau douce.
Jusant	Marée descendante.
Lugol	Solution d'iode permettant de fixer, de colorer et de conserver les cellules phytoplanctoniques.
Oligotrophe	Se dit d'un milieu aquatique généralement pauvre en éléments nutritifs.
Oxygène dissous	Concentration d'oxygène gazeux présent dans l'eau.
Pyranomètre	Capteur mesurant la quantité de radiation photosynthétiquement active.
Radiation photosynthétiquement active	Radiation solaire comprise entre 400 et 700 nm correspondant aux spectres de longueurs d'ondes que les organismes photosynthétiques peuvent utiliser pour la photosynthèse.
Régime hydrologique	Ensemble des variations de l'état d'un cours d'eau qui se répètent régulièrement dans le temps et dans l'espace (p. ex. variations saisonnières).
Semi-variogramme	Fonction mathématique utilisée en géostatistique pour le krigeage.
Silice réactive	Silice sous la forme d'ions silicates directement assimilables par le vivant.
Stœchiométrie	Proportion des éléments dans une solution donnée.
Surpondérant	En mathématique et statistique, relatif à la force, au poids de certaines données par rapport à d'autres. La surpondération donne une importance haute disproportionnée par rapport au jeu de données.

Taxonomie	Identification à l'espèce et au genre des organismes dans un échantillon biologique.
Turbidité	Mesure de la transmission de la lumière dans l'eau liée au processus de réflexion – réfraction – diffraction. La turbidité est un bon indicateur de la concentration de matière en suspension dans la colonne d'eau.
Zone photique	Portion de la colonne d'eau où l'on trouve une quantité significative (> 1 %) de la lumière mesurée à la surface.





# Table des matières

## Volume 2

ÉQUIPE DE RÉALISATION.....	IX
LEXIQUE DES VOLUMES 1 ET 2 .....	XI
TABLE DES MATIÈRES.....	XV
<b>1 INTRODUCTION DES VOLUMES 1 ET 2 .....</b>	<b>1</b>
<b>1.1 Mise en contexte .....</b>	<b>1</b>
<b>1.2 Historique des suivis, engagements et obligations.....</b>	<b>2</b>
<b>1.3 Objectifs du suivi 2017 en océanographie.....</b>	<b>3</b>
<b>5 PRODUCTION PLANCTONIQUE EN MILIEU MARIN .....</b>	<b>7</b>
<b>5.1 Introduction .....</b>	<b>7</b>
5.1.1 Contexte spécifique .....	7
5.1.2 Zone d'étude .....	7
5.1.3 La production planctonique.....	9
5.1.4 Objectif principal, complémentaire et hypothèse de travail.....	9
5.1.5 État des connaissances .....	10
<b>5.2 Méthodes.....</b>	<b>13</b>
5.2.1 Approche méthodologique et localisation du suivi 2017 de la production planctonique en milieu marin.....	13
5.2.2 Programme de suivi en continu au moyen de bouées automatisées .....	13
5.2.2.1 Caractéristiques des bouées.....	13
5.2.2.2 Configuration des instruments et du contrôleur .....	15
5.2.2.3 Période de déploiement et retour de données .....	15
5.2.3 Programme de suivi régulier et activités complémentaires.....	17
5.2.3.1 Méthodologie spécifique au profilage.....	18
5.2.3.2 Méthodologie spécifique aux prélèvements d'eau .....	20
5.2.4 Contrôle qualité et sélection des données .....	26
5.2.4.1 Séries temporelles .....	26
5.2.4.2 Profils .....	26
<b>5.3 Résultats et discussion .....</b>	<b>28</b>
5.3.1 Caractéristiques hydrologiques de la période de suivi.....	28
5.3.2 Données spatio-temporelles des bouées et du programme régulier de suivi de la qualité de l'eau .....	30
5.3.2.1 Température.....	33
5.3.2.2 Salinité .....	35
5.3.2.3 Turbidité .....	37
5.3.2.4 Éléments nutritifs et production planctonique .....	37
5.3.2.5 Analyse des profils .....	43
5.3.2.6 Dynamique planctonique.....	51
<b>5.4 Conclusion.....</b>	<b>60</b>
<b>6 CONCLUSIONS DES VOLUMES 1 ET 2.....</b>	<b>63</b>

<b>7</b>	<b>RÉFÉRENCES.....</b>	<b>67</b>
7.1	Chapitre 1 – Introduction des volumes 1 et 2.....	67
7.2	Chapitre 5 – Production planctonique en milieu marin .....	67

## Liste des tableaux

Tableau 1.1	Paramètres océanographiques biologiques et physiques faisant l'objet d'un suivi environnemental.....	2
Tableau 5.1	Caractéristiques techniques des instruments de mesure déployés sur les bouées.....	15
Tableau 5.2	Synthèse des profils et échantillons prélevés à chaque station par campagne et, entre parenthèses, pour l'ensemble du projet.....	21
Tableau 5.3	Valeurs des limites utilisées pour le contrôle de la qualité des données .....	27
Tableau 5.4	Statistiques descriptives des variables mesurées par les bouées des stations P1 et P2.....	30
Tableau 5.5	Statistiques descriptives des variables mesurées aux bouées des stations P1 et P2 pour les périodes Historique de crue et Été-Automne .....	33

## Liste des figures

Figure 5.1	Schéma de la bouée instrumentée de la station P2.....	14
Figure 5.2	Comparaison des débits moyens journaliers (1999-2014, 2015 et 2017) mesurés à la station ROMA665 (PK 5,2) entre le 1 <sup>er</sup> avril et le 30 septembre.....	29
Figure 5.3	Synthèse des résultats physicochimiques et biologiques des séries temporelles obtenues aux stations P1 et P2 .....	31
Figure 5.4	Comparaison interannuelle de la température de l'eau mesurée par les bouées.....	34
Figure 5.5	Comparaison interannuelle de la salinité de l'eau mesurée par les bouées .....	36
Figure 5.6	Comparaison interannuelle de la turbidité de l'eau mesurée par les bouées .....	38
Figure 5.7	Évolution des concentrations de sels nutritifs et de chlorophylle a et variations des rapports stœchiométriques N:P et Si:N durant la campagne 2017 .....	39
Figure 5.8	Profils types d'oxygène et de turbidité enregistrés à marée haute et marée basse dans les zones 1, 5 et 7 pour les périodes Historique de crue et Été-Automne .....	49
Figure 5.9	Profils types de nitrate et de chlorophylle enregistrés à marée haute et marée basse dans les zones 1, 5 et 7 pour les périodes Historique de crue et Été-Automne .....	50
Figure 5.10	Distribution relative du biovolume phytoplanctonique de la rivière Romaine au large des îles de Mingan.....	53
Figure 5.11	Comparaison de la profondeur (m) de la zone photosynthétiquement active (10 % de la lumière de surface) pour les années 2013, 2015 et 2017.....	55
Figure 5.12	Évolution de la dynamique des communautés zooplanctoniques dans le chenal de Mingan et à la station P3.....	57
Figure 5.13	Abondance du zooplancton (individus par m <sup>3</sup> ) aux stations P1 à P7 en 2013, 2015 et 2017 .....	59

## Liste des cartes

Carte 1.1	Cours d'eau, estuaires et systèmes côtiers reliés aux aménagements du complexe de la Romaine.....	5
Carte 5.1	Localisation de la zone d'étude, des stations d'échantillonnage du programme régulier et des bouées.....	8
Carte 5.2	Zone d'influence du panache de la rivière Romaine sur la concentration en salinité de la zone d'étude à quatre stades de marée en 2017 – Période Historique de crue .....	45
Carte 5.3	Zone d'influence du panache de la rivière Romaine sur la concentration en salinité de la zone d'étude à quatre stades de marée en 2017 – Période Été–Automne.....	47

## Liste des annexes

Annexe 5.1	Résultats des tests de performance des capteurs installés sur les bouées
Annexe 5.2	Synthèse des activités réalisées à chaque campagne du programme de suivi de 2017
Annexe 5.3	Comparaison des concentrations moyennes en sels nutritifs des différents types de prélèvement (écume, intégré, fond) du programme de suivi 2017
Annexe 5.4	Profils 2013, 2015 et 2017 réalisés aux stations P1 à P10



# 1 Introduction des volumes 1 et 2

## 1.1 Mise en contexte

Le projet du complexe de la Romaine, un aménagement hydroélectrique de 1 550 MW sur la rivière Romaine, est localisé dans la municipalité régionale de comté de Minganie, dans la région administrative de la Côte-Nord. La rivière Romaine coule du nord au sud, depuis le plateau laurentien jusqu'à son embouchure qui s'ouvre dans le golfe du Saint-Laurent, près de Havre-Saint-Pierre, au Québec. À son embouchure, la rivière Romaine possède un bassin versant d'environ 14 470 km<sup>2</sup> (Hydro-Québec, 2007). En aval du projet, les zones d'étude englobent l'embouchure de la Romaine ainsi que le chenal de Mingan, qui recouvre une partie de l'archipel de Mingan (carte 1.1). Un débit réservé est maintenu à Romaine-3 et Romaine-2 et sera maintenu à Romaine-4 pour la protection du poisson et des habitats. En aval de la Romaine-1, le régime de débits réservés écologiques est modulé en fonction des besoins du saumon atlantique qui fréquente cette section de la rivière.

Chaque aménagement comprendra un barrage en enrochement, une centrale munie de deux groupes turbines-alternateurs et un évacuateur de crues. La superficie totale des quatre réservoirs est de 279 km<sup>2</sup>. L'aménagement de la Romaine-4, situé à la tête du complexe (PK 191,9 de la rivière Romaine), sera mis en service en 2021. Il sera doté d'une centrale en surface de 245 MW. L'aménagement de la Romaine-3 est établi au PK 158,4 de la rivière. La centrale, qui offre une puissance de 395 MW, a été mise en service pendant l'automne 2017. Plus en aval, à la hauteur du PK 90,3, l'aménagement de Romaine-2 est en exploitation depuis décembre 2014 et produit 640 MW. Enfin, au PK 51,5, on trouve l'aménagement de la Romaine-1, d'une puissance installée de 270 MW. Le remplissage du réservoir de la Romaine 1 s'est effectué durant l'automne 2015 et la mise en service de la centrale a été finalisée en décembre 2015. Le complexe de la Romaine offrira une production annuelle moyenne de 8 TWh. Le projet comprend également la construction de la route de la Romaine, qui relie la route 138 aux quatre aménagements, couvrant une distance totale de quelque 150 km.

## 1.2 Historique des suivis, engagements et obligations

La construction du complexe a débuté à la suite de l'obtention, en mai 2009, du certificat d'autorisation (décret n° 530-2009). L'obtention de ce certificat est associée à la mise en place d'un programme de suivi environnemental, de mesures d'atténuation et de mesures de compensation, tel qu'annoncé dans l'étude d'impact et son complément (Hydro-Québec, 2007; 2008). Les conditions associées aux permis délivrés par les autorités provinciales et fédérales entraînent aussi une série d'obligations complémentaires. Conséquemment, des protocoles couvrant les divers éléments du suivi environnemental ont été déposés aux autorités à la fin de 2009 (Hydro-Québec, 2010).

Pour les différents volets du suivi en océanographie physique et biologique, les engagements proviennent du certificat d'autorisation du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (maintenant MDDELCC) (no. 530-2009), et en vertu de l'autorisation du ministère des Pêches et des Océans du Canada (no. 2015-006).

Le complexe de la Romaine fait donc l'objet d'un suivi exhaustif des conditions océanographiques depuis plusieurs années. Parmi les paramètres physiques et biologiques étudiés, notons entre autres : régime thermique, turbidité, dynamique sédimentaire, bathymétrie et altimétrie, herbiers de zostère marine, population et habitat de la mye commune, production planctonique, etc. Il faut noter que les suivis actuels correspondent à une phase de transition puisque tous les aménagements du complexe ne sont pas encore réalisés. À la suite de la mise en service de la centrale de la Romaine-4, planifiée en 2021, il sera possible de comparer l'ensemble des impacts anticipés avec les résultats obtenus lors des études de suivi environnemental. Le tableau 1.1 présente le programme de suivi environnemental spécifique aux activités océanographiques (Hydro-Québec, 2010), correspondant aux engagements d'Hydro-Québec.

La revue des études antérieures est présentée de manière spécifique dans chaque chapitre correspondant aux différents volets de l'étude.

**Tableau 1.1 – Paramètres océanographiques biologiques et physiques faisant l'objet d'un suivi environnemental**

Objet	Conditions pré-projet ("actuelles" <sup>1</sup> )				Conditions après-projet ("futures" <sup>1</sup> )																																			
	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031	2032	2033	2034	2035	2036	2037	2038	2039	2040							
<b>Océanographie physique et biologique</b>																																								
Caractéristiques physiques de la zone de l'embouchure						R		•		•		•		•																										
Herbiers de zostère marine						R		•		•		•		•																										
Populations et habitats de la mye commune						R		•		•		•		•																										
Frayères à capelan						R		•		•		•		•																										
Fraie de l'éperlan arc-en-ciel							•	•																																
Production planctonique en milieu marin							•	•					•																											

<sup>1</sup> Selon la nomenclature du Programme de suivi environnemental, Hydro-Québec 2010

### 1.3 Objectifs du suivi 2017 en océanographie

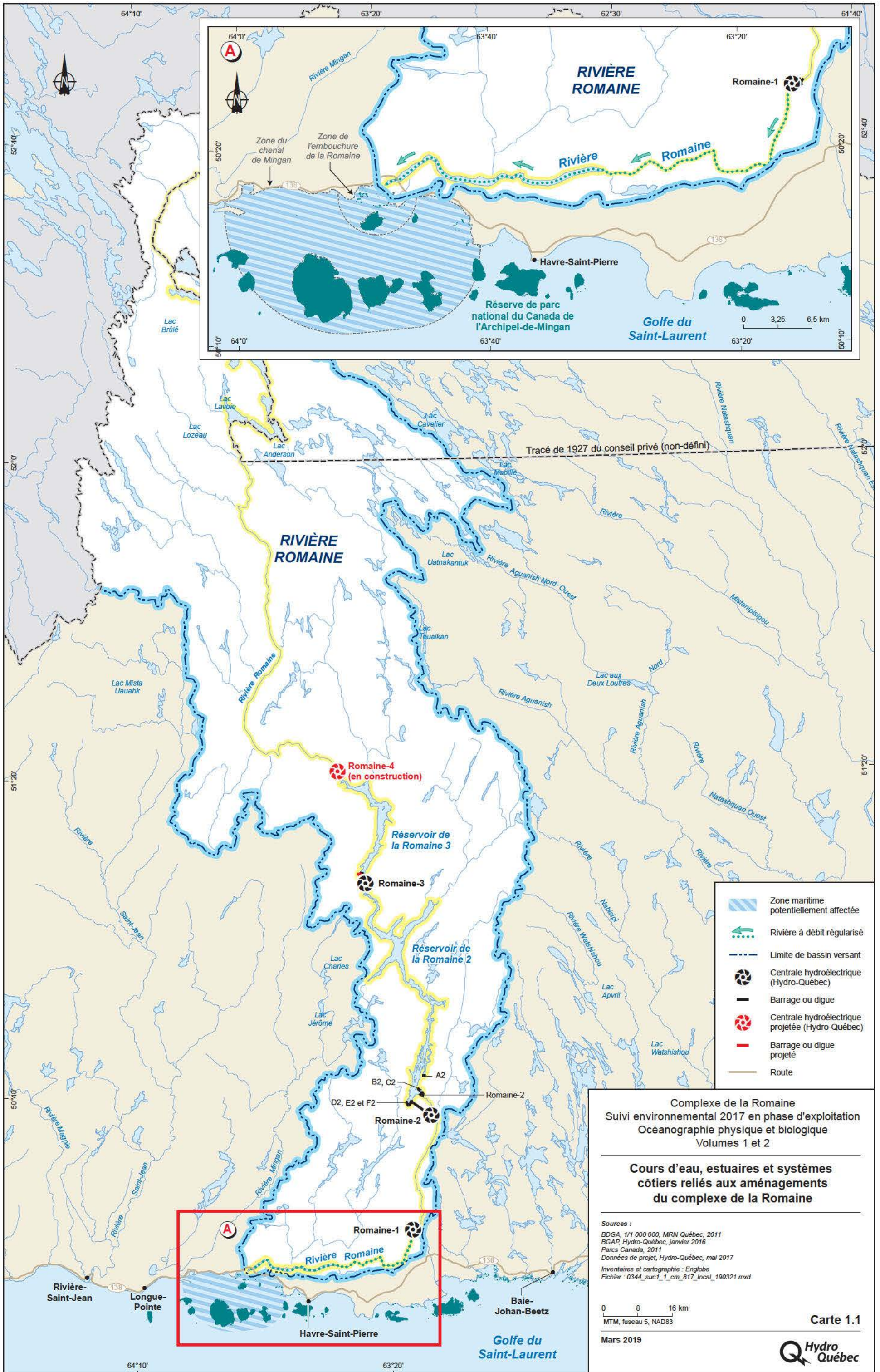
L'objectif de cette étude est de réaliser le suivi des conditions océanographiques physiques et biologiques à l'embouchure de la rivière Romaine. Plus précisément, il s'agit d'étudier :

- les caractéristiques physiques de l'embouchure de la rivière Romaine (chapitre 2, volume 1);
- les herbiers de zostère marine (chapitre 3, volume 1);
- les populations et les habitats de la mye commune (chapitre 4, volume 1);
- le substrat des frayères à capelan (chapitre 2, volume 1);
- la production planctonique en milieu marin (chapitre 5, volume 2).

Les données recueillies visent à documenter les modifications causées par les changements des régimes hydrologiques et sédimentaires de la rivière Romaine à la suite de la mise en eau des réservoirs et de l'exploitation des centrales du Complexe de la Romaine. Il s'agit de comparer les conditions actuelles avec celles de l'année de référence (2013), de la première année d'exploitation (2015) ainsi que celles des zones témoins pour chacune des composantes du suivi. Puisque l'aménagement de la Romaine-2 a été mis en service en 2014, celui de la Romaine-1 en 2015 et celui de la Romaine-3 à la fin de 2017, la présente étude constitue la seconde année de suivi en phase exploitation.









# 5 Production planctonique en milieu marin

## 5.1 Introduction

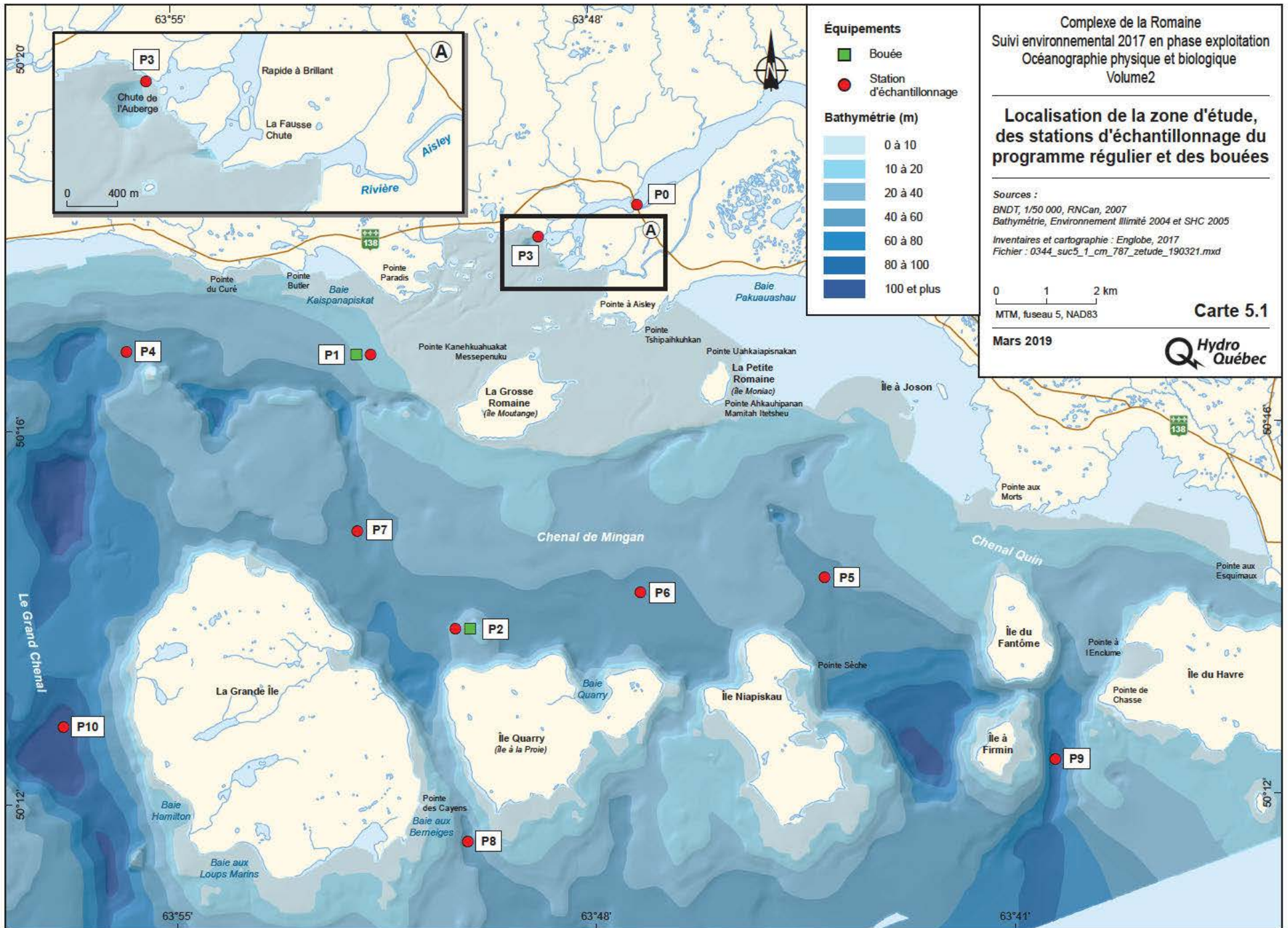
### 5.1.1 Contexte spécifique

Le programme de suivi de la production planctonique en milieu marin présenté dans le présent volume 2 de l'étude est l'un des éléments complémentaires requis dans le cadre de l'obtention, en mai 2009, du certificat d'autorisation (décret n° 530-2009) pour la construction du complexe hydroélectrique de la Romaine. L'obtention de ce certificat était associée à la mise en place d'un programme de suivi environnemental, de mesures d'atténuation et de mesures de compensation, comme annoncé dans l'étude d'impact et son complément (Hydro-Québec, 2007, 2008). Hydro-Québec devait aussi répondre aux obligations complémentaires conditionnelles à l'émission des autorisations délivrées par les autorités provinciales et fédérales. Une fois en place, le programme de suivi devait couvrir un minimum de cinq années, soit l'an 1, 3 et 5 suivant la mise en service de la centrale de la Romaine-2 qui a eu lieu en 2014. Le suivi de 2017, présenté dans ce volume, représente le second de trois suivis, c'est-à-dire celui de l'an 3 de la phase exploitation. Le programme de suivi de la production planctonique en milieu marin a été spécifiquement mis en place pour répondre aux exigences et aux obligations relatives à ce volet.

### 5.1.2 Zone d'étude

Pour ce volet, la zone d'étude couvre un vaste territoire qui s'étend sur près de 292 km<sup>2</sup>. Ce territoire comprend les différentes zones susceptibles d'être influencées par les apports en eau douce de la rivière Romaine, ce qui inclut l'embouchure de la rivière Romaine et le chenal de Mingan (carte 5.1). Le centre de la zone se situe 15 km à l'ouest de Havre-Saint-Pierre et s'étend de l'embouchure de la rivière Romaine jusqu'à une fine portion située dans le détroit de Jacques-Cartier au sud de l'archipel du chenal de Mingan, dans le golfe du Saint-Laurent. La zone inclut aussi la station P0 à même la rivière Romaine, à 2 km en amont de l'embouchure (carte 5.1). Cette station, non exigée dans le cadre du programme de suivi initial, a été ajoutée lors du suivi de 2015 afin de documenter certaines caractéristiques de la qualité de l'eau de la rivière Romaine avant qu'elle ne se mélange à l'eau de l'embouchure.

L'étude d'impact du projet (Hydro-Québec Production, 2008) décrit la zone de l'embouchure et le milieu marin récepteur comme suit : « La zone de l'embouchure est une vaste baie peu profonde, délimitée au large par les îles La Grosse Romaine et La Petite Romaine, qui se découvre de plus de 25 % à marée basse. La Romaine s'y déverse par un exutoire principal à écoulement continu (la chute de l'Auberge) et par deux exutoires secondaires dont l'écoulement varie en fonction des conditions hydrauliques (La Fausse Chute et la rivière Aisley). Ces deux seuils et le rapide à Brillant, plus en amont, empêchent la propagation de la marée dans la Romaine. » Parallèlement, le chenal de Mingan peut être décrit comme un milieu dynamique, puisqu'il est constamment influencé par l'alternance des courants de marée et des apports d'eau douce des rivières Mingan, Lechasseur et Romaine. Le dynamisme des masses d'eaux, jumelé à l'hétérogénéité des habitats aquatiques que le chenal de Mingan renferme, font de ce milieu un riche habitat pour la faune et la flore marine, ainsi qu'un site de choix pour la pêche commerciale et les activités récréotouristiques comme l'observation des mammifères marins.



### 5.1.3 La production planctonique

Spécifiquement, ce suivi vise à étudier l'abondance du plancton présent à l'embouchure de la rivière Romaine et dans le chenal de Mingan avant et après la mise en exploitation des différents ouvrages du complexe hydroélectrique de la Romaine. Voici ce qui est entendu par « plancton » dans le cadre de ce projet. Le plancton se divise en deux grands groupes de micro-organismes, qui se développent et dérivent au gré des courants dans la colonne d'eau. Le premier groupe est le phytoplancton et inclut un vaste ensemble d'organismes majoritairement unicellulaires et microscopiques faisant la photosynthèse. Le phytoplancton tire son énergie du soleil et puisent les sels nutritifs comme l'azote et le phosphore directement dans la colonne d'eau. Le second groupe est le zooplancton. Il s'agit d'organismes microscopiques et macroscopiques du règne animal. Le zooplancton s'alimente du phytoplancton et des bactéries de la colonne d'eau et regroupe des dizaines d'espèces. Le phytoplancton et le zooplancton constituent des maillons importants de la chaîne alimentaire des milieux aquatiques, notamment pour les poissons et autres organismes supérieurs.

De nombreux paramètres sont mesurés et présentés dans ce rapport. Ils ont été sélectionnés en raison de leurs liens directs ou indirects avec la production planctonique, c'est-à-dire l'abondance du plancton dans la colonne d'eau, ou parce qu'ils permettent de mieux comprendre la dynamique de ces organismes dans la zone d'étude. Il y a d'abord les paramètres physiques comme la température, la disponibilité en lumière et la turbidité ou la salinité. Ces paramètres influencent la croissance et l'activité photosynthétique du phytoplancton. Il y a aussi les paramètres chimiques comme les concentrations de nitrate, de phosphate et de silicate, des sels nutritifs essentiels pour la croissance du phytoplancton, ou l'oxygène et le dioxyde de carbone, deux gaz étroitement liés au processus de la photosynthèse. Finalement, il y a les paramètres biologiques : comme les concentrations de chlorophylle *a* (pour le phytoplancton) et la réalisation du dénombrement et de l'identification des espèces de phytoplancton et de zooplancton au microscope.

Certains de ces paramètres sont mesurés pour répondre aux exigences spécifiques du programme de suivi, tandis que d'autres ont été ajoutés en 2015 puis en 2017 pour mieux cerner la dynamique planctonique de la zone d'étude. La distinction entre ces paramètres est présentée dans la section suivante.

### 5.1.4 Objectif principal, complémentaire et hypothèse de travail

L'objectif principal de ce suivi est de relever certaines caractéristiques liées à la production planctonique (quantité d'organismes et composition de la communauté) et à la physicochimie de la colonne d'eau à l'embouchure de la rivière Romaine et dans la zone du chenal de Mingan. Il s'agit de pouvoir comparer les conditions naturelles des années de référence (avant 2014) avec celles qui prévalent après la mise en eau du réservoir de la Romaine 2 en 2014 et de la Romaine 1 en 2015. Il est à noter que les conditions d'hydraulique de la rivière Romaine en 2017 correspondent à un état transitoire, en attente de l'achèvement du complexe de la Romaine prévu pour 2021. Ainsi, cette étude constitue la seconde année de suivi sur les trois années prévues en phase exploitation.

Les objectifs de ce suivi se divisent en deux groupes : 1) l'objectif principal, lié aux obligations de suivi issues du certificat d'autorisation; et 2) une série d'objectifs complémentaires, qui n'ont pas été exigés par les organismes gouvernementaux dans le cadre du programme de suivi officiel, mais qui ont tout de même été réalisés de manière proactive par Hydro-Québec. L'objectif principal et obligatoire consiste à réaliser le suivi de l'abondance planctonique et de certains paramètres physicochimiques, notamment la température, la salinité, la turbidité et les concentrations de nitrate de la colonne d'eau. Les objectifs complémentaires visent, quant à eux, à identifier les facteurs qui modifient l'abondance planctonique et la physicochimie de la zone d'étude. Ces objectifs incluent les mesures de la composition spécifique du phytoplancton et du zooplancton, le suivi de l'étendue du front salin ainsi que des mesures de silice, d'ammonium et de phosphore dans la colonne d'eau. La réalisation des objectifs complémentaires permet de mieux interpréter l'ensemble des résultats obtenus dans le cadre du programme de suivi, mais demeure optionnelle puisqu'elle n'est pas liée à une exigence ministérielle.

Pour atteindre les objectifs du programme, les hypothèses suivantes ont été vérifiées :

- Les caractéristiques physicochimiques, comme les teneurs en nitrate et en silice, ou encore, la turbidité des eaux du panache de la rivière Romaine, ne sont pas modifiées à la suite de la mise en eau des réservoirs et de l'exploitation des centrales;
- L'abondance et la composition spécifique de la communauté planctonique ne sont pas modifiées par les changements hydrologiques de la rivière Romaine ou par un effet indirect associé à ces changements;
- La zone d'influence du panache de la rivière Romaine n'est pas altérée par les modifications du débit engendrées par la mise en eau du réservoir de la Romaine 2 et de la Romaine 1, et par l'exploitation des centrales correspondantes.

### **5.1.5 État des connaissances**

Une revue de littérature a été effectuée pour établir la variabilité annuelle liée à l'état de référence du milieu étudié. À l'instar de l'étude d'impact, certaines études fournissent des comparables clairs concernant les aspects physiques (salinité, température et courants) et chimiques (éléments nutritifs et turbidité). L'étude de référence menée à l'été 2013 et l'étude en phase d'exploitation menée en 2015 fournissent quant à elles les premières données scientifiques relatives à la production planctonique (abondance, taxonomie et chlorophylle *a*) pouvant être utilisées à des fins de comparaison. En outre, il ressort de cette revue que la zone de suivi a très peu été étudiée par la communauté scientifique. L'ensemble des données colligées par Hydro-Québec dans le cadre du projet Romaine contribue significativement à l'avancement des connaissances de cet écosystème marin.

#### ***Lorrain et coll. (2005)***

Des campagnes d'échantillonnage ont été réalisées en 2004 pour mieux caractériser la charge sédimentaire et l'évolution des apports en sédiments, ainsi que pour décrire les habitats de fraie, d'alevinage et d'alimentation des principales espèces vivant dans la zone de l'embouchure de la rivière Romaine.

Globalement, on trouve dans ce rapport les informations suivantes :

- En période de crue, la zone de l'embouchure constitue un milieu d'eau douce à légèrement saumâtre probablement homogène. Il évolue vers un milieu stratifié où le fond est soumis à des conditions marines croissantes (au gré des marées et selon l'intensité des débits « intermédiaires »,  $200 \text{ m}^3/\text{s} < x < 500 \text{ m}^3/\text{s}$ ) à maximales en période d'étiage ( $< 200 \text{ m}^3/\text{s}$ );
- Le flot d'eau douce généré par la rivière Romaine affecte la salinité des eaux de surface dans le chenal de Mingan par la formation d'un panache qui se déplace au gré des forts courants de marée.

### ***Lorrain et coll. (2006)***

Ce suivi confirme les résultats suivants :

- La majeure partie du flot d'eau douce est évacuée par le chenal central et s'écoule en un panache plus ou moins large selon le débit, jusqu'aux rives des îles de l'archipel situées au large à plus de 10 km;
- Il est possible que l'eau douce atteigne les rives des îles en période de crue, mais des conditions euhalines ont surtout été observées avec des valeurs de salinité de 14 à 22 ‰ dans les premiers centimètres de la colonne d'eau.

### ***Environnement Illimité (2014)***

En 2013, une série de relevés a été réalisée pour caractériser la production planctonique et certains aspects associés à la physicochimie de la masse d'eau de l'embouchure et du chenal de Mingan. Les données recueillies durant ce suivi contribuent à décrire les caractéristiques du milieu en conditions naturelles, en fournissant notamment les premiers résultats de production planctonique (abondance et taxonomie).

Les données ont aussi été utilisées pour améliorer la valeur prédictive du modèle tridimensionnel développé par l'Institut des sciences de la mer (ISMER), dont l'objectif était de prédire l'impact du projet de la Romaine sur la production planctonique du chenal de Mingan (Senneville et coll., 2018). Ce modèle, qui prenait en compte le débit et les conditions physicochimique de l'eau de la rivière Romaine en exploitation ainsi que les conditions de l'eau dans le chenal de Mingan, a permis d'estimer les changements des teneurs en sels nutritifs à la suite de la mise en service du complexe hydroélectrique de la Romaine et de prédire l'abondance planctonique, phytoplancton et zooplancton, liée à ces changements. Selon ce modèle, la production planctonique ne sera pas modifiée de plus de 5 % par l'exploitation du complexe hydroélectrique de la Romaine (Saucier et coll., 2007).

Ce suivi s'est déroulé du 31 mars au 14 septembre 2013, durant six campagnes de terrain d'une à deux semaines visant à réaliser une série de prélèvements d'eau et des relevés physicochimiques. Ce suivi comprenait aussi la mise en place de deux bouées autonomes destinées à acquérir des données physicochimiques et biologiques durant toute la période.

Les principaux résultats sont les suivants :

- De manière générale, la masse d'eau du chenal de Mingan s'est avérée relativement homogène tout au long du suivi, avec une eau peu turbide, une zone photique profonde ainsi que des concentrations faibles et stables de nitrate. Cette masse d'eau était caractéristique de la masse d'eau salée du détroit de Jacques-Cartier (Environnement Illimité, 2014).
- Les faibles teneurs en chlorophylle *a* mesurées en 2013 restent dans la gamme des valeurs généralement observées dans les milieux marins froids (Environnement Illimité, 2014).
- Les résultats obtenus sont comparables à ceux des études précédentes. Ils témoignent notamment de l'influence du panache d'eau douce des rivières Romaine et Mingan sur la couche de surface des eaux marines du chenal de Mingan (Environnement Illimité, 2014; Lorrain et coll., 2005, 2006).
- Entre autres paramètres, les variations de la température et de la salinité observées dans la colonne d'eau sont principalement modulées par le brassage causé par les courants de marée, tandis que la turbidité est modulée par l'influence des masses d'eaux des rivières.
- Les valeurs mesurées en 2013 sont dans la gamme des valeurs attendues dans le chenal de Mingan et dans l'embouchure de la rivière Romaine. Elles établissent les conditions de références pour les études à venir.

### ***Deblois et coll. (2016)***

Cette étude, couvrant l'été 2015, présente les premiers résultats de production planctonique et de physicochimie en phase exploitation, c'est-à-dire à la suite de la mise en service de l'aménagement hydroélectrique de la Romaine-2.

Les principaux résultats sont les suivants :

- L'année 2015 est considérée comme une année de transition puisqu'il y a eu beaucoup d'eau déversée dans la zone d'étude, notamment en raison des précipitations particulièrement abondantes, mais aussi à cause de la modulation des débits d'eau requis durant les travaux à la Romaine-1 et de l'exploitation de la Romaine-2;
- Ce régime hydrique particulier à 2015 était l'occasion d'étudier l'impact maximal que peut avoir la rivière sur la zone d'étude. Cependant, même dans ces conditions, les résultats recueillis étaient très similaires à la gamme de valeurs de l'état de référence de 2013;
- Comme montré dans les études précédentes, les caractéristiques physicochimiques de la masse d'eau sont contrôlées par l'alternance des marées et les débits des rivières Mingan, Romaine et Lechasseur. Cependant, c'est plutôt de la masse d'eau en provenance du détroit de Jacques-Cartier qui détermine les teneurs en éléments nutritifs et l'abondance planctonique de la zone d'étude;
- La masse d'eau du chenal de Mingan est donc généralement froide et euhaline. Elle est aussi peu turbide et généralement pauvre en nitrate, notamment vers la fin de la saison estivale. La production planctonique est faible, mais correspond aux conditions attendues pour un tel milieu;
- En conclusion, les résultats indiquent que la rivière Romaine a très peu d'influence sur la production planctonique et la physicochimie du chenal de Mingan.



## 5.2 Méthodes

### 5.2.1 Approche méthodologique et localisation du suivi 2017 de la production planctonique en milieu marin

Le programme de suivi 2017 comprenait des mesures de la production planctonique et une caractérisation physique de la zone que couvrent le chenal de Mingan et la zone de l'embouchure de la rivière Romaine (carte 5.1). Comme en 2015, ce programme comprenait deux volets : un volet de suivi continu incluant l'installation de deux bouées instrumentées et un volet de relevés et de prélèvements *in situ* à 11 stations fixes (P0 à P10). Le projet incluait aussi une série de mesures complémentaires à valeur scientifique. Ces mesures ont été intégrées graduellement et volontairement au programme de suivi, bien qu'elles n'aient pas été exigées dans le cadre du programme lié à l'octroi du certificat d'autorisation du complexe hydroélectrique de la Romaine. Les mesures complémentaires de 2017 correspondent à celles de 2015. Elles avaient pour but de déterminer l'étendue du panache d'eau douce provenant de la rivière Romaine et d'estimer son effet sur l'eau du chenal de Mingan (c'est-à-dire effectuer le suivi du front salin; carte 2.12, volume 1). Le volet complémentaire incluait également une série de mesures de silice, de phosphore et d'ammonium ainsi que des analyses taxonomiques des groupes planctoniques prélevés *in situ*. Pour l'ensemble du projet, l'emplacement exact des stations et des bouées a été établi au moyen d'un GPS Garmin, modèle GPSMAP 76, avec une précision de 10 m ou moins.

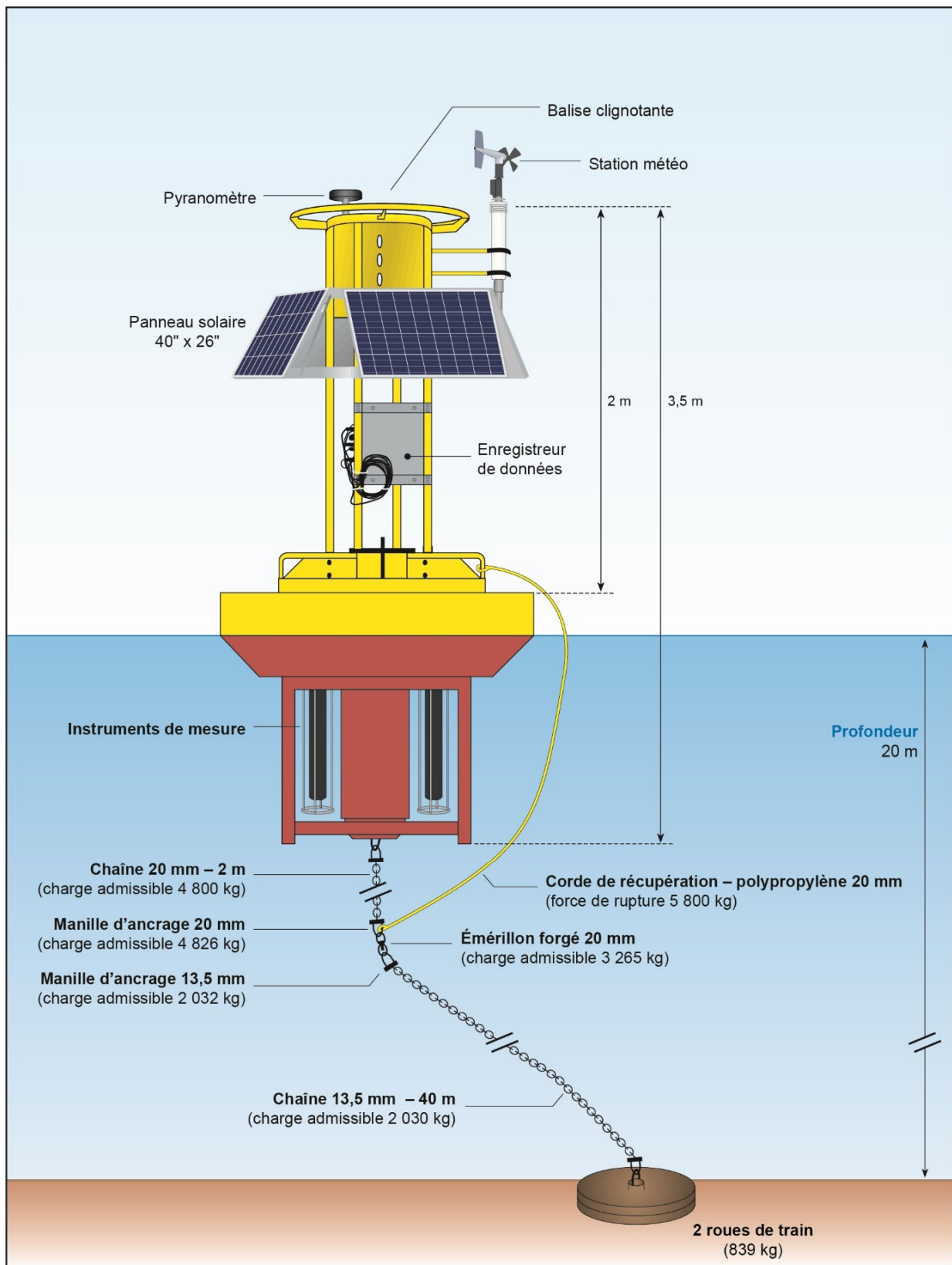
### 5.2.2 Programme de suivi en continu au moyen de bouées automatisées

#### 5.2.2.1 Caractéristiques des bouées

Les deux bouées de mesure de surface utilisées dans le cadre des suivis de 2013 et 2015 ont été remises en état puis déployées aux mêmes stations de la zone d'étude que lors des études précédentes. La première bouée a été déployée à la station P1 située à 2,8 km de l'embouchure de la rivière Romaine, à la sortie du chenal principal du delta (carte 5.1). La profondeur moyenne de la colonne d'eau au droit de cette bouée était de 15 m. La seconde bouée a été déployée dans le chenal de Mingan à la station P2, située à 800 m au nord de l'île Quarry et à 7,8 km de l'embouchure de la rivière (carte 5.1). La profondeur moyenne de la colonne d'eau au droit de cette bouée était de 18 m.

Les bouées étaient équipées d'instruments permettant de réaliser des mesures continues de température, de conductivité, d'oxygène et de dioxyde de carbone dissous, de fluorescence chlorophyllienne, de turbidité et de nitrate. La bouée de la station P2 était en plus munie d'un capteur de lumière mesurant les radiations photosynthétiquement actives (RPA) et d'une station météo enregistrant la température, l'humidité, la pression atmosphérique, la direction et la vitesse du vent.

La figure 5.1 présente la bouée installée à la station P2 tandis que les caractéristiques spécifiques de chacun des instruments installés sur les bouées sont présentées au tableau 5.1.



Document d'information destiné aux publics concernés par le projet. Pour tout autre usage, communiquer avec : Géomatique, Hydro-Québec Innovation, équipement et services partagés.

**Figure 5.1 – Schéma de la bouée instrumentée de la station P2**

**Tableau 5.1 – Caractéristiques techniques des instruments de mesure déployés sur les bouées**

Bouée	Sonde	Mesure	Unité	Plage de mesure	Marge d'erreur
P1 et P2	Satlantic SUNA V1 Satlantic SUNA V2	Nitrate	$\mu\text{g L}^{-1}$	7 – 56 000 $\mu\text{g L}^{-1}$	$\pm 10 \%$
P1	Franatech	CO <sub>2</sub> dissous	ppm	0 – 50 000 ppm	$\pm 5 \%$
P1 et P2	RBR-XRX-420	Température (eau)	°C	-5 – 35 °C	$\pm 0,002 \text{ °C}$
P1 et P2	RBR-XRX-420	Conductivité	mS cm <sup>-1</sup>	0 – 150 mS cm <sup>-1</sup>	$\pm 0,003 \text{ mS cm}^{-1}$
P1 et P2	Seapoint Turbidity	Turbidité	NTU	0 – 750 NTU	$\pm 2 \%$
P1 et P2	Seapoint Fluorometer	Chlorophylle a	$\mu\text{g L}^{-1}$	0,02 – 150 $\mu\text{g L}^{-1}$	$\pm 2 \%$
P1 et P2	JFE Alec RINKO III	O <sub>2</sub> dissous	mg L <sup>-1</sup>	0 – 20 mg L <sup>-1</sup>	$\pm 2 \%$
P2	Weatherpak 2000	Vent	m s <sup>-1</sup>	0 – 60 m s <sup>-1</sup>	$\pm 0,1 \text{ m s}^{-1}$
P2	Weatherpak 2000	Direction du vent	Degré	0 – 360 °	$\pm 1 \text{ °}$
P2	Weatherpak 2000	Température (air)	°C	-40 – 100 °C	$\pm 0,1 \text{ °C}$
P2	Weatherpak 2000	Humidité	%	0 – 100 %	$\pm 1 \%$
P2	Weatherpak 2000	Pression atm.	mbar	500 – 1 200 mbar	$\pm 2 \text{ mbar}$
P2	Biospherical QSR-2200	RPA*	$\mu\text{E}^*$	0 – 5 000 $\mu\text{E}^*$	$\pm 0,1 \%$

\* RPA = Radiation photosynthétiquement active ( $\lambda$  : 350 à 700 nm) ou :  $\mu\text{E}$  =  $\mu\text{mole de photons m}^2 \text{ s}^{-1}$ .

L'autonomie énergétique des deux bouées était assurée par une série de quatre panneaux solaires. Ce système était relié à des contrôleurs, qui assuraient la charge continue des batteries installées dans le caisson étanche au centre de chaque bouée. Un contrôleur auquel tous les instruments étaient reliés était installé dans la section hors eau des bouées, dans la tour. Ce contrôleur assurait la distribution de l'énergie et envoyait périodiquement des commandes aux instruments pour effectuer les mesures. Les données relayées au contrôleur étaient compilées puis enregistrées dans une mémoire interne. Les résultats étaient transférés à un serveur distant par télémétrie cellulaire à 9 h tous les jours afin d'être évalués quotidiennement pour vérifier l'état du système et la qualité des lectures enregistrées.

### 5.2.2.2 Configuration des instruments et du contrôleur

Le contrôleur de données était configuré pour commander la réalisation de mesure toutes les 10 minutes pour tous les paramètres météorologiques et de qualité de l'eau. La vitesse et la direction du vent ainsi que les mesures de RPA étaient relevées en continu, puis compilées temporairement dans la mémoire volatile du contrôleur. Ces données étaient ensuite converties en une valeur moyenne pour l'intervalle de 10 minutes correspondant.

### 5.2.2.3 Période de déploiement et retour de données

Les deux bouées ont été remorquées par bateau puis ancrées le 12 avril 2017. Les instruments ont été installés le 14 avril à la station P1 et le 18 avril à la station P2. Pour simplifier la comparaison entre les instruments et les stations, la date et l'heure officielle de début du suivi ont été établies au 19 avril 2017 à 20 h au moment où les données étaient stables pour les deux bouées. Les bouées ont été retirées à la fin de la période de suivi le 25 septembre 2017. La date de fin officielle des enregistrements a été fixée le 25 septembre 2017 à 10 h, soit juste avant la mise hors tension du premier système. La période de déploiement de 2017 (159 jours) est semblable à celles de 2013 (158 jours) et 2015 (149 jours), tout comme les capteurs déployés sur les bouées. Les données obtenues sont donc directement comparables.

Certains aspects logistiques ont eu des répercussions sur le retour de données pendant la période de suivi. Tout d'abord, les instruments ont été retirés comme prévu une fois lors de chacune des cinq campagnes de terrain pour réaliser l'entretien et vérifier l'intégrité des capteurs. Chacune de ces maintenances a engendré la perte de 1 à 2 h de données (n = 6). Les deux principaux instruments de mesure de qualité de l'eau installés sur la bouée de la station P2 devaient aussi être retirés pendant chacune des campagnes terrain pour réaliser les séries de profils du programme de suivi mensuel et du suivi du front salin. Durant ces périodes de quelques jours, la bouée de la station P2 continuait à enregistrer les données météorologiques et les RPA, mais n'effectuait aucune mesure de qualité de l'eau. Bien que les instruments aient été réinstallés à la fin de chaque campagne, ils auront été retirés de la bouée pour une période totale de 19 jours, ce qui est important mais comparable aux périodes de retrait des suivis précédents en 2013 et 2015. Il n'y a donc pas d'effet notable sur l'interprétation et la comparaison interannuelle des résultats.

Cette perte de données est significative, mais inévitable, compte tenu de l'absence de solutions de rechange pour la réalisation des profils du suivi mensuel. Pour minimiser l'effet du retrait des instruments sur le jeu de données, les capteurs ont été prélevés sur la bouée de la station P2, qui est la plus éloignée de l'embouchure de la rivière Romaine. Cette station est moins critique, puisqu'elle n'est pas positionnée dans la zone d'influence immédiate du panache de la rivière. Outre un problème avec la sonde de CO<sub>2</sub> qui a pris l'eau au moment de son installation en avril, le retour de données de la bouée de la station P1 a été de 100 %.

En plus des pertes de données liées aux contraintes logistiques mentionnées ci-dessus, quatre problèmes sont survenus avec certains des instruments des bouées :

- Le capteur de CO<sub>2</sub> de la station P2 a pris l'eau lors des tests de performances prédéploiement à Montréal. Le second capteur de CO<sub>2</sub> a bien fonctionné au moment des tests, mais il a finalement pris l'eau lui aussi après avoir été installé sur la bouée en avril. Un seul capteur de remplacement a été envoyé par le fabricant : il a fonctionné sans problème à partir de son installation en mai jusqu'à la fin du suivi en septembre. Il a été installé sur la bouée la plus proche de l'embouchure.
- La sonde de nitrate de la station P2 a fonctionné durant les tests de performances prédéploiement. Elle a aussi fonctionné durant la réalisation des profils dans le cadre du programme de suivi régulier. Cependant, elle n'a fonctionné que quelques heures lorsqu'installée sur la bouée de la station P2 en avril. L'équipe terrain était déjà démobilisée et n'a pu intervenir. Il n'y a donc pas eu d'enregistrement de nitrate à la station P2 avant le retour de l'équipe en mai. À ce moment, le capteur a encore une fois bien fonctionné pour réaliser le programme de suivi régulier et le suivi du front salin. Faute d'options, l'équipe a réinstallé l'instrument sur la bouée et, étonnamment, ce dernier a fonctionné sans intermission jusqu'au retour de l'équipe avec un instrument de remplacement neuf en juillet. La sonde problématique a été utilisée pour réaliser les profils du programme de suivi régulier et du front salin. La sonde de remplacement a été installée sur la bouée. Pour l'ensemble du suivi, la sonde a continué à bien fonctionner en mode « Profil », mais elle était intermittente en mode « Bouée ».
- Quelques jours après l'installation, la station météo a commencé à envoyer des données aberrantes par le système de télémétrie puis a complètement cessé d'en émettre. Lors de la vérification de l'instrument en mai, l'équipe a constaté que le cylindre contenant l'électronique avait été inondé. La sonde a été retournée au fabricant, puis remplacée sans frais en raison d'un vice de confection au niveau du cylindre contenant l'électronique. La sonde de remplacement a été installée à la campagne de juillet et a fonctionné sans problème par la suite.

- Les capteurs d'oxygène ont bien fonctionné au moment des tests de performance prédéploiement et présentaient des valeurs s'approchant de 100 % dans l'eau saturée en oxygène. Cependant, les valeurs ont immédiatement grimpé à 115 % et à 140 % lorsque les capteurs ont été immergés dans l'eau glacée ( $\pm 1$  °C) de l'embouchure et du chenal de Mingan. Le fabricant, qui venait tout juste de calibrer ces capteurs, tente de trouver une solution pour corriger les données. Toutefois, il mentionne que les capteurs tolèrent mal les températures inférieures à 4 °C. Les données ont finalement été corrigées en post-traitement et elles demeurent élevées (entre 105 % et 115 %). Cependant, les variations enregistrées se sont avérées similaires à celles enregistrées par le capteur de secours installé au mois de mai, ce qui indique que les capteurs détectent tout de même les tendances à la hausse ou à la baisse de l'eau de la zone d'étude. Puisque l'oxygène n'est pas un facteur problématique dans la zone d'étude, les tendances à la hausse et à la baisse suffisent à l'interprétation requise dans le cadre du suivi.

#### 5.2.2.4 Performances des instruments

Tous les instruments ont été calibrés par le fabricant (sauf les sondes de nitrate), puis soumis à une série de tests de performance avant leur déploiement sur le terrain. Les tests de performance visaient à évaluer l'exactitude des mesures effectuées par chaque capteur par rapport à la gamme de valeurs attendues sur le site et à comparer les capteurs de même type entre eux. Les capteurs étaient immergés dans de l'eau distillée modifiée par l'ajout de sels nutritifs (nitrate), de sel de mer (conductivité), d'oxygène (oxygène dissous) et de lait (turbidité). Les résultats de ces tests, présentés à l'annexe 5.1, se sont révélés satisfaisants en ce qui a trait aux critères établis : données linéaires sur la gamme de concentration testée et données comparables entre les capteurs d'un même type pour la température, la salinité et la turbidité. Les données d'oxygène étaient un peu plus élevées que la référence de 100 % avec 105,6 % et 101,3 % pour les stations P1 et P2 respectivement.

Les résultats des tests de nitrate ont été obtenus à la fin du mandat lors de la remise des résultats des campagnes terrain par l'ISMER. Selon les résultats, les capteurs de nitrate SUNA<sub>V1</sub> et SUNA<sub>V2</sub> donnaient des valeurs comparables aux analyses de laboratoire, mais le SUNA<sub>V1</sub> tendait à surestimer les valeurs supérieures à 70  $\mu\text{g L}^{-1}$  et le SUNA<sub>V2</sub> tendait à sous-estimer les valeurs inférieures à 70  $\mu\text{g L}^{-1}$ . Les écarts entre les valeurs obtenues du laboratoire et les résultats des capteurs ont été utilisés pour établir une relation empirique afin de corriger les valeurs enregistrées par les sondes.

### 5.2.3 Programme de suivi régulier et activités complémentaires

En complément aux séries de données des bouées, ce volet avait pour objectif la caractérisation spatiale et temporelle de la qualité de l'eau, et de la production planctonique dans les zones du chenal de Mingan et de l'embouchure de la rivière Romaine. La caractérisation a été réalisée en respectant le protocole amélioré du programme de suivi de 2015. Elle comprenait donc les activités obligatoires requises dans le cadre du programme officiel de suivi, mais aussi des activités complémentaires qui, même si elles n'étaient pas exigées par les instances ministérielles, ont tout de même été réalisées par Hydro-Québec de façon volontaire.

Le programme de caractérisation a été réalisé :

- à 5 reprises au cours de la saison;

- à 10 stations fixes (P1 à P10) réparties sur l'ensemble de la zone d'étude ainsi qu'à la station P0, où des prélèvements ont été réalisés directement dans la rivière Romaine à partir du tablier du pont de la route 138;
- au moyen de profilages et de prélèvement d'eau.

La position des 11 stations est présentée à la carte 5.1. Le programme original prévoyait cinq visites au cours de la saison aux stations P1 à P7. Les visites aux stations P0, P8, P9 et P10 ont été ajoutées pour consolider les données du modèle tridimensionnel développé par l'ISMER et pour obtenir la signature de la rivière Romaine avant qu'elle se déverse à l'embouchure. L'historique des visites de l'équipe sur le terrain ainsi que le détail des activités réalisées à chacune des campagnes sont présentés à l'annexe 5.2.

Le programme comprenait une caractérisation de la colonne d'eau par la réalisation de profils de température, de salinité, de fluorescence chlorophyllienne, de turbidité, de concentration en oxygène dissous et de nitrate ainsi que par des profils d'intensité lumineuse sous forme de radiations photosynthétiquement actives (RPA). Il comprenait également une série de prélèvements d'échantillons d'eau destinés à : 1) analyser les concentrations de sels nutritifs (nitrates-nitrites, phosphates, silice réactive); et 2) estimer l'abondance des producteurs primaires par des mesures de la concentration en chlorophylle *a*. Des échantillons d'eau ont aussi été prélevés pour réaliser le dénombrement et la taxonomie du phytoplancton et du zooplancton.

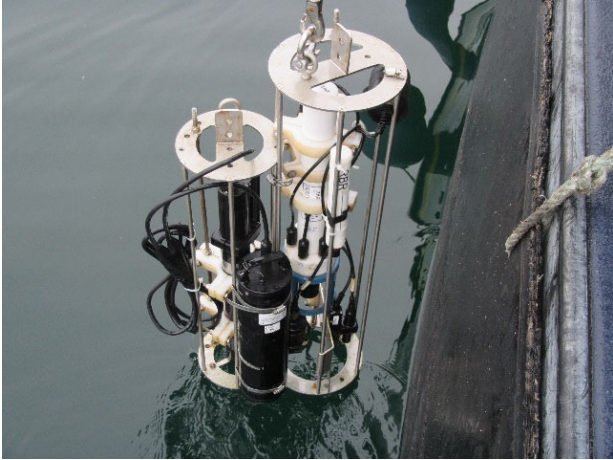
En août et septembre, des mesures exploratoires visant à obtenir un aperçu des concentrations d'ammonium dissous ont aussi été réalisées sur une sélection des échantillons d'eau prélevés aux différentes profondeurs de chaque station. Ces mesures complémentaires ont été réalisées au moyen d'une sonde à ion spécifique (HQ30d de HACH) directement sur le bateau avec des échantillons fraîchement prélevés. L'ammonium est un sel nutritif important pour la croissance du phytoplancton, notamment en milieu marin. Cette mesure complémentaire aidait à mieux comprendre l'utilisation des sels nutritifs par le phytoplancton de la zone d'étude.

### 5.2.3.1 Méthodologie spécifique au profilage

#### Instruments utilisés

Les profils physicochimiques étaient réalisés selon la même méthodologie qu'en 2013 et 2015, c'est-à-dire avec un instrument de modèle XRX-420 (compagnie RBR) équipé de sondes pour mesurer la profondeur, la salinité, la température, la fluorescence chlorophyllienne, la turbidité et l'oxygène dissous. En 2015, un instrument de modèle SUNA<sub>v2</sub> (compagnie Satlantic) a été ajouté au profileur pour mesurer la concentration de nitrate. Les deux instruments étaient récupérés sur la bouée de la station P2 au début de chaque campagne. Au moment de leur récupération, ils étaient inspectés, nettoyés et reconfigurés pour réaliser des enregistrements à un intervalle de 1 à 3 secondes. Les instruments étaient fixés l'un à l'autre au moyen de collets d'acier et attachés à une corde de 100 m pour assurer la descente au moment des relevés (photo 5.1). Cet assemblage constitue ce qu'on appelle communément le profileur.

Les profils de lumière ont été réalisés selon la même méthodologie qu'en 2013, c'est-à-dire avec un instrument de modèle LI-COR muni d'une sonde de surface (LI-250) et d'une sonde submersible (LI-193) permettant de mesurer en parallèle l'intensité lumineuse dans l'air et dans l'eau jusqu'à une profondeur de 30 m (photo 5.2). Comme en 2013, une sonde de pression était aussi installée sur le support de la sonde submersible pour enregistrer la profondeur réelle de chaque mesure (donnée recueillie en post-traitement).



**Photo 5.1 – Profil physicochimique**



**Photo 5.2 – Profil de lumière**

### Réalisation des profils physicochimiques

Les profils physicochimiques ont été réalisés à chaque station à l'exception de P0, où le fort courant et les rochers risquaient d'endommager l'appareil. Les relevés étaient effectués selon la méthodologie de 2013, soit de la surface jusqu'au fond ou jusqu'à un maximum de 70 m correspondant à la profondeur limite supportée par le profileur. Pendant les relevés, la vitesse de descente du profileur était contrôlée par le système d'entraînement hydraulique du bateau d'échantillonnage *Le Dauphin* ou manuellement dans le cas des relevés réalisés en chaloupe à la station P3.

Dans les 20 premiers mètres, la vitesse de descente était fixée à environ 2 m par minute pour permettre la stabilisation des lectures des capteurs et l'enregistrement tous les 0,10 m. Dans les mètres suivants, la vitesse de descente était augmentée à 3 m par minute en raison de la plus grande homogénéité de la masse d'eau du fond.

### Réalisation des profils de lumière et détermination de la zone photique

Les mesures de RPA ont été réalisées en positionnant le capteur de surface (LI-250) dans un endroit exposé au soleil et exempt d'ombre sur le bateau tandis que la sonde submersible (LI-193) était immergée dans l'eau. Les lectures étaient obtenues directement par un carnet relié aux deux capteurs. Au moment du profil, la sonde était positionnée juste sous la surface, puis descendue par palier de 0,5 m dans la colonne d'eau, jusqu'à une profondeur de 5 m. Ensuite, le capteur submersible était descendu par palier de 1 m jusqu'à une profondeur de 10 m, puis par palier de 5 m jusqu'à l'atteinte de l'une ou l'autre des conditions suivantes : le fond de la colonne d'eau, le bout du câble (30 m) ou une lecture représentant 1 % de la lumière enregistrée par le capteur de surface. Finalement, la sonde de lumière était remontée jusqu'à la profondeur où la lecture représentait 10 % de la lumière mesurée en surface. La profondeur où l'on mesurait 10 % de la lumière de surface, correspondant à la profondeur de la zone photosynthétiquement active de la colonne d'eau, définissait la profondeur visée pour réaliser le prélèvement de l'échantillon intégré de la colonne d'eau (voir la section 2.3.2.2, volume 1).

### 5.2.3.2 Méthodologie spécifique aux prélèvements d'eau

Le programme d'échantillonnage prévoyait la réalisation de prélèvements d'eau aux onze stations et pour chacune des cinq campagnes. Pour toutes les campagnes, les échantillons ont été prélevés en triplicata de terrain, c'est-à-dire sur trois prélèvements d'eau indépendants. Par exemple, l'échantillonnage à l'aide de la bouteille Niskin (détaillé dans la section qui suit) a été réalisé de façon consécutive à trois reprises au même endroit de la colonne d'eau. L'eau prélevée à chacun de ces échantillonnages a été utilisée comme un échantillon du triplicata, et ce, même si le volume d'un seul prélèvement aurait été suffisant pour obtenir le volume requis pour trois échantillons. Cette approche, aussi utilisée en 2013 et en 2015, visait à obtenir des données représentant l'hétérogénéité du système étudié.

Les échantillons provenaient de différentes strates de la colonne d'eau (écume, surface, fond, zone d'activité photosynthétique ou colonne d'eau complète) et ont été prélevés à l'aide de différents types d'échantillonneurs répondant aux besoins spécifiques à chaque prélèvement. Les échantillonneurs et les méthodes d'échantillonnage correspondantes sont détaillés dans les sous-sections qui suivent et sont identiques aux manipulations réalisées en 2015. Le tableau 5.2 présente le nombre et le type d'échantillons prélevés à chacune des stations pour une campagne type et pour l'ensemble du projet. Il est à noter que l'effort d'échantillonnage de 2017 et de 2015 était plus grand qu'en 2013. La station P0 a été ajoutée afin d'obtenir des informations spécifiques sur la signature de la rivière Romaine. Pour chaque station, la silice réactive, le nitrate et le phosphore inorganique dissous ont été systématiquement prélevés et analysés en triplicata.

Les résultats obtenus permettent de comparer les années 2015 et 2017 avec l'année de référence, en plus de fournir des informations supplémentaires pour comprendre la dynamique des masses d'eau et de la production planctonique sur l'ensemble de la zone d'étude. Les échantillons de chlorophylle et de taxonomie du phytoplancton ont été prélevés à partir d'un échantillon intégré de la colonne d'eau plutôt qu'à partir d'un prélèvement à une profondeur fixe. Les résultats de 2013 ont montré qu'il n'y avait pas de différence entre les prélèvements de surface et ceux de la profondeur correspondant à la zone photique. Dans cette optique, les résultats de l'échantillon intégré sont comparables aux résultats de 2013, tout en étant plus représentatifs de l'ensemble des producteurs primaires de la zone photique. Comme mentionné précédemment, des mesures exploratoires visant à connaître les concentrations d'ammonium dissous ont été réalisées en août et septembre 2017.



**Tableau 5.2 – Synthèse des profils et échantillons prélevés à chaque station par campagne et, entre parenthèses, pour l'ensemble du projet**

Paramètre mesuré	Méthode	Profondeur	Stations											Total	
			P0	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10		
Physicochimie	XRX-420 et SUNA	Profil <sup>(a)</sup>	0 (0)	1 (5)	1 (5)	1 (5)	1 (5)	1 (5)	1 (5)	1 (5)	1 (5)	1 (5)	1 (5)	1 (5)	<b>10 (50)</b>
Lumière	Sonde LiCor	Profil <sup>(b)</sup>	0 (0)	1 (5)	1 (5)	1 (5)	1 (5)	1 (5)	1 (5)	1 (5)	1 (5)	1 (5)	1 (5)	1 (5)	<b>10 (50)</b>
Zooplancton	Filet à plancton	Trait vertical	0 (0)	1 (5)	1 (5)	1 (5)	1 (5)	1 (5)	1 (5)	1 (5)	1 (5)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	<b>7 (35)</b>
Nitrate, silicate, phosphate	Prélèvement pour analyses en laboratoire	Écume	0 (0)	3 (15)	3 (15)	3 (15)	3 (15)	3 (15)	3 (15)	3 (15)	3 (15)	3 (15)	3 (15)	3 (15)	<b>96 (480)</b>
		Surface	3 (15)	3 (15)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
		Intégré <sup>(c)</sup>	0 (0)	3 (15)	3 (15)	3 (15)	3 (15)	3 (15)	3 (15)	3 (15)	3 (15)	3 (15)	3 (15)	3 (15)	
		Fond	0 (0)	3 (15)	3 (15)	3 (15)	3 (15)	3 (15)	3 (15)	3 (15)	3 (15)	3 (15)	3 (15)	3 (15)	
Chlorophylle	Prélèvement pour analyses en laboratoire	Surface	3 (15)	3 (15)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>36 (180)</b>
		Intégré <sup>(c)</sup>	0 (0)	3 (15)	3 (15)	3 (15)	3 (15)	3 (15)	3 (15)	3 (15)	3 (15)	3 (15)	3 (15)	3 (15)	
Phytoplancton	Prélèvement pour analyses en laboratoire	Intégré <sup>(c)</sup>	1 (5)	1 (5)	1 (5)	1 (5)	1 (5)	1 (5)	1 (5)	1 (5)	1 (5)	1 (5)	1 (5)	1 (5)	<b>11 (55)</b>

(a) Profils complets surface-fond (ou maximum 70 m).

(b) Profils de 30 m maximum (limités par la longueur du câble).

(c) Déterminé sur la base du 10 % de lumière.

## Écumoire

Les échantillons d'écume étaient prélevés immédiatement sous la surface avec une écumoire de fabrication maison (photo 5.3). La bordure du contenant de l'écumoire était immergée quelques millimètres sous la surface de manière à permettre au contenant de se remplir avec l'eau de surface de la colonne d'eau. Cet échantillonnage avait comme objectif de suivre le déplacement de l'eau douce des deux ou trois premiers centimètres de la colonne d'eau emprisonnée sur la masse d'eau salée du chenal de Mingan. Ce type de prélèvement a été ajouté à titre complémentaire en 2015, mais n'est pas exigé dans le cadre du programme de suivi régulier.

## Tuyau intégrateur

Les échantillons intégrés de la zone d'activité photosynthétique étaient prélevés à l'aide d'un intégrateur de fabrication maison respectant les caractéristiques décrites dans Majaneva et coll. (2009) pour ce type d'appareil (photo 5.4). L'intégrateur consistait en un tube de silicone de 3 cm de diamètre par 25 m de long. Le tube était coupé en cinq sections amovibles, chaque section pouvant être ajoutée ou retirée grâce à un système de valve et d'attache. Grâce à cette configuration, il était possible d'ajouter le nombre de segments de 5 m requis selon la profondeur de la zone à intégrer. La profondeur de l'échantillonnage était déterminée par la profondeur de la zone d'activité photosynthétique obtenue par le profil de lumière de chaque station (voir la section 5.2.3.1, volume 2).



**Photo 5.3 – Écumoire**



**Photo 5.4 – Tuyau intégrateur**

Principe de prélèvement de l'eau à l'aide du tuyau intégrateur :

1. L'extrémité de la dernière section de tuyau, soit la section immergée et, par le fait même, la plus profonde de la colonne d'eau, était munie d'un lest pour maintenir verticalement le tuyau durant la descente dans la colonne d'eau. Une corde de rappel, utilisée ultérieurement dans le processus, était aussi attachée à cette section;
2. L'instrument était immergé verticalement, à la manière d'une paille dans un verre d'eau, jusqu'à l'atteinte de la profondeur visée. Cette profondeur était déterminée par une corde graduée et un décompte des sections de 5 m immergées. Durant cette étape et les suivantes, il était primordial de ne pas comprimer ou tordre le tuyau de manière à laisser circuler l'eau librement;

3. Lorsque la profondeur visée était atteinte, une valve située à l'extrémité aérienne du tuyau était fermée. En étant fermée, cette valve maintenait, par effet de succion, la colonne d'eau présente dans l'intégrateur;
4. La corde de rappel était alors utilisée pour remonter l'extrémité immergée du tuyau jusqu'à la surface. Durant cette étape, un collègue devait maintenir la section aérienne immobile et hors de l'eau, et l'intégrateur remontait en formant un « U »;
5. À la surface, l'embout du tuyau provenant du fond était maintenu au-dessus du contenant d'échantillonnage. Le tuyau était alors vidé au complet. Pour ce faire, on remontait de manière graduelle et systématique les sections de tuyau, en prenant soin d'ouvrir la valve pour briser l'effet de succion et permettre à toute l'eau de sortir du tuyau.

L'eau récupérée représentait ainsi un échantillon intégré de la zone photosynthétiquement active de la colonne d'eau et pouvait ensuite être utilisée pour les analyses. Une sonde de pression était attachée à l'extrémité immergée de l'intégrateur pour connaître, a posteriori, la profondeur réelle d'échantillonnage de chaque prélèvement. Cette méthode est identique à celle employée en 2015, mais diffère de la méthode de 2013, lors de laquelle la zone photosynthétiquement active a été échantillonnée par le biais d'un seul prélèvement à la profondeur correspondant au 10 % de la zone photique avec une bouteille Niskin (Environnement Illimité, 2014; Deblois et coll. 2016).

### Bouteille Niskin

Les prélèvements d'eau, du fond de la colonne d'eau, à 1 m sous la surface, au droit des bouées pour valider les mesures des instruments et directement dans la rivière Romaine à la station P0, ont été réalisés à l'aide d'une bouteille Niskin munie d'un lest et d'une corde de 90 m (photo 5.5). Pour ces prélèvements, la méthode était identique à celle utilisée en 2013 et en 2015. Les prélèvements de fond étaient faits à 1 m au-dessus du fond ou à 90 m pour les zones excédant cette profondeur. Une sonde de pression était attachée à la bouteille Niskin pour connaître, a posteriori, la profondeur réelle d'échantillonnage de chaque prélèvement.

### Filet à zooplancton

Le zooplancton était prélevé avec le même équipement et selon la méthodologie du suivi de 2013 et de 2015, c'est-à-dire à l'aide d'un filet à zooplancton à godet de 0,75 m de diamètre sur 3 m de longueur et avec un maillage de 150 µm (photo 5.6). Ce filet était utilisé pour réaliser un trait vertical du fond jusqu'à la surface et concentrait les organismes dans un godet qu'on pouvait ensuite transvider dans un contenant prévu à cet effet. Un débitmètre était installé dans l'embouchure du filet. Les valeurs étaient relevées avant et après le trait vertical pour estimer le volume d'eau échantillonné durant le trait. Une sonde de pression était aussi attachée au filet pour connaître, a posteriori, la profondeur maximale obtenue pour un trait de filet donné.



Photo 5.5 – Bouteille Niskin

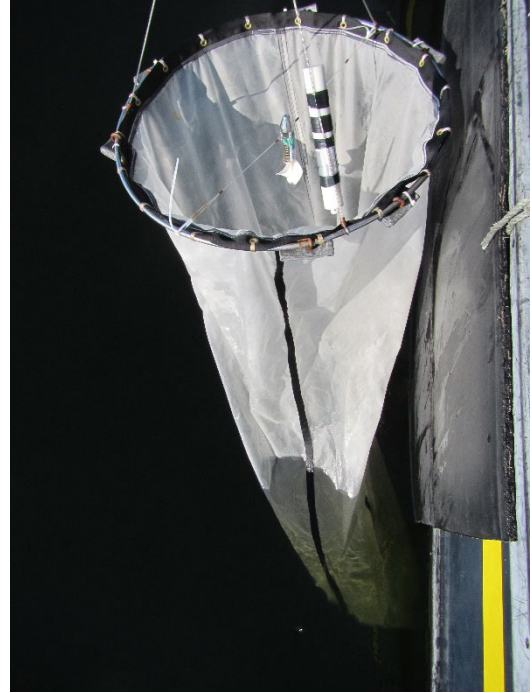


Photo 5.6 – Filet à plancton

## Traitement des échantillons

### *Sels nutritifs*

Les échantillons d'eau pour les analyses des sels nutritifs ont été traités selon le protocole de 2015, conformément aux recommandations de l'Institut des sciences de la mer de Rimouski (ISMER). Les échantillons prélevés à l'aide de l'écumoire, de l'intégrateur ou de la bouteille Niskin étaient traités de manière identique : un sous-échantillon d'eau de 50 mL était prélevé dans l'échantillonneur à l'aide d'une seringue propre puis filtré sur une membrane stérile de polyethersulfone de 0,22  $\mu\text{m}$ . Avant de recueillir l'échantillon final, la membrane était systématiquement conditionnée par le passage de 20 mL de l'eau de l'échantillon. Le volume d'échantillon restant dans la seringue était ensuite filtré dans des tubes coniques de 15 mL, puis conservé à 4 °C jusqu'au retour du terrain où tous les tubes prélevés étaient congelés à -20 °C et envoyés aux laboratoires de l'ISMER pour les analyses de la concentration de nitrate-nitrite, de phosphate et de silice réactive (Armstrong et coll., 1967; Grasshoff et coll., 1983; Murphy et Triley, 1962).

Par comparaison, les échantillons d'eau de 2013 n'ont pas été filtrés et ont été conservés au réfrigérateur jusqu'à leur analyse par Maxxam (Environnement Illimité, 2014). Cette méthode, conseillée par le laboratoire Maxxam, de même que les limites d'analyses du laboratoire Maxxam, avaient donné des résultats peu concluants, avec un grand pourcentage d'analyse en deçà des limites de détection (50  $\mu\text{g L}^{-1}$  pour les nitrates-nitrites).

### *Zooplankton*

Immédiatement après la récupération, l'échantillon de zooplankton prélevé à l'aide du filet à plancton était concentré sur un filtre de maillage de 150 µm, transféré dans un contenant de 500 mL, anesthésié à l'aide d'un volume de 50 mL d'eau gazeuse puis fixé à l'éthanol 95 % dans un ratio respectant 1/3 de biomasse pour 2/3 d'éthanol. L'échantillon était ensuite conservé à 4 °C de 24 à 48 h avant d'être rincé à l'éthanol et concentré à l'aide d'un tamis puis transféré dans un contenant propre rempli d'éthanol 95 %. Les échantillons ont ensuite été acheminés au laboratoire de Bernadette Pinel-Alloul, professeure à l'Université de Montréal, responsable du dénombrement et de l'identification des principaux groupes d'organismes prélevés.

### *Chlorophylle a et phytoplankton*

Parallèlement au prélèvement des sels nutritifs, l'eau provenant de l'échantillon intégré a été utilisée pour déterminer la concentration de chlorophylle *a* ainsi que l'abondance et la diversité taxonomique du phytoplankton de la zone d'activité photosynthétique. La chlorophylle *a* était analysée en triplicata tandis que la taxonomie du phytoplankton était réalisée sur un échantillon par station. Immédiatement après le prélèvement, l'échantillon de phytoplankton était fixé à l'aide d'une solution de lugol acidifié, conservé dans un contenant opaque à température ambiante, puis transféré au laboratoire du professeur David Bird, responsable du dénombrement et de l'analyse taxonomique des espèces au microscope inversé à l'Université du Québec à Montréal (Planas et coll., 2000).

L'eau résiduelle de chacun des trois échantillons intégrés était utilisée pour l'analyse de la chlorophylle *a*. L'eau était conservée à l'obscurité et maintenue à 4 °C avec des blocs réfrigérants sur le bateau, puis filtrée sur filtre en fibre de verre de 47 mm et de 0,7 µm de porosité (millipore) le jour du prélèvement dans un laboratoire aménagé sur place. La filtration était réalisée à l'obscurité. Les filtres étaient immédiatement congelés et maintenus à -20 °C jusqu'à l'analyse de la concentration de chlorophylle *a* par le laboratoire de l'ISMER (Trees et coll., 2002; Parsons et coll., 1984).

### *Mesure de l'ammonium dissous*

Les mesures d'ammonium ont été réalisées sur un sous-échantillon de 50 mL provenant de chaque prélèvement (écume, intégré ou fond). L'échantillon était transféré dans le contenant de mesure puis une solution de chlorure de lithium était ajoutée pour stabiliser la force ionique de l'échantillon avant la lecture, conformément à la méthode suggérée par Hach. La lecture était ensuite réalisée directement dans le contenant à l'aide de la sonde « Intellical » spécifique à l'ammonium couplée au contrôleur HQ30d.

## 5.2.4 Contrôle qualité et sélection des données

### 5.2.4.1 Séries temporelles

Les données enregistrées aux bouées P1 et P2 ont été assemblées en tenant compte des périodes de déploiement des instruments, des sorties de l'eau pour l'entretien, des éventuels problèmes techniques et de leurs utilisations dans le cadre des campagnes de profilages. Les données ont ensuite été contrôlées en suivant une procédure automatisée pour éliminer les valeurs aberrantes et les données excédant les limites des sondes ou celles attendues pour la zone d'étude.

Les données du capteur de lumière ont servi à délimiter les bornes correspondant au jour et à la nuit. Sachant que la lumière interfère avec le capteur de chlorophylle *a*, toutes les données de chlorophylle enregistrées en présence de lumière, le jour, ont été éliminées (Environnement Illimité, 2014).

Les valeurs minimales et maximales de marée de Havre-Saint-Pierre ont été utilisées pour calculer, selon un modèle sinusoïdal, le niveau d'eau de la zone d'étude à chaque intervalle de temps et ainsi déterminer le stade de marée relatif à chacun des enregistrements. Un décalage de 20 minutes a été introduit dans les données de niveau d'eau pour prendre en compte l'éloignement de 25 km de la zone d'étude vis-à-vis la municipalité de Havre-Saint-Pierre. Les données finales ont été présentées sur un vecteur temps uniforme avec un intervalle de 10 minutes.

### 5.2.4.2 Profils

De nombreux profils ont été réalisés dans le cadre du programme régulier (suivi des 10 stations) et dans le cadre du suivi du front salin. Toutes les données recueillies ont été contrôlées en suivant une procédure automatisée, qui consistait à s'assurer que les données soient incluses dans des valeurs attendues et à l'intérieur des limites techniques des instruments. Ces limites sont présentées dans le tableau 5.3.

L'heure d'entrée dans l'eau de chacun des profils a été déterminée manuellement à la suite d'une inspection visuelle du jeu de données. Les sondes étant placées à différentes hauteurs sur la structure, chaque paramètre pouvait avoir une heure d'entrée légèrement différente pour un profil donné. Une fois établies, ces données ont été associées à la pression hydrostatique enregistrée par la sonde XRX. Chaque pression hydrostatique a ensuite été convertie en profondeur en prenant en compte la pression atmosphérique, provenant de la station météo de la station P2, la conductivité ainsi que la température de l'eau, déterminant la densité de la masse d'eau de chaque enregistrement. Une fois les valeurs établies, seules les valeurs correspondant à la descente de la structure ont été conservées. Contrairement aux données des séries temporelles, il n'était pas possible d'éliminer les données de chlorophylle obtenues en présence de lumière. Toutefois, après inspection des profils, l'effet sur les données a été jugé comme étant marginal et non significatif.

Afin de pouvoir comparer les profils, ils ont tous été interpolés de manière linéaire sur un vecteur uniforme de profondeur (tous les 0,10 m).

**Tableau 5.3 – Valeurs des limites utilisées pour le contrôle de la qualité des données**

Paramètres	Unité	Limites pour les séries temporelles	Limites pour les profils
Température de l'eau	°C	[-5 ; 35]	[-5 ; 35]
Conductivité	mS cm <sup>-1</sup>	[0 ; 150]	[0 ; 150]
Salinité	PSU	[0 ; 35]	[0 ; 35]
Oxygène dissous	mg L <sup>-1</sup>	[0 ; 20]	[0 ; 20]
Turbidité	NTU	[0 ; 100]	[0 ; 100]
Chlorophylle a	µg L <sup>-1</sup>	[0,02 ; 150]	[0,02 ; 150]
Profondeur sous la surface	m	[0,7 ; 1]	S. O.
Nitrates	µg L <sup>-1</sup>	[0 ; 56 000]	[0 ; 56 000]
PAR	µE*	[0 ; 2500]	S. O.
Vitesse du vent	m s <sup>-1</sup>	[0 ; s. o.]	S. O.
Vitesse des rafales de vent	m s <sup>-1</sup>	[0,1 ; s. o.]	S. O.
Température de l'air	°C	[-10 ; 35]	S. O.
Humidité	%	[0 ; 110]	S. O.
Pression atmosphérique	dBar	[9 ; 15]	S. O.

\* µE = µmole photons m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup>

## 5.3 Résultats et discussion

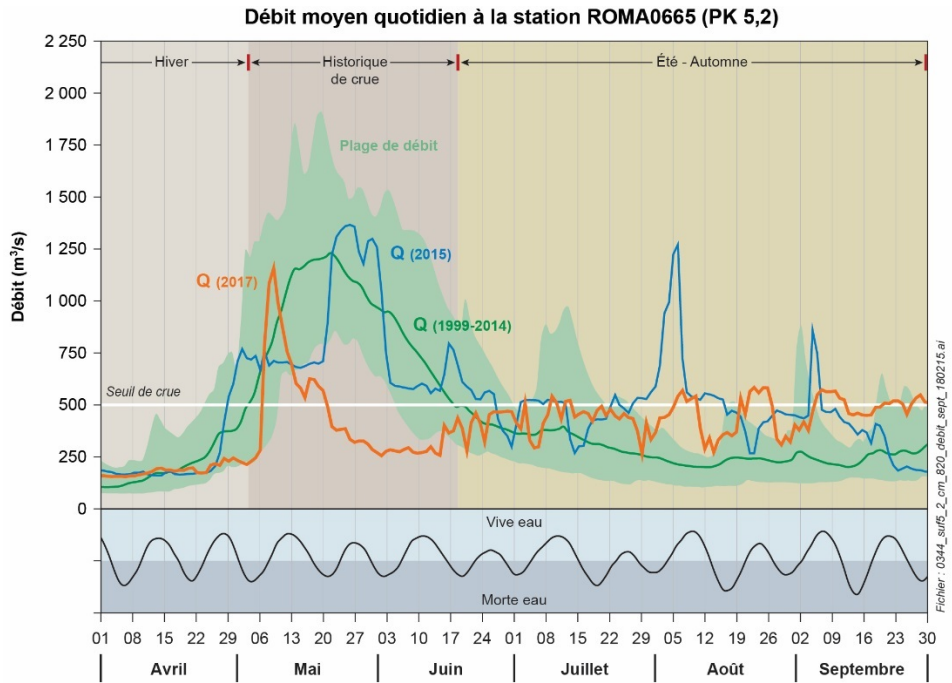
### 5.3.1 Caractéristiques hydrologiques de la période de suivi

Le programme de suivi de la production planctonique a débuté au moment de la mise en fonction des bouées instrumentées le 19 avril 2017 et s'est terminé lors de leur retrait le 25 septembre 2017. Cette période comprenait 159 jours, ce qui est comparable à la durée des suivis précédents. Selon le nouveau découpage de l'hydrogramme de référence établi à partir des séries temporelles de débits de 1999 à 2014 au PK 5,2 et détaillé à la section 2.3.1 du volume 1 de ce rapport, ce suivi comprenait des mesures dans la fin de la période Hiver (19 avril au 2 mai), pour toute la période Historique de crue (3 mai au 17 juin) ainsi que pour la majeure partie de la période Été-Automne (18 juin au 25 septembre). Ce découpage, approuvé lors d'échanges avec les responsables du suivi au ministère, permet de comparer les conditions pour chacune des périodes hydrologiques des différents suivis avec les conditions de référence qui avaient cours historiquement sur la rivière Romaine et dans la zone d'étude. Dans cette optique, cette portion du programme de suivi a donc couvert la majeure partie de la période en eau libre du chenal de Mingan, soit la période importante pour la production planctonique. Des changements des débits restitués (section 2.3.1, volume 1) et de la température de l'eau (section 2.3.6, volume 1) ont également eu lieu dans la zone d'étude durant la période Hiver. Cependant, le programme ne prévoit pas de suivi de la production planctonique pour cette période. Il est donc hasardeux de discuter d'un possible effet de ces modifications sur la production planctonique, faute de données. Par conséquent, la période Hiver n'est que brièvement abordée dans ce volume.

Pour l'ensemble du suivi de la production planctonique de 2017, le débit journalier moyen calculé au niveau de l'embouchure de la rivière Romaine (PK 5,2) était le plus faible ( $423 \text{ m}^3/\text{s}$ ) depuis la mise en place du programme de suivi. En 2017, l'hydrogramme a été fortement influencé par le remplissage du réservoir de la Romaine 3, qui a débuté le 10 mai pour atteindre le niveau d'exploitation maximal le 12 juin. Dans ces conditions, la crue a débuté le 6 mai et a atteint le débit de pointe de  $1158 \text{ m}^3/\text{s}$  le 9 mai 2017 (figure 5.2), juste avant le début du remplissage du réservoir. La crue a ainsi duré seulement 14 jours ( $Q > 500 \text{ m}^3/\text{s}$ ), ce qui est exceptionnellement court comparativement à la durée moyenne historique de 46 jours. En conditions naturelles, le débit moyen de la période Historique de crue était de  $922 \text{ m}^3/\text{s}$ . En 2017, il était beaucoup plus faible, atteignant seulement  $441 \text{ m}^3/\text{s}$ . Le remplissage du réservoir de la Romaine 3 a donc diminué la durée de la crue mais aussi son intensité en termes de débit moyen et maximal. À l'inverse, les débits de l'embouchure pour la période Été-Automne ( $445 \text{ m}^3/\text{s}$ ) étaient plus élevés en 2017 comparativement aux conditions naturelles ( $288 \text{ m}^3/\text{s}$ ), notamment de juillet à septembre.

Globalement, ces résultats indiquent que l'apport de la rivière Romaine était différent en 2017, notamment à cause de la crue particulièrement courte liée au remplissage du réservoir de la Romaine 3, mais aussi parce que les apports ont été restitués à des périodes et selon des débits qui diffèrent des moyennes historiques. Les débits étaient plus faibles que la normale en période Historique de crue, mais plus élevés pour la période Été-Automne. Ils sont aussi demeurés homogènes pour les deux périodes hydrologiques du suivi ( $423\text{-}445 \text{ m}^3/\text{s}$ ), ce qui correspond aux modifications prévues dans l'étude d'impact du projet (Hydro-Québec, 2007).





Document d'information destiné aux publics concernés par le projet. Pour tout autre usage, communiquer avec : Géomatique, Hydro-Québec Innovation, équipement et services partagés.

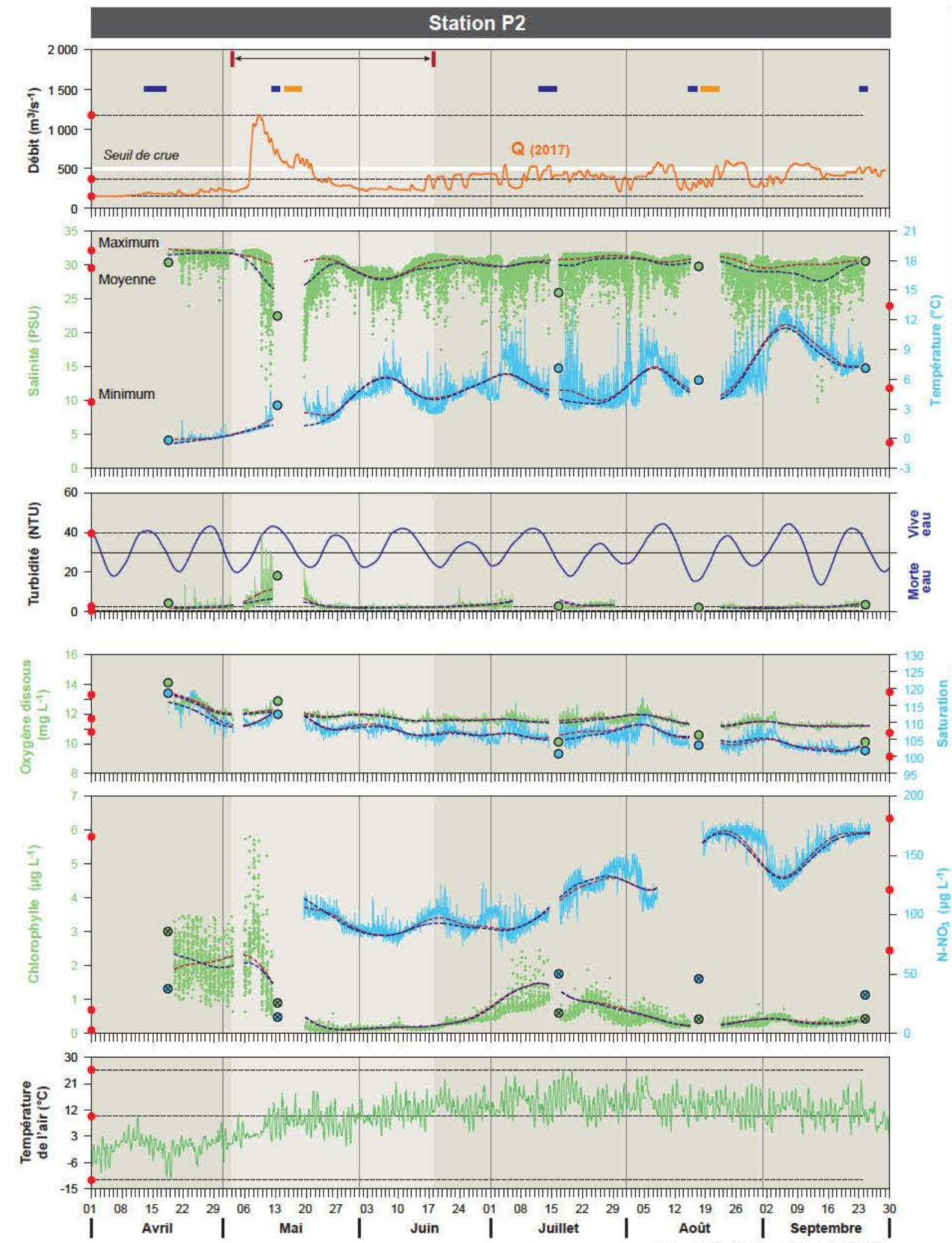
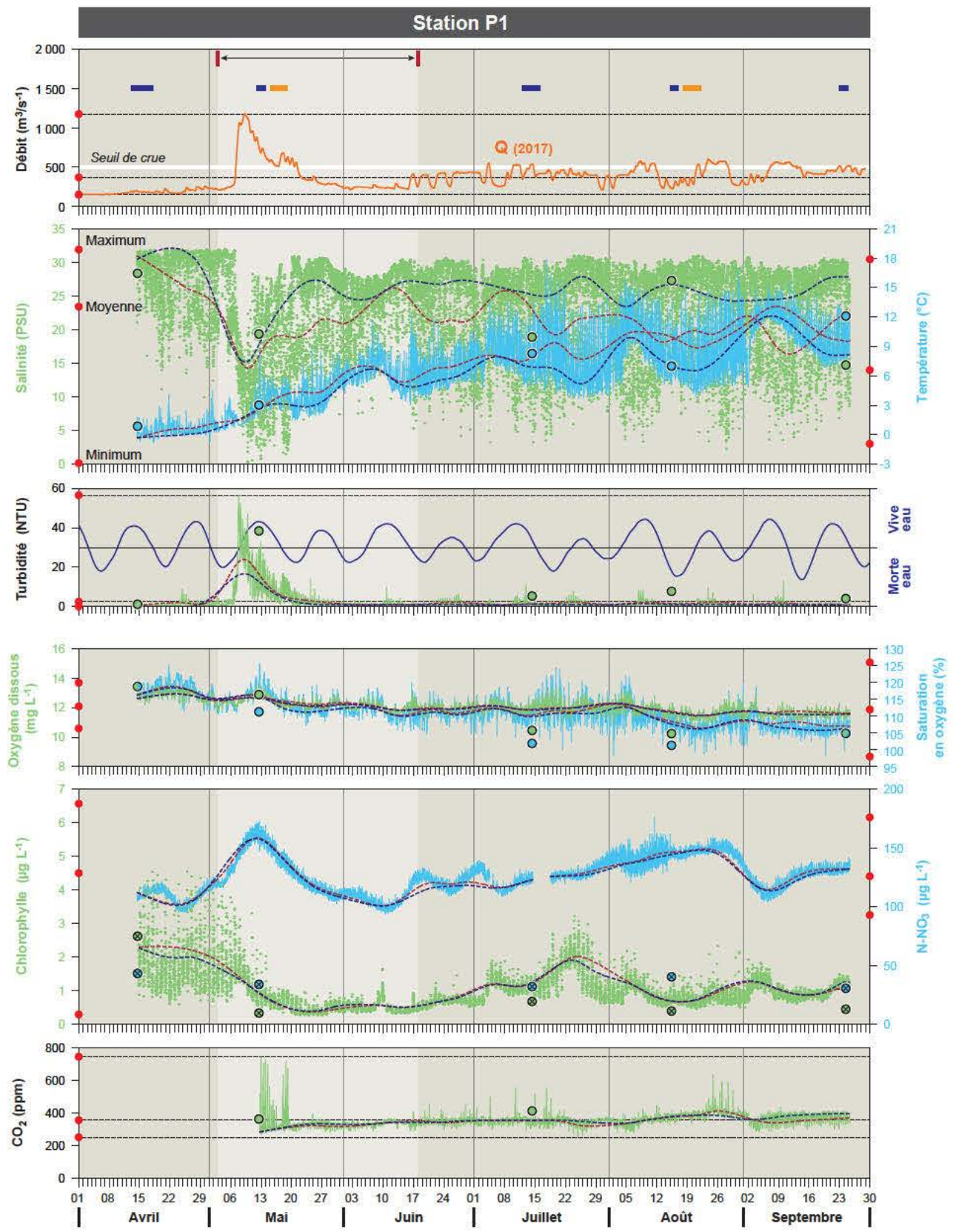
**Figure 5.2 – Comparaison des débits moyens journaliers (1999-2014, 2015 et 2017) mesurés à la station ROMA665 (PK 5,2) entre le 1<sup>er</sup> avril et le 30 septembre**

### 5.3.2 Données spatio-temporelles des bouées et du programme régulier de suivi de la qualité de l'eau

Les séries de données de température, de salinité, de turbidité, d'oxygène dissous, de nitrate, de chlorophylle *a* et de CO<sub>2</sub>, obtenues par l'intermédiaire des bouées installées aux stations P1 et P2, ont été regroupées sur la figure 5.3. Aux fins de consultation et de comparaison, les statistiques descriptives correspondantes (moyenne, écart-type, minimum, maximum et test de *t*) ont été regroupées dans le tableau 5.4 tandis que certaines données statistiques spécifiques aux périodes Historique de crue et Été-Automne ont été regroupées dans le tableau 5.5.

**Tableau 5.4 – Statistiques descriptives des variables mesurées par les bouées des stations P1 et P2**

Variable	Unité	Paramètre	Station P1	Station P2	Test de Student (test de <i>t</i> )
Température	°C	Moyenne	6,6	5,1	p < 0,05
		Écart-type	3,7	3,0	
		Minimum	-0,9	-0,4	
		Maximum	17,9	13,4	
Salinité	PSU	Moyenne	23,3	29,5	p < 0,05
		Écart-type	6,5	2,4	
		Minimum	0,3	9,8	
		Maximum	31,9	32,1	
Turbidité	NTU	Moyenne	2,3	2,8	p < 0,05
		Écart-type	5,0	2,1	
		Minimum	0,0	0,5	
		Maximum	56,8	39,7	
Nitrate	µg L <sup>-1</sup>	Moyenne	126,4	121,1	p < 0,05
		Écart-type	15,5	30,7	
		Minimum	93,5	70,3	
		Maximum	176,1	181,0	
Chlorophylle <i>a</i>	µg L <sup>-1</sup>	Moyenne	1,1	0,7	p < 0,05
		Écart-type	0,6	0,8	
		Minimum	0,3	0,1	
		Maximum	4,5	5,8	
Oxygène dissous	mg L <sup>-1</sup>	Moyenne	12,1	11,7	p < 0,05
		Écart-type	0,5	0,4	
		Minimum	10,6	10,8	
		Maximum	13,7	13,3	
Radiation photosynthétiquement active (RPA)	µmol photon m <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup>	Moyenne	1 066	S. O.	
		Écart-type	856	S. O.	
		Minimum	4	S. O.	
		Maximum	2 500	S. O.	
Pression partielle de CO <sub>2</sub>	ppm	Moyenne	357	S. O.	
		Écart-type	36	S. O.	
		Minimum	253	S. O.	
		Maximum	746	S. O.	



Document d'information destiné aux publics concernés par le projet. Pour tout autre usage, communiquer avec : Géomatique, Hydro-Québec Innovation, équipement et services partagés.

Fichier : 0344\_suf5\_3\_cm\_797\_p1-p2\_181120.ai

Figure 5.3 – Synthèse des résultats physicochimiques et biologiques des séries temporelles obtenues aux stations P1 et P2



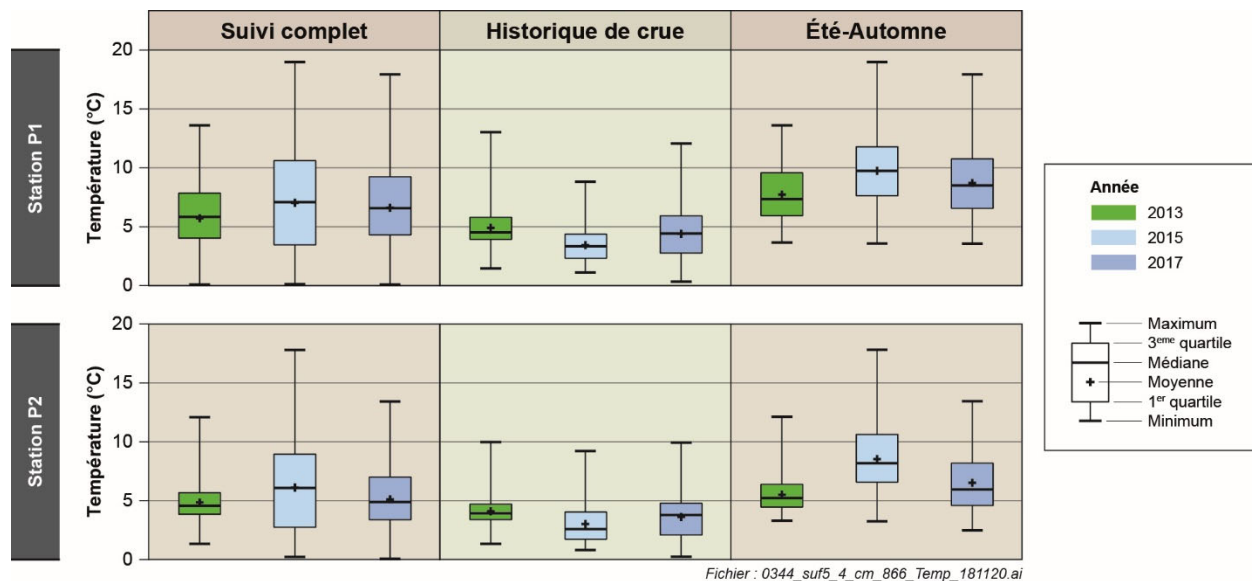
**Tableau 5.5 – Statistiques descriptives des variables mesurées aux bouées des stations P1 et P2 pour les périodes Historique de crue et Été-Automne**

		Historique de crue		Été-Automne	
		Station P1	Station P2	Station P1	Station P2
<b>Température (°C)</b>	Moyenne	4,3	3,6	8,7	6,5
	Minimum	0,3	0,3	3,5	2,4
	Maximum	12,0	9,9	17,9	13,4
<b>Salinité (PSU)</b>	Moyenne	22,1	28,9	22,9	29,4
	Minimum	0,3	12,2	2,3	9,8
	Maximum	31,9	32,1	31,0	31,8
<b>Turbidité (NTU)</b>	Moyenne	5,5	3,4	1,2	2,6
	Minimum	0,1	0,8	0,2	0,5
	Maximum	56,8	39,7	13,0	12,0
<b>Nitrate (<math>\mu\text{g L}^{-1}</math>)</b>	Moyenne	123,4	92,5	131,1	130,4
	Minimum	93,5	73,0	104,5	70,3
	Maximum	172,5	119,1	176,1	181,0
<b>Chlorophylle a (<math>\mu\text{g L}^{-1}</math>)</b>	Moyenne	0,8	0,7	1,0	0,5
	Minimum	0,3	0,1	0,4	0,1
	Maximum	4,2	5,8	3,2	2,5

### 5.3.2.1 Température

Les données des suivis de 2013 et de 2015 ont montré que la température mesurée dans la zone d'étude et la rivière Romaine augmente à partir du retrait des glaces en fonction du réchauffement saisonnier et qu'elle diminue avec la distance à l'embouchure où l'eau froide du chenal de Mingan domine. L'écart de température entre l'eau de la rivière et celle du chenal de Mingan joue aussi un rôle important. L'eau de la rivière Romaine se réchauffe lors de son transit entre la centrale de la Romaine-1 et l'embouchure, alors que la température de l'eau du chenal de Mingan dépend avant tout de la température de l'eau en provenance du golfe du Saint-Laurent, laquelle se réchauffe plus lentement que l'eau douce des rivières. La différence de température entre ces masses d'eau, combinée au débit restitué par la rivière Romaine, à la période de restitution et au stade de marée, interagit donc en modifiant la température de l'eau à l'embouchure et dans le chenal de Mingan. Par exemple, l'eau de la rivière restituée au printemps a peu d'effet mesurable sur la température de surface de la zone d'étude puisqu'elle est à une température voisine de celle du chenal de Mingan. Par contre, l'eau plus chaude de la fin de l'été peut avoir un effet mesurable lorsque le débit est important (apport élevé), et cet effet peut être mesuré loin de l'embouchure, notamment à marée basse.

Encore une fois en 2017, les résultats de température des eaux de surface ainsi que la température de l'air enregistrée par la station météo de Havre-Saint-Pierre et celle de la station P2 étaient liés au cycle saisonnier. Comme attendu, l'air et la masse d'eau se sont graduellement réchauffés à la suite du retrait des glaces et durant la période de suivi. La température de l'air est passée de 12 °C en avril à 25,7 °C en août, avec une moyenne de 9,8 (±6,4) °C pour toute la période de suivi. Parallèlement, la température de l'eau était près de 0 °C à la mi-avril et a augmenté jusqu'à atteindre, en août, sa valeur maximale de 17,8 °C à P1 et de 13,4 °C à P2. Lorsque l'on compare les températures entre les années de suivis, les résultats indiquent que l'eau était plus chaude en 2015 et en 2017 comparativement à 2013, mais c'est en 2015 où l'on retrouve la différence la plus importante, avec près de 1,3 °C d'écart tant à la station P1 que P2 (figure 5.4). En 2017, l'écart avec l'état de référence était de 1 °C pour P1 et 0,3 °C pour P2. Ces différences interannuelles s'expliquent par les variations saisonnières, entre autres. Par exemple, 2015 était une année où l'eau du golfe du Saint-Laurent était particulièrement chaude (Galbraith et coll., 2016) et la température de l'eau dans la zone d'étude était la plus chaude des trois suivis réalisés. Les différences s'expliquent aussi par les changements de débit et par la période de restitution de l'eau de la rivière Romaine. Lors des suivis de 2015 et 2017, le débit moyen journalier était plus élevé que celui de 2013, notamment durant la période Été-Automne lorsque l'eau de la rivière est la plus chaude. Il y a donc plus d'eau chaude restituée à l'Été-Automne depuis la mise en service des centrales de la Romaine-1, de la Romaine-2 et de la Romaine-3, ce qui semble entraîner une augmentation des températures moyennes mesurées dans la zone d'étude.



**Figure 5.4 – Comparaison interannuelle de la température de l'eau mesurée par les bouées**

Pour chacune des années de suivi, les résultats indiquent également que les eaux de surface sont généralement plus froides à la station P2 qu'à la station P1. En 2017, la température moyenne était de 5,1 (±3,0) °C à la station P2 et de 6,6 (±3,7) °C à la station P1 (figure 5.3, figure 5.4 et tableau 5.4). L'écart entre les stations était donc de 1,5 °C tandis qu'il était de 1,1 °C en 2013 et de 0,9 °C en 2015. La différence entre les stations s'explique encore cette année par la position des bouées. En fait, la station P1 est située à proximité du littoral dans une zone peu profonde influencée par les eaux de surface des rivières Lechasseur et Romaine, qui s'échauffent au courant de l'été. La station P2 est située directement dans le chenal de Mingan où les températures sont avant tout influencées par la masse d'eau plus froide provenant du golfe du Saint-Laurent.

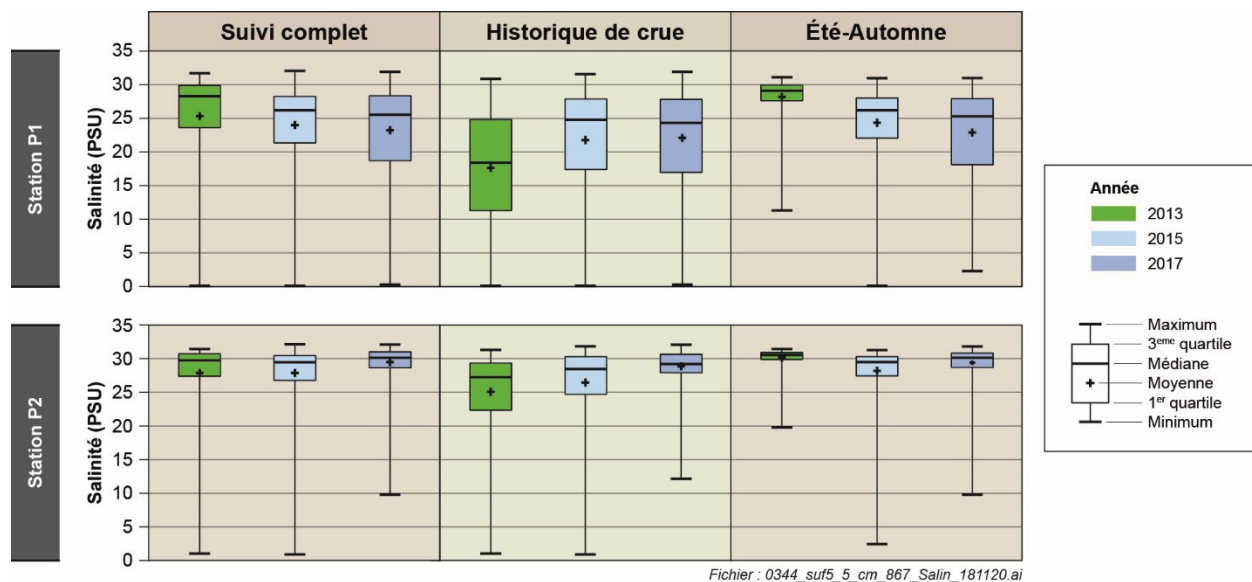
Les données de température ont aussi été comparées en tenant compte des périodes hydrologiques, soit en période Historique de crue et en période Été-Automne. De manière générale, la température de l'eau durant la période Historique de crue de 2017, tant pour la station P1 que pour la station P2, présentait des moyennes et des écarts comparables à l'état de référence (figure 5.4). Par exemple, en période Historique de crue en 2013, la température moyenne de l'eau à la station P1 était de 4,9 °C avec des variations se situant entre 1,4 et 13,0 °C. En 2017, la température moyenne pour cette période était de 4,3 °C avec des variations se situant entre 0,3 et 12,1 °C (tableau 5.5). La diminution du régime hydrologique observée lors de la période Historique de crue en phase exploitation n'a donc pas eu d'impact significatif sur les températures mesurées dans la zone d'étude. Il s'agit d'un phénomène normal puisque les températures de l'eau du chenal de Mingan et de l'eau restituée par la rivière sont très proches à cette époque de l'année. Pour la période Été-Automne, les eaux de surface, tant à P1 qu'à P2, étaient environ 1 °C plus chaudes en 2017 qu'en 2013 (tableau 5.5 et figure 5.4). Ce résultat n'est pas étonnant parce que l'eau de la rivière est plus chaude que celle de la masse d'eau du chenal de Mingan durant l'été; et aussi parce que le débit moyen restitué était deux fois plus élevé en 2017 que le débit restitué historiquement pour cette période. Comme mentionné précédemment, les changements de débit de la rivière Romaine en période transitoire semblent donc augmenter légèrement la température de l'eau de surface dans le chenal de Mingan et l'effet est principalement observable lors de la période Été-Automne.

Dans le cadre du suivi de la production planctonique, la période Hivernale n'est pas considérée bien qu'il a déjà été établi que c'est durant cette période que le régime hydrologique et thermique de l'eau de la rivière Romaine est le plus modulé. Selon l'étude d'impact et les suivis hydrologiques réalisés en phase exploitation, le volume d'eau restitué durant l'hiver est plus important et l'eau plus chaude par rapport à l'état naturel. Cependant, selon les données récoltées durant les suivis 2015 et 2017, cet apport d'eau n'a pas eu d'impact sur l'emprise de la glace au niveau de l'embouchure (voir section 2.3.5 du volume 1 du présent rapport) comparativement à l'influence des facteurs climatiques régionaux et à celle du fleuve Saint-Laurent. Au regard des données disponibles, il n'est pas possible de mesurer s'il y a un effet associé à ces modifications de débit hivernaux sur la production planctonique.

### **5.3.2.2 Salinité**

Les données de salinité des suivis de 2013 et de 2015 ont montré que la salinité mesurée dans la zone d'étude augmente en fonction de la distance à l'embouchure et du débit restitué par la rivière. La salinité des stations P1 et P2 est aussi très variable dans le temps avec des valeurs représentant l'ensemble des salinités comprises entre l'eau douce et l'eau salée. Cette grande variabilité est le résultat des mouvements de marée et du mélange des masses d'eau en provenance du chenal de Mingan et de la rivière Romaine. Lors des marées basses, le front de marée se retire dans le chenal de Mingan et permet à l'eau douce restituée par la rivière Romaine de s'étendre sur une grande distance avant d'être diluée dans la masse d'eau salée. Dans ces conditions, la distance que parcourt la masse d'eau douce dépend aussi de l'importance du débit restitué à l'embouchure de la rivière. Ainsi, selon ce mécanisme, les plus fortes variations de salinité sont enregistrées lorsque l'effet des marées et des débits s'additionne. Par exemple, lorsque des marées basses de vive eau sont jumelées à des périodes de fort débit, il se produit une forte dessalure de surface qui se propage loin dans le chenal de Mingan. À l'inverse, des marées hautes jumelées à de faibles débits généreront des salinités plus élevées même à proximité de l'embouchure où l'eau douce occupe généralement la strate de surface.

Les données de salinité de 2017 répondent encore à ce mécanisme. En moyenne, la salinité était plus basse à la station P1, à proximité de l'embouchure, que celle enregistrée à la station P2 avec respectivement 23,3 ( $\pm 6,5$ ) PSU et 29,5 ( $\pm 2,4$ ) PSU (tableau 5.4). Ces résultats sont comparables aux salinités moyennes de 24,8 ( $\pm 7,1$ ) PSU et de 27,9 ( $\pm 4,7$ ) PSU obtenues aux mêmes stations en 2013 (figure 5.5). Comme attendu, les salinités enregistrées étaient aussi très variables dans le temps (figure 5.3). Pour la station P1, la salinité a varié entre 0,3 et 31,9 PSU tandis que pour la station P2, la salinité a varié entre 9,8 et 32,1 PSU. En 2013, ces oscillations étaient fortes en période de crue et avaient diminué en fréquence et en intensité lors de la période Été-automne tant à P1 qu'à P2, mais cette année, les variations se sont maintenues sur la majeure partie du suivi, notamment à P1. La hausse du débit de la rivière lors de la période Été-Automne semble donc avoir augmenté la fréquence et l'intensité des oscillations de salinité par rapport à l'état de référence. Cet effet avait aussi été observé lors des épisodes de débit élevé de la période Été-Automne en 2015. Paradoxalement, les débits particulièrement homogènes de 2017 jumelés au forçage des marées ont engendré une plus grande variabilité des salinités de surface de la masse d'eau à P1 et une plus petite variabilité à P2.



**Figure 5.5 – Comparaison interannuelle de la salinité de l'eau mesurée par les bouées**

Durant la période Historique de crue, le phénomène d'alternance a entraîné une dessalure mesurable au droit de la bouée de la station P1 tandis que pour la station P2, la dessalure n'a été que partielle, avec des salinités supérieures à 12,2 PSU (tableau 5.5 et figure 5.5). La dessalure était donc moins importante en 2017, ce qui pourrait résulter du faible débit de la période de crue de 2017. Toutefois, il manque une partie des données correspondant exactement au pic de crue de 2017 puisque l'équipe de terrain utilisait les instruments de la station P2 durant cette période. Considérant que la salinité minimale observée en 2013 et en 2015 était de 1,1 et de 0,9 PSU respectivement, il est possible qu'elle soit sous-estimée en 2017. En considérant uniquement les valeurs mesurées, les données indiquent tout de même que la masse d'eau douce en provenance de la rivière Romaine était encore bien présente dans le chenal de Mingan et a entraîné des épisodes de dessalure mesurables tant à P1 qu'à P2.



### 5.3.2.3 Turbidité

Les données de turbidité de l'état de référence et du suivi de 2015 ont permis de montrer que l'eau de la rivière Romaine peut contribuer à l'augmentation de la turbidité de la colonne d'eau dans le chenal de Mingan. Les données indiquent que cette augmentation était surtout visible durant la période de crue, lorsque les forts débits remettent les particules du lit de la rivière en suspension et les transportent jusqu'à la masse d'eau de l'embouchure. À la sortie de l'embouchure, la turbidité tend à décroître rapidement avec la distance, comme l'indiquent les écarts entre P1 et P2. En temps normal, après un épisode d'augmentation, la turbidité tend à diminuer et retourne à des valeurs oscillant autour de 1 NTU après la crue ou certains épisodes de débits particulièrement élevés. Les valeurs mesurées dans le chenal de Mingan demeurent donc faibles, ce qui correspond aux valeurs attendues pour ce milieu.

Pour l'ensemble du suivi 2017, la turbidité moyenne de la colonne d'eau des stations P1 et P2 était respectivement de 2,3 ( $\pm 5,0$ ) et de 2,8 ( $\pm 2,1$ ) NTU. Ces valeurs étaient un peu plus élevées qu'en 2013 et qu'en 2015 (figure 5.6). Cette différence s'explique par le pic de turbidité particulièrement élevé qui a eu lieu au moment de la crue printanière de 2017 en mai (figure 5.3). En fait, l'augmentation normale de turbidité liée à la crue a été amplifiée cette année en raison de fortes pluies condensées et conjuguées à la fonte des neiges qui ont entraîné des montées de crues particulièrement importantes sur différents tributaires au sud du bassin versant de la rivière Romaine, dont la rivière Puyjalon et la rivière Romaine Sud-Est. Ces conditions météorologiques printanières intenses ont contribué à différents événements d'érosion, plus particulièrement dans le secteur de la confluence de la rivière Romaine Sud-Est et de la rivière Romaine (communication personnelle, HQ). Ces événements d'érosion ont augmenté momentanément la turbidité de l'eau restituée à l'embouchure. À la station P1, la turbidité moyenne en période de crue était élevée, soit 5,5 NTU, et a atteint une valeur maximale de 56,8 NTU au moment de la montée de crue soudaine des tributaires de la rivière Romaine situés plus au sud du bassin versant (figure 5.6 et tableau 5.5). Pour la station P2, la turbidité moyenne de cette période était un peu plus faible, soit 3,4 ( $\pm 3,5$ ) NTU, mais les valeurs ont tout de même atteint un maximum élevé de 39,7 NTU lors de la crue. À titre comparatif, la turbidité maximale obtenue en période de crue lors des suivis précédents toutes conditions confondues était de seulement 14,9 NTU, avec des valeurs moyennes comprises entre 0,5 et 2,6 NTU. Cependant, comme pour les années précédentes et malgré les événements météorologiques et l'érosion, les conditions de turbidité de la colonne d'eau sont retournées aux valeurs attendues durant la période Été-Automne avec une moyenne de 1,2 ( $\pm 0,9$ ) NTU à la station P1 et de 2,6 ( $\pm 0,9$ ) NTU à la station P2 (tableau 5.5).

### 5.3.2.4 Éléments nutritifs et production planctonique

En théorie, la croissance des producteurs primaires de la zone de l'embouchure et du chenal de Mingan dépend de plusieurs facteurs, notamment de la température et des concentrations en éléments nutritifs disponibles dans la colonne d'eau. Dans les milieux marins côtiers, comme le chenal de Mingan, l'azote sous la forme de l'ion nitrate est fréquemment l'élément limitant la croissance tandis que les principaux tributaires, comme la rivière Romaine, constituent une source significative de cet élément pour le milieu récepteur. En contrepartie, on s'attend à ce que le phosphore, sous la forme de phosphates, soit abondant dans les eaux marines et côtières et limitant dans les eaux douces du bassin versant. Pour vérifier ces hypothèses, l'apport en éléments nutritifs provenant de la rivière Romaine a été quantifié, comme en 2015, par la réalisation d'une série de prélèvements d'eau aux stations P0 et P3, qui représentent la « signature » de la rivière, tandis que les données des autres stations du programme régulier ont été regroupées de manière à représenter la « signature » de la masse d'eau du chenal de Mingan.

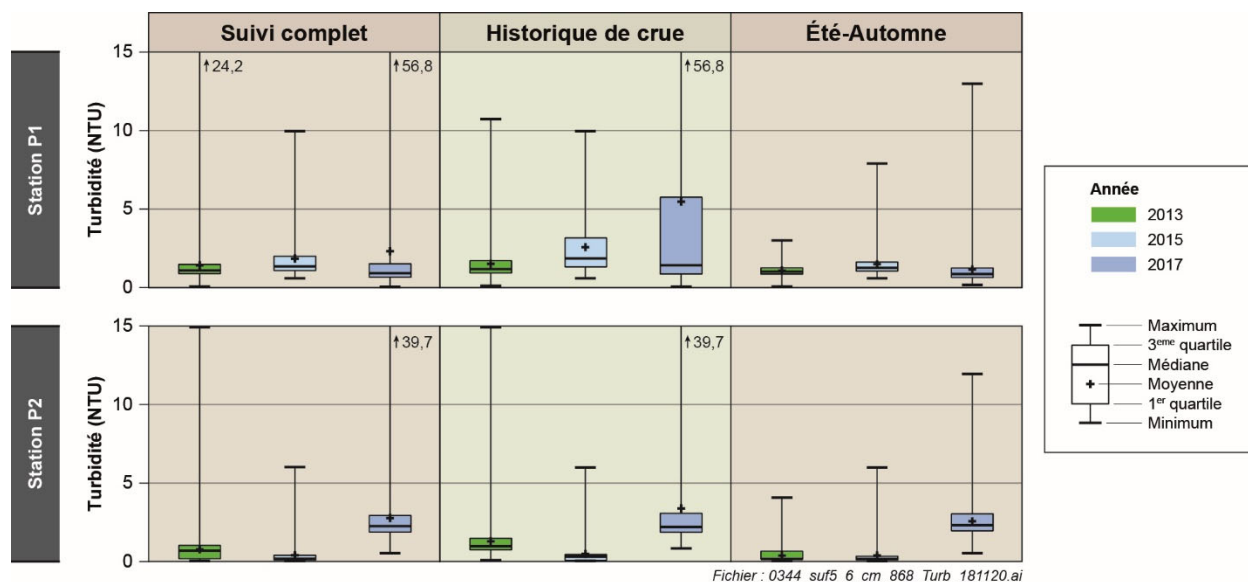
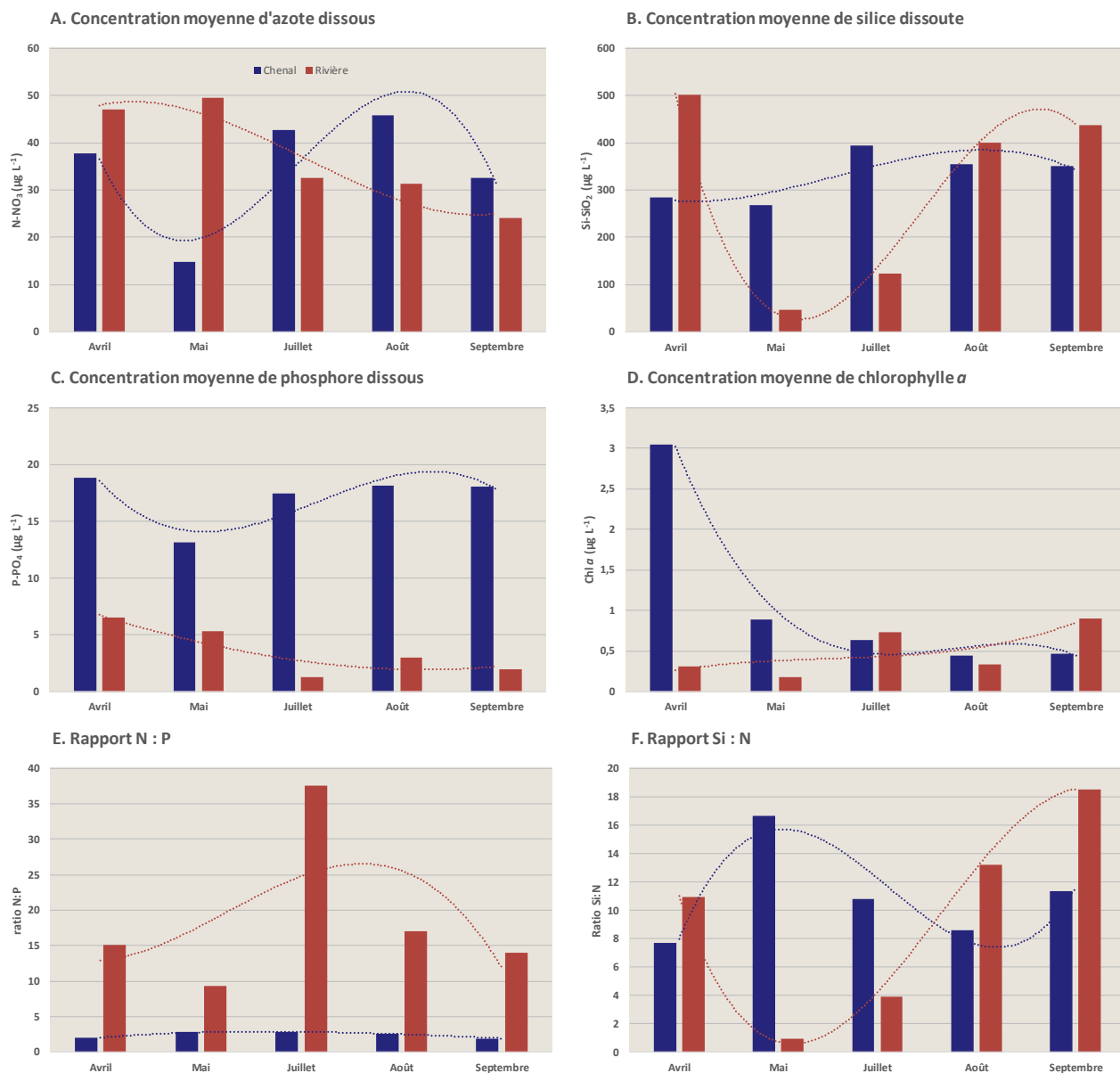


Figure 5.6 – Comparaison interannuelle de la turbidité de l'eau mesurée par les bouées

**Nitrate (N-NO<sub>3</sub>)** : lors du suivi de 2015, les concentrations de nitrates du chenal de Mingan étaient élevées au printemps avec des valeurs entre 75 et 101 µg L<sup>-1</sup>. Par la suite, les teneurs en nitrate avaient graduellement diminué jusqu'à la fin de la saison estivale, ce qui avait créé des conditions limitantes pour la croissance des producteurs primaires. Par ailleurs, cette diminution avait eu lieu malgré une augmentation des concentrations en nitrate dans l'eau de la rivière Romaine, un des facteurs démontrant que la teneur en nitrate du chenal de Mingan n'est pas influencée par la rivière Romaine, mais reflète plutôt les conditions de la masse d'eau provenant du golfe du Saint-Laurent. Au printemps 2017, les concentrations en nitrate du chenal de Mingan étaient considérablement plus faibles qu'en 2013 ou qu'en 2015 avec une moyenne de 39 µg L<sup>-1</sup> (figure 5.7). Les concentrations ont significativement diminué au moment de la période Historique de crue en atteignant 15 µg L<sup>-1</sup>, mais contrairement aux suivis précédents, elles ont ensuite augmenté pour se maintenir à des valeurs entre 32 et 44 µg L<sup>-1</sup> jusqu'en septembre. Parallèlement, les concentrations en nitrate de la rivière ont diminué tout au long de la saison estivale, passant de 49 µg L<sup>-1</sup> en crue printanière à une moyenne de 24 µg L<sup>-1</sup> en septembre. En 2015, les concentrations de la rivière étaient un peu plus faibles, présentant une moyenne de 20 µg L<sup>-1</sup>, et sont demeurées stables durant l'été.

L'azote utilisable par les producteurs primaires est aussi présent sous forme d'ammonium (NH<sub>4</sub>). Cette forme d'azote peut être disponible dans la colonne d'eau à la suite de mécanismes biologiques comme le broutage des algues par le zooplancton ou la dégradation de la matière organique par l'activité microbienne. Cette année, des mesures exploratoires d'ammonium ont été réalisées en août et en septembre aux différentes stations et profondeurs de la colonne d'eau : fond, intégré et écume. Les résultats montrent sans équivoque que cette forme d'azote n'est pas importante dans l'eau de la rivière Romaine avec des valeurs inférieures à 1 µg L<sup>-1</sup>. Cependant, les concentrations mesurées dans le chenal de Mingan étaient significatives avec des valeurs entre 46 et 64 µg L<sup>-1</sup> en août et un peu plus faibles en septembre avec des valeurs entre 27 et 36 µg L<sup>-1</sup>. La diminution mesurée entre août et septembre s'est produite parallèlement à la diminution des teneurs en nitrate, ce qui tend à indiquer que toutes les formes directement assimilables d'azote étaient moins abondantes à la fin de l'été dans le chenal de Mingan.



**Figure 5.7 – Évolution des concentrations de sels nutritifs et de chlorophylle *a* et variations des rapports stœchiométriques N:P et Si:N durant la campagne 2017**

**Phosphore dissous (P-PO<sub>4</sub>)** : le phosphore n'a pas été mesuré en 2013, mais il peut être comparé aux valeurs obtenues en 2015. En 2015, les concentrations de phosphate des eaux de la Romaine sont demeurées faibles (< 2 µg L<sup>-1</sup>) pour toutes les campagnes avec une légère augmentation à 4,5 µg L<sup>-1</sup> au moment de la crue en mai. Ces résultats étaient dans la même gamme que ceux présentés dans le volume 2, section 21 de l'étude d'impact (Hydro-Québec, 2007), et correspondaient aux concentrations attendues pour une eau oligotrophe comme celle de la rivière Romaine (Wetzel, 2001). Parallèlement, les teneurs en phosphate de la masse d'eau du chenal de Mingan étaient de deux à cinq fois plus élevées, avec des valeurs moyennes entre 12,8 et 25,6 µg L<sup>-1</sup> de P-PO<sub>4</sub>. En 2015, les teneurs avaient graduellement diminué au cours de la saison estivale et reflétaient, comme pour les nitrates, un appauvrissement de la colonne d'eau. En 2017, les concentrations de phosphore de la rivière étaient plus élevées qu'en 2015, notamment en avril et en mai avec des concentrations de 6,5 et de 5,3 µg L<sup>-1</sup> (figure 5.7). Par la suite, les concentrations mesurées s'approchaient des valeurs attendues pour la rivière Romaine avec 2,1 µg L<sup>-1</sup>. Dans la masse d'eau du chenal de Mingan, les variations et les concentrations de phosphore étaient comparables à 2015 avec une valeur plus faible de 13,2 µg L<sup>-1</sup> en période de crue et une moyenne de 18,2 µg L<sup>-1</sup> pour les autres périodes. À de telles concentrations, le phosphore est considéré comme étant abondant pour le milieu. En outre, ces données indiquent que la mise en eau des trois réservoirs n'a pas eu d'effet mesurable sur les teneurs en phosphate dans la masse d'eau du chenal de Mingan.

**Silice réactive (Si-SiO<sub>2</sub>)** : avant la crue de 2015, les concentrations de silice réactive mesurées dans la rivière étaient élevées avec une concentration moyenne de 163 µg L<sup>-1</sup> de Si-SiO<sub>2</sub>. Par la suite, les concentrations avaient significativement diminué à des valeurs se situant entre 38 et 67 µg L<sup>-1</sup>. En comparaison, les concentrations de silice mesurées dans la masse d'eau du chenal de Mingan étaient demeurées élevées et relativement stables tout au long de l'été, avec des valeurs situées entre 168 et 205 µg L<sup>-1</sup>. Ces valeurs correspondaient à celles de 2013 ainsi qu'aux valeurs observées dans le golfe du Saint-Laurent, où elles peuvent varier entre 0 et 280 µg L<sup>-1</sup> (Starr et coll., 2004).

En 2017, les concentrations de silice de la masse d'eau du chenal de Mingan sont demeurées stables. Cependant, elles étaient plus élevées que lors des suivis précédents. Les valeurs ont oscillé entre 268 et 305 µg L<sup>-1</sup> durant la période Historique de crue et entre 350 et 414 µg L<sup>-1</sup> durant la période Été-Automne (figure 5.7). L'eau de la rivière Romaine était aussi plus riche en silice réactive comparativement aux résultats de 2015, mais la teneur était inférieure à ceux de 2013. Toutefois, il importe de rappeler que les résultats de silice de 2013 correspondent à des concentrations de silice totale plutôt que dissoute. Ces résultats surestiment de manière importante, notamment dans la rivière, les teneurs en silice réellement disponibles pour les producteurs primaires de la colonne d'eau (Deblois et coll., 2016). Ainsi, en 2017, il y avait plus de silice dissoute et, par le fait même, disponible pour la production planctonique dans la rivière comparativement à 2015. C'est en avril que la moyenne, de 501 µg L<sup>-1</sup>, était la plus élevée. Au moment de la crue, en mai, les teneurs en silice ont drastiquement baissé pour atteindre une valeur moyenne de 47 µg L<sup>-1</sup>. Par la suite, les teneurs ont augmenté à nouveau, atteignant presque le niveau observé en avril, tandis qu'elles étaient demeurées faibles en 2015 à la même période.

**Stœchiométrie** : l'analyse de la stœchiométrie des éléments nutritifs de la masse d'eau du chenal de Mingan indique une forte limitation en nitrate semblable aux observations de 2015. Selon les données, la limitation était plus importante en 2017 puisque les concentrations ainsi que le rapport N:P étaient plus faibles. Le rapport N:P était de seulement 2,8 en 2017, c'est-à-dire trois fois moins important que le rapport stœchiométrique idéal de 7,2 attendu pour un milieu non limitant (figure 5.7). La présence d'ammonium a peut-être allégé cette limitation puisque les concentrations de NH<sub>4</sub> mesurées étaient proches des concentrations en nitrate, ce qui double la disponibilité en azote dans la colonne d'eau et modifie le rapport N:P.

Tandis que l'azote est essentiel à la croissance de tous les producteurs primaires comme les organismes phytoplanctoniques, la silice est un élément nutritif intéressant, puisqu'essentiel pour la croissance des diatomées, un groupe phytoplanctonique important dans la colonne d'eau du chenal de Mingan (Environnement Illimité, 2014; Deblois et coll., 2016). En 2017, la silice est demeurée stable dans la masse d'eau du chenal de Mingan. Cet élément est demeuré abondant et non limitant, comme en 2015. En outre, le rapport stœchiométrique Si:N est demeuré systématiquement supérieur au rapport idéal non limitant ( $\pm 4,3$ ) avec une moyenne de 11, toutes campagnes confondues (figure 5.7).

De manière générale, l'analyse des résultats des sels nutritifs montre que la rivière Romaine contenait plus de nitrate, de phosphate et de silicate comparativement à 2013 et à 2015. Les concentrations de nitrate et de phosphate étaient élevées en avril et en mai, mais elles ont diminué durant la saison estivale (figure 5.7). Les teneurs en silice étaient élevées en avril, mais elles ont drastiquement diminué en période de crue pour atteindre à nouveau des valeurs élevées en août et en septembre (figure 5.7). Malgré ces variations, aucune relation évidente et directe n'a été relevée entre les concentrations de la rivière et celles du chenal de Mingan. Par exemple, les nitrates du chenal de Mingan ont diminué en période de crue bien que les teneurs étaient élevées dans l'eau de la rivière Romaine. À l'inverse, les phosphates sont demeurés élevés dans le chenal de Mingan bien que les concentrations étaient faibles dans la rivière. Les teneurs en silice sont demeurées stables dans le chenal, mais elles ont varié dans l'eau de la rivière. Comme en 2013 et en 2015, ces résultats confirment que, mis à part un bref effet de surface, la concentration en éléments nutritifs de la masse d'eau du chenal de Mingan est avant tout contrôlée par les apports provenant des eaux salées au large de l'archipel des îles de Mingan.

### Production planctonique et chlorophylle

En 2017, les résultats de chlorophylle mesurés au niveau des bouées et ceux obtenus par analyse en laboratoire étaient similaires (figure 5.3). La moyenne du laboratoire pour l'ensemble du suivi était de  $1,1 \mu\text{g L}^{-1}$  et de  $1,1$  et  $0,7 \mu\text{g L}^{-1}$  pour les stations P1 et P2 respectivement (tableau 5.4 et figure 5.7). Comme en 2015, des valeurs élevées ont été observées entre le début du suivi en avril et la période de crue, ce qui correspond, comme attendu, à la floraison printanière phytoplanctonique. En 2015, la floraison avait atteint des concentrations entre  $6,2$  et  $8,0 \mu\text{g L}^{-1}$  tandis qu'en 2017 les valeurs ont oscillé entre  $1$  et  $5,8 \mu\text{g L}^{-1}$ . Au moment de la crue, les concentrations de chlorophylle ont rapidement diminué et sont demeurées faibles jusqu'en juillet où une seconde floraison moins importante ( $\pm 2 \mu\text{g L}^{-1}$ ) a eu lieu dans la colonne d'eau (figure 5.3). La diminution des concentrations de chlorophylle en mai correspond à une baisse marquée des concentrations de nitrate, mais aussi de phosphore dans la colonne d'eau. Cette concordance reflète l'assimilation des sels nutritifs par les producteurs primaires lors de la floraison. En 2015, les données de chlorophylle présentaient des cycles de croissance phytoplanctonique tout au long de l'été (Deblois et coll., 2016). Ces cycles étaient visibles en juillet et en août et accompagnés d'une diminution des nitrates de la colonne d'eau et d'une augmentation de l'abondance du zooplancton. En 2017, ce phénomène, s'il a eu lieu, n'était pas aussi évident qu'en 2015. Le phytoplancton est plutôt demeuré à un niveau faible et stable durant la saison de croissance sauf tôt au printemps et en juillet.

### Comparaison des types de prélèvement (écume, intégré, fond)

Dans le cadre des analyses de l'étude, les résultats des prélèvements (écume, intégré et fond) ont été combinés pour obtenir les moyennes présentées à la figure 5.7 et interpréter les variations durant le suivi. Les résultats ont aussi été comparés en fonction du type de prélèvements pour : 1) examiner s'il y a des différences entre eux; 2) évaluer si ces différences peuvent influencer l'interprétation des résultats présentés dans la section précédente; et 3) estimer dans quelle mesure certains prélèvements peuvent être retirés des prochains suivis. Les données utilisées pour réaliser cet exercice sont présentées à l'annexe 5.3. Elles montrent qu'il y a des différences entre les prélèvements. Les teneurs en nitrate, ammonium et phosphore sont plus élevées au fond de la colonne d'eau et plus faibles dans les écumes et les intégrés. Il s'agit de la situation inverse dans le cas de la silice.

En ce qui a trait à l'impact de ces différences, l'interprétation des variations demeure la même pour les nitrates, le phosphore et l'ammonium que l'on prenne un ou l'autre des prélèvements. Pour la silice, une forte baisse au fond de la colonne d'eau a eu lieu en mai, mais elle a été occultée par l'approche combinée. Cette baisse n'a par contre pas eu d'effets concrets sur le plancton qui se développe dans la zone de l'échantillon intégré. Dans ce contexte et de manière générale, on remarque que l'échantillon intégré demeure le plus représentatif des conditions de la colonne d'eau (écume, intégré et fond) et qu'il correspond aux résultats obtenus par l'approche combinée.

### Mesure des nitrates avec les capteurs SUNA

Les concentrations en nitrate ont aussi été mesurées à l'aide des capteurs SUNA installés sur les bouées (figure 5.3) et lors des profils de la colonne d'eau du programme de suivi régulier et du front salin. Le test de calibration des capteurs avant leur déploiement était satisfaisant (annexe 5.1). Cependant, la comparaison des mesures de terrain provenant des résultats du laboratoire ISMER montre, comme en 2015, que les teneurs en nitrate enregistrées par les sondes étaient plus élevées que les valeurs du laboratoire. La différence était importante et dans le même ordre de grandeur qu'en 2015 :

- À la station P1, la moyenne saisonnière obtenue avec la sonde était de  $126 \mu\text{g L}^{-1}$  comparativement à seulement  $36,1 \mu\text{g L}^{-1}$  en laboratoire;
- À la station P2, la moyenne saisonnière obtenue avec la sonde était de  $121 \mu\text{g L}^{-1}$  comparativement à seulement  $37,3 \mu\text{g L}^{-1}$  en laboratoire.

Les raisons de ces différences n'ont pu être élucidées en 2015. Des indications au sein des données de 2017 contribuent à mieux comprendre le problème, mais pas en totalité. De toute évidence, ces capteurs sont influencés par la turbidité comme le montre la synchronisation entre l'augmentation des nitrates et l'apparition du pic de turbidité de la crue à la station P1 (figure 5.3). Cette augmentation est apparue au moment où les concentrations en nitrate du laboratoire mesurées dans la colonne d'eau étaient les plus faibles du suivi, une tendance inverse de celle indiquée par le capteur.

La température a aussi un effet sur les concentrations enregistrées par les capteurs. On remarque surtout cet effet au début septembre lorsque les concentrations en nitrates diminuent de manière synchrone à l'élévation de la température de l'eau. Cet effet est observable simultanément aux deux stations et, après une inspection minutieuse, on le remarque aussi à d'autres périodes, notamment vers le 10 juin ou au début de juillet (figure 5.3). Bien que présentées à la figure 5.3 et dans les tableaux 5.4 et 5.5, ces données sont biaisées et ne représentent que très approximativement les réelles variations en nitrate au droit des bouées. Il faut plutôt se fier aux résultats issus des analyses de l'ISMER.

Après traitement, un total de 335 profils de nitrate valides ont été réalisés lors des campagnes de relevés de terrain. L'analyse holistique des résultats de ces profils montre qu'en moyenne la teneur en nitrate toutes conditions confondues était de  $82,9 \mu\text{g L}^{-1}$  avec des valeurs situées entre  $7$  et  $157 \mu\text{g L}^{-1}$ . En comparaison, les analyses de laboratoire ont donné une moyenne générale de  $35,0 \mu\text{g L}^{-1}$  avec une variation entre  $8$  et  $76 \mu\text{g L}^{-1}$ . Ces résultats indiquent que les concentrations mesurées lors des profils sont aussi surestimées. Par contre, l'analyse des variations de ces profils, c'est-à-dire la présence ou l'absence de stratification ainsi que la profondeur associée, demeure un indicateur qualitatif des conditions de la colonne d'eau.

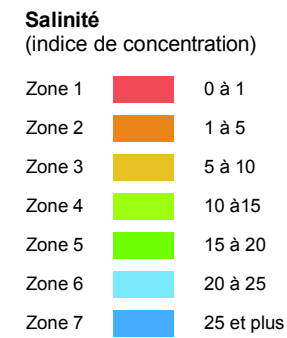
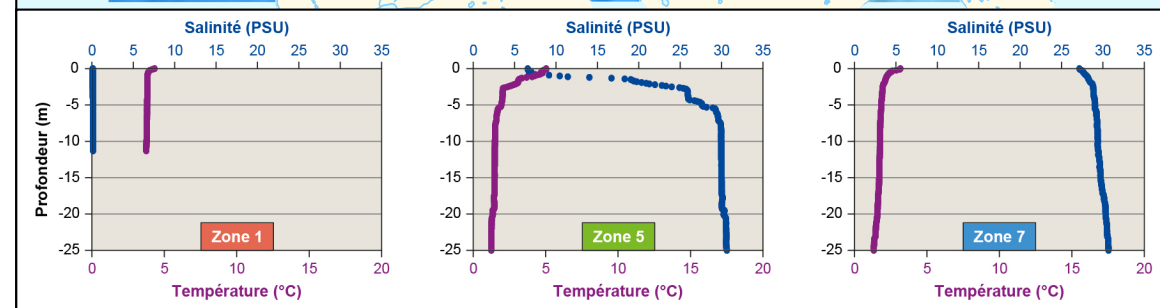
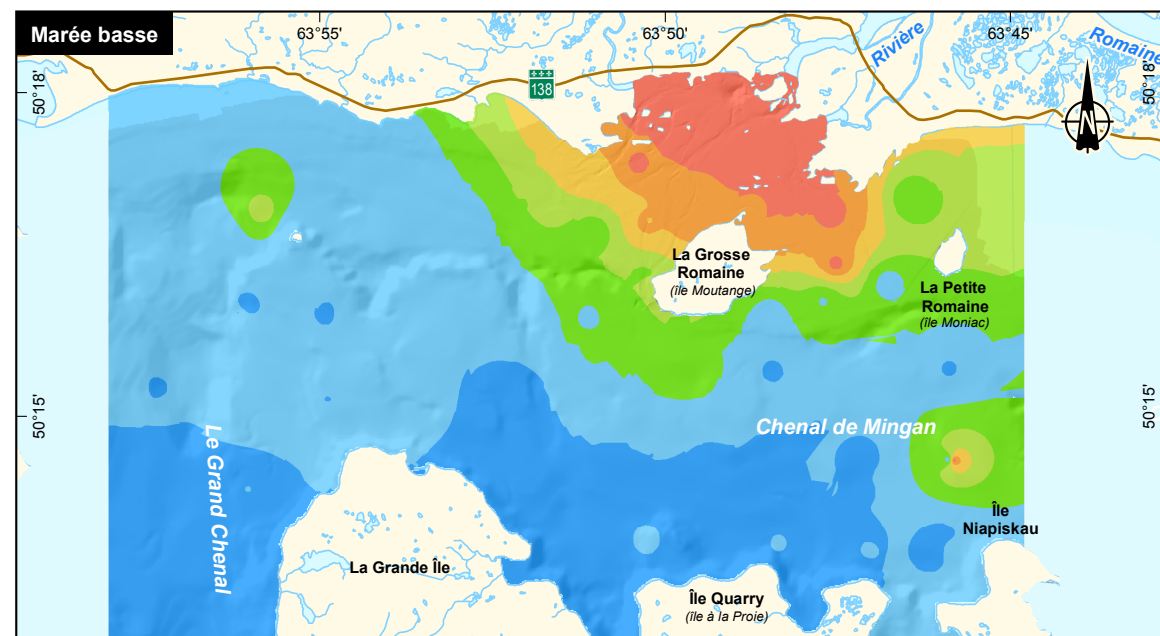
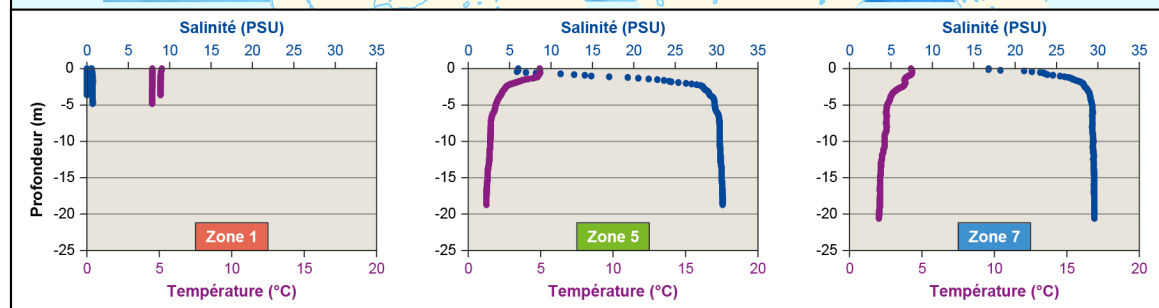
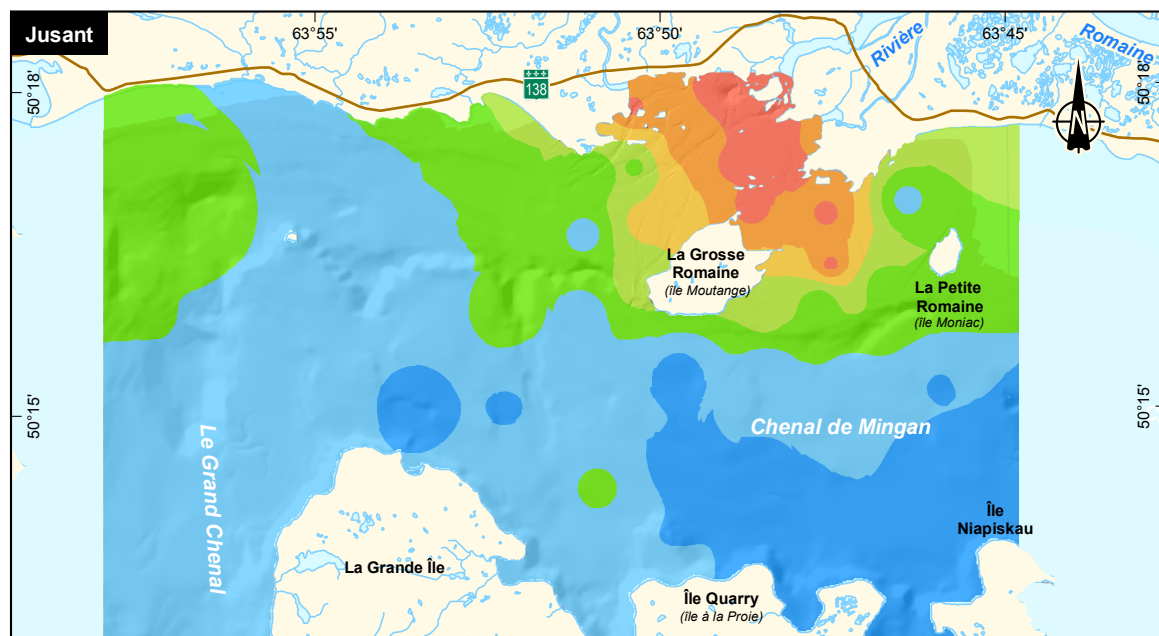
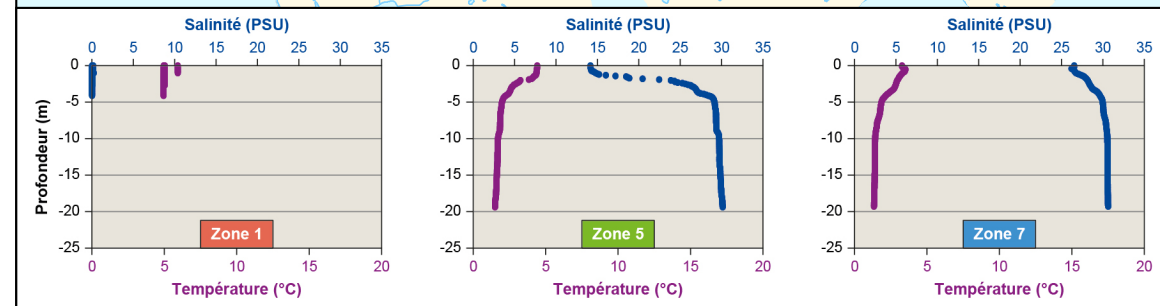
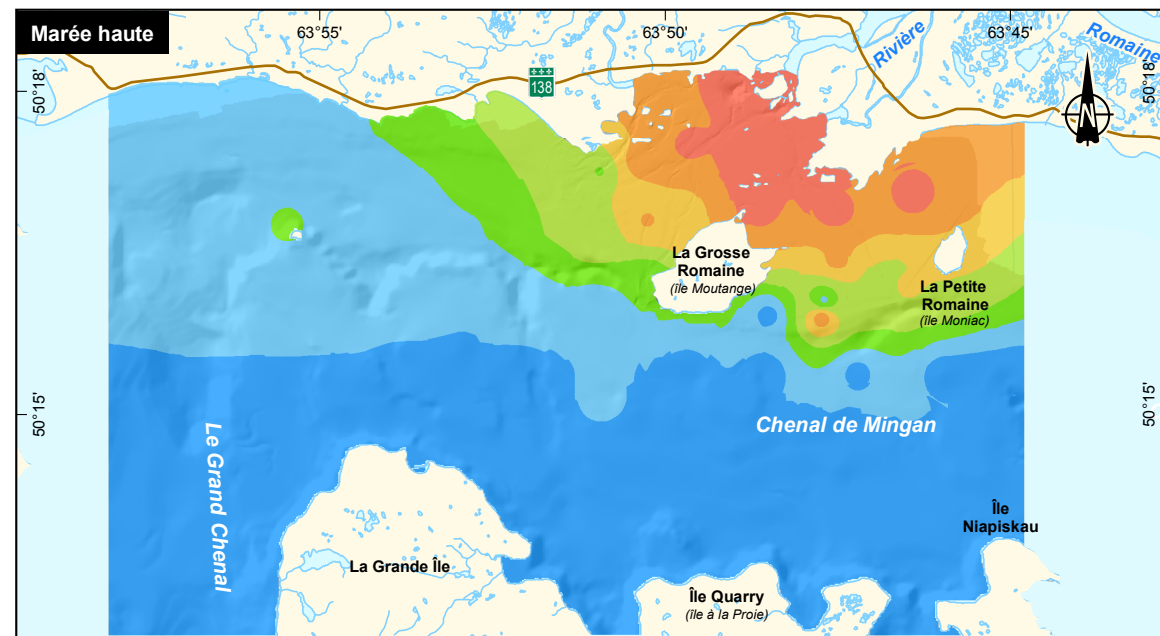
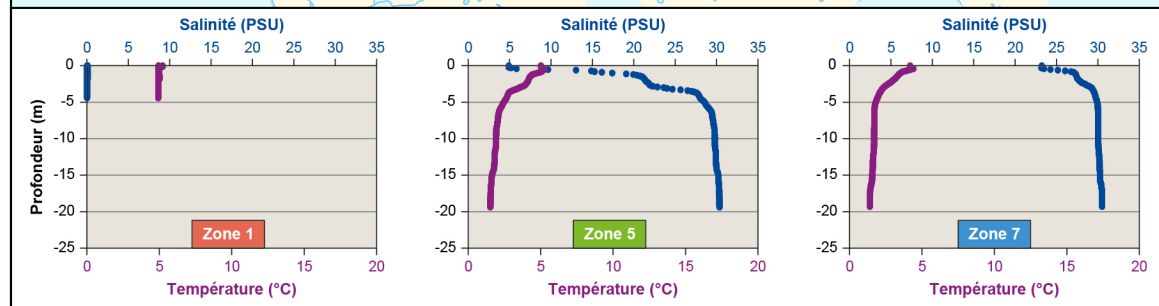
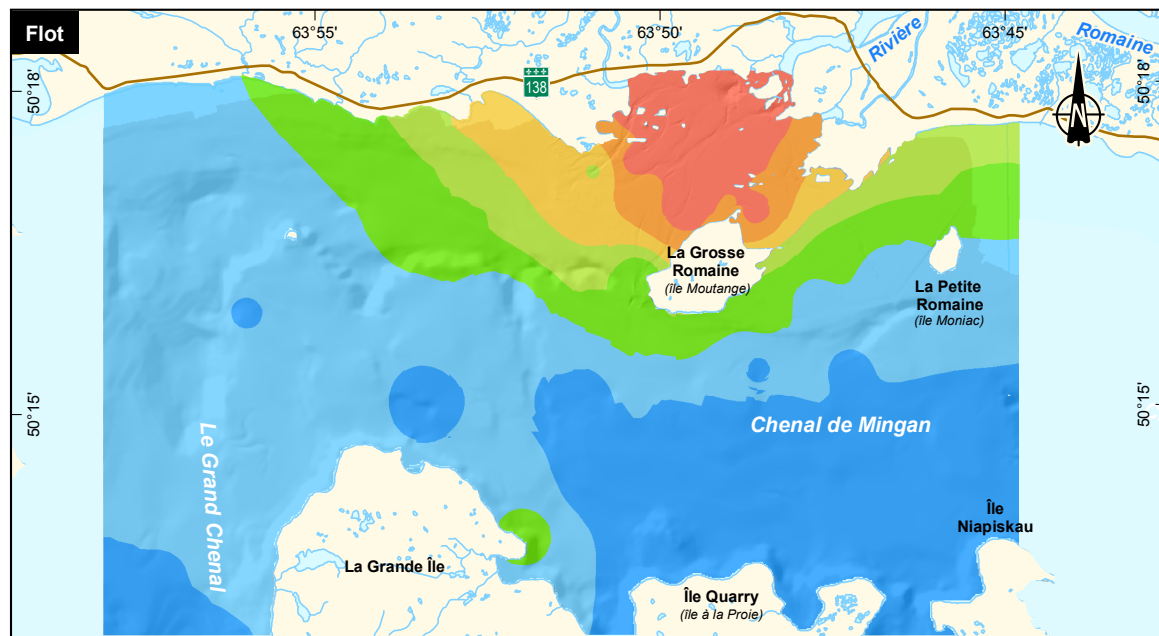
### 5.3.2.5 Analyse des profils

Les profils réalisés aux stations P1 à P10 à chacune des campagnes sont instructifs dans la mesure où ils reflètent les conditions générales de la colonne d'eau au moment des mesures. Par contre, la zone d'étude est très dynamique et les résultats des profils sont directement liés à la période où ils sont réalisés, ce qui minimise leur portée. Par exemple, un profil réalisé en pleine marée haute ou en période de forts vents ne sera pas nécessairement stratifié alors qu'une stratigraphie aurait pu être observée au même endroit à marée basse. Chaque profil doit donc être interprété au cas par cas, mais en considérant le grand nombre de profils réalisés, il est compliqué de comparer les différentes campagnes et années de suivi. Cette difficulté a été contournée en 2015 et en 2017 par la réalisation du programme complémentaire de suivi du front salin. Ce suivi consiste à réaliser des profils dans toute la zone d'étude à chaque stade de marée et pour chaque période hydrologique du suivi. En 2017, 586 profils ont ainsi été réalisés, dont 577 ont été mis en commun afin de créer des modèles de surface représentant l'étendue des masses d'eau douce et salée dans la zone d'étude pour chacun des stades de marées et période hydrologique (carte 5.1). La zone d'étude a ensuite été divisée en sous-zones représentant différents niveaux de salinité. Des profils représentatifs de chacune des zones d'intérêt ont été récupérés pour visualiser la stratigraphie typique de chaque zone. Les profils des stations originales du programme de suivi, soit les stations P1 à P10, ont été regroupées et sont disponibles pour comparaison à l'annexe 5.4.

Le modèle de front salin a permis de diviser l'embouchure et le chenal de Mingan en zones représentatives du gradient de salinité de l'eau de surface de la période Historique de crue et de la période Été-Automne (voir la section 2.3.6.2, volume 1). Les résultats des profils de salinité et de température ont été discutés dans le chapitre 2 (cartes 2.13 et 2.14, volume 1), mais les surfaces modélisées pour la période Historique de crue et Été-Automne sont présentées à nouveau pour faciliter l'interprétation des profils liés à la production planctonique (cartes 5.2 et 5.3). Comme pour la salinité et la température, les données des profils de turbidité, de chlorophylle, d'oxygène et de nitrate ont été analysées puis représentées dans les zones 1, 5 et 7 à marée haute et à marée basse afin de mettre en évidence les caractéristiques de la masse d'eau de ces conditions (figures 5.8 et 5.9). De manière générale, les profils d'oxygène étaient peu stratifiés, et ce, peu importe la zone ou la période hydrologique considérée. Par contre, les valeurs étaient un peu plus élevées lors de la période Historique de crue comparativement à la période Été-Automne, ce qui correspond à la période de floraison (figure 5.8). Les profils de turbidité de la période Historique de crue présentaient une stratification sur les 5 premiers mètres de la colonne d'eau et les concentrations moyennes ont diminué graduellement entre l'embouchure (zone 1) et le chenal de Mingan (zone 7). Durant la période Été-Automne, les valeurs de turbidité étaient plus faibles, toutes conditions confondues, conformément aux résultats enregistrés durant cette période par les bouées des stations P1 et P2 (figure 5.8). Les données de chlorophylle étaient plus élevées et plus variables au moment de la marée basse de la période Historique de crue, mais ne présentaient pas de stratification nette (figure 5.9).







Complexe de la Romaine  
Suivi environnemental 2017 en phase exploitation  
Océanographie physique et biologique  
Volume 2

**Zone d'influence du panache de la rivière Romaine sur la concentration en salinité de la zone d'étude à quatre stades de marée en 2017 – Période Historique de crue**

Sources :  
BDTQ, 1/20 000, MRNF Québec, 2007  
BNDT, 1/50 000, RNCAN, 2007, © Sa Majesté la Reine du Chef du Canada, reproduit avec la permission de RNCAN

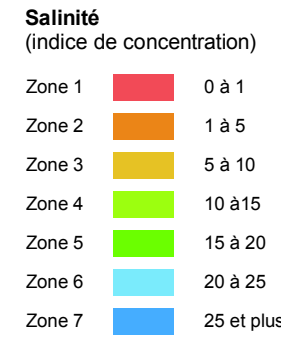
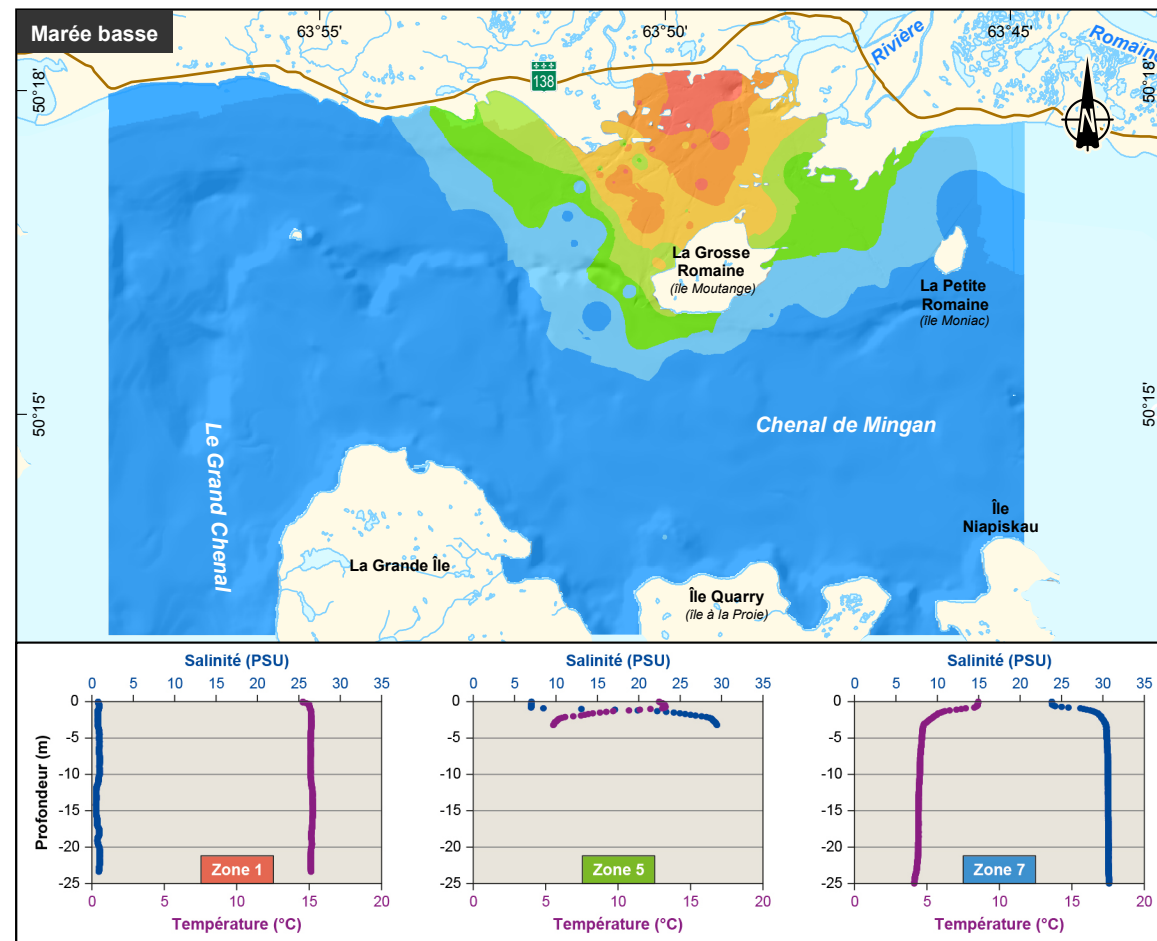
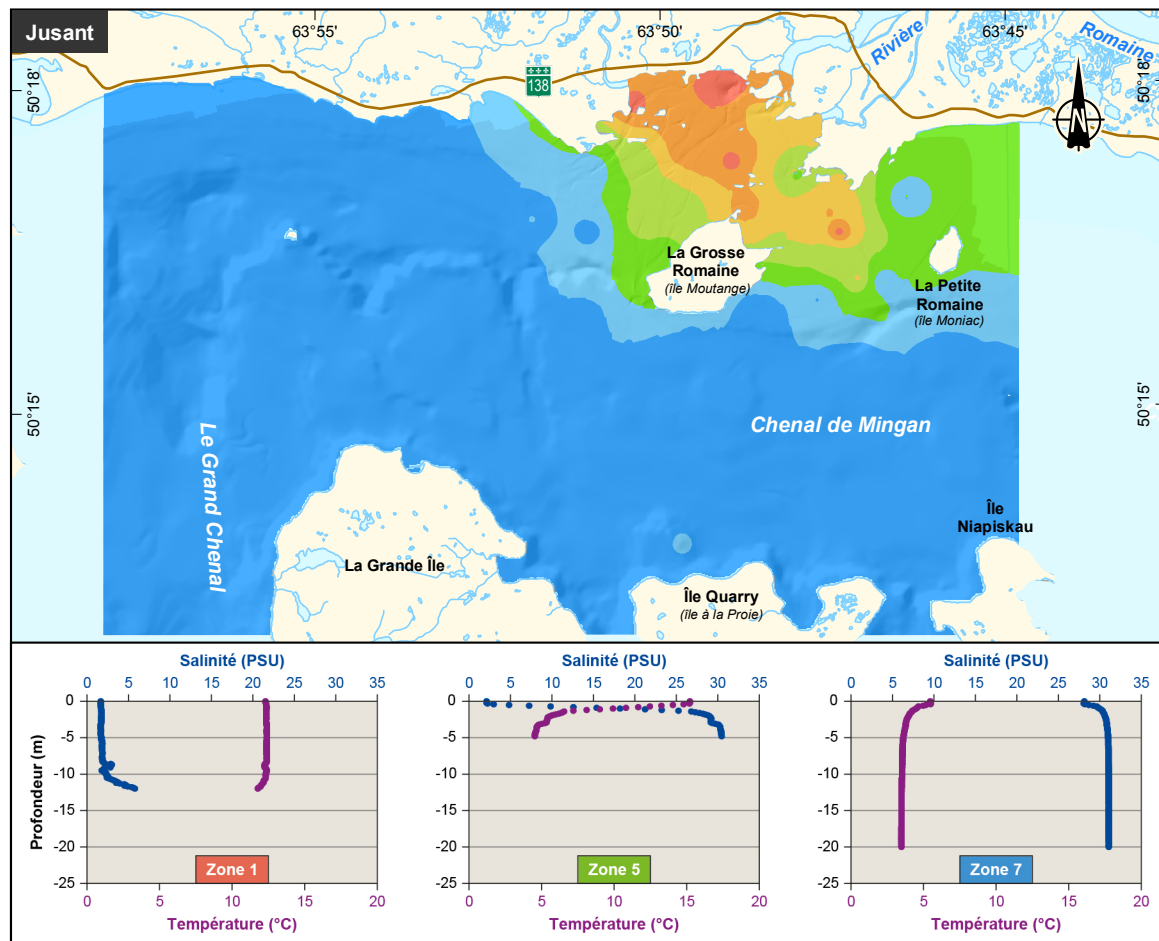
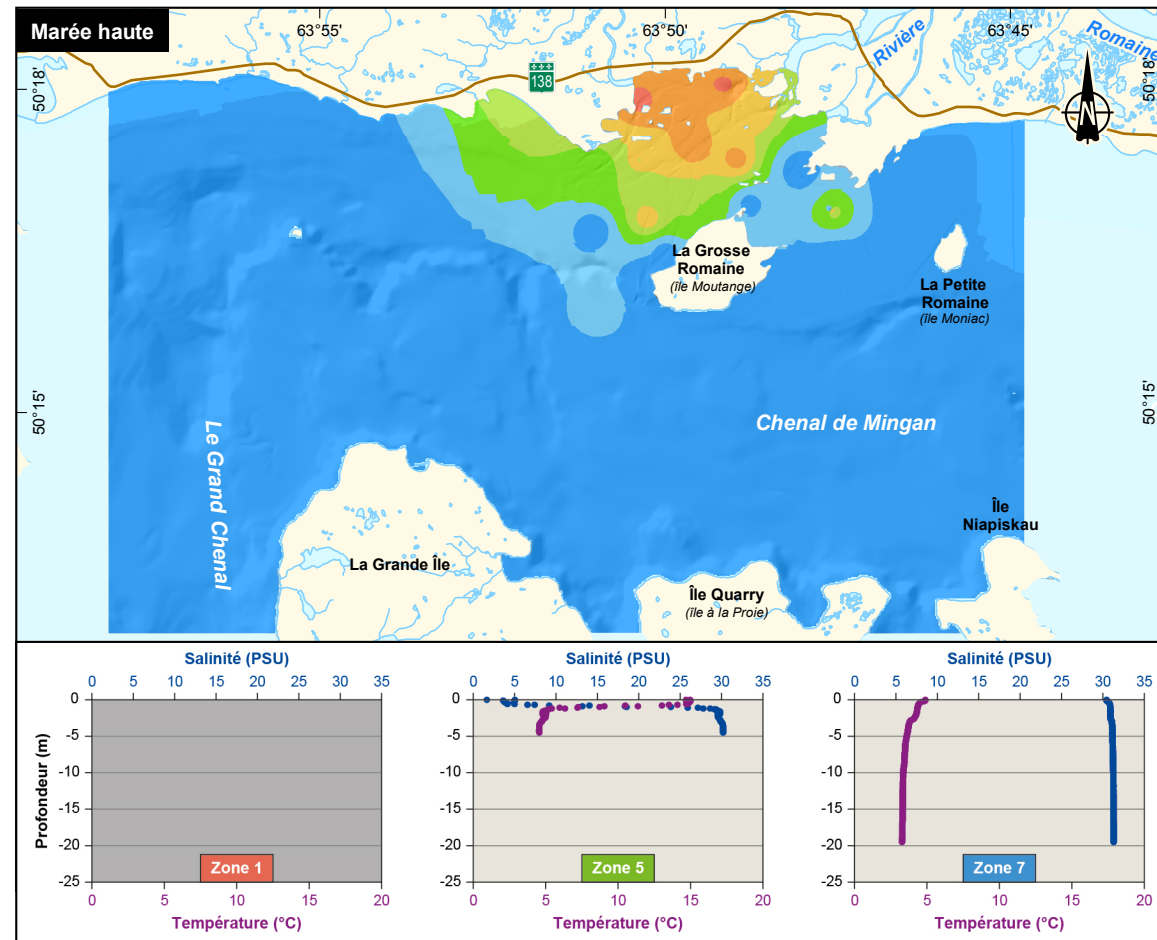
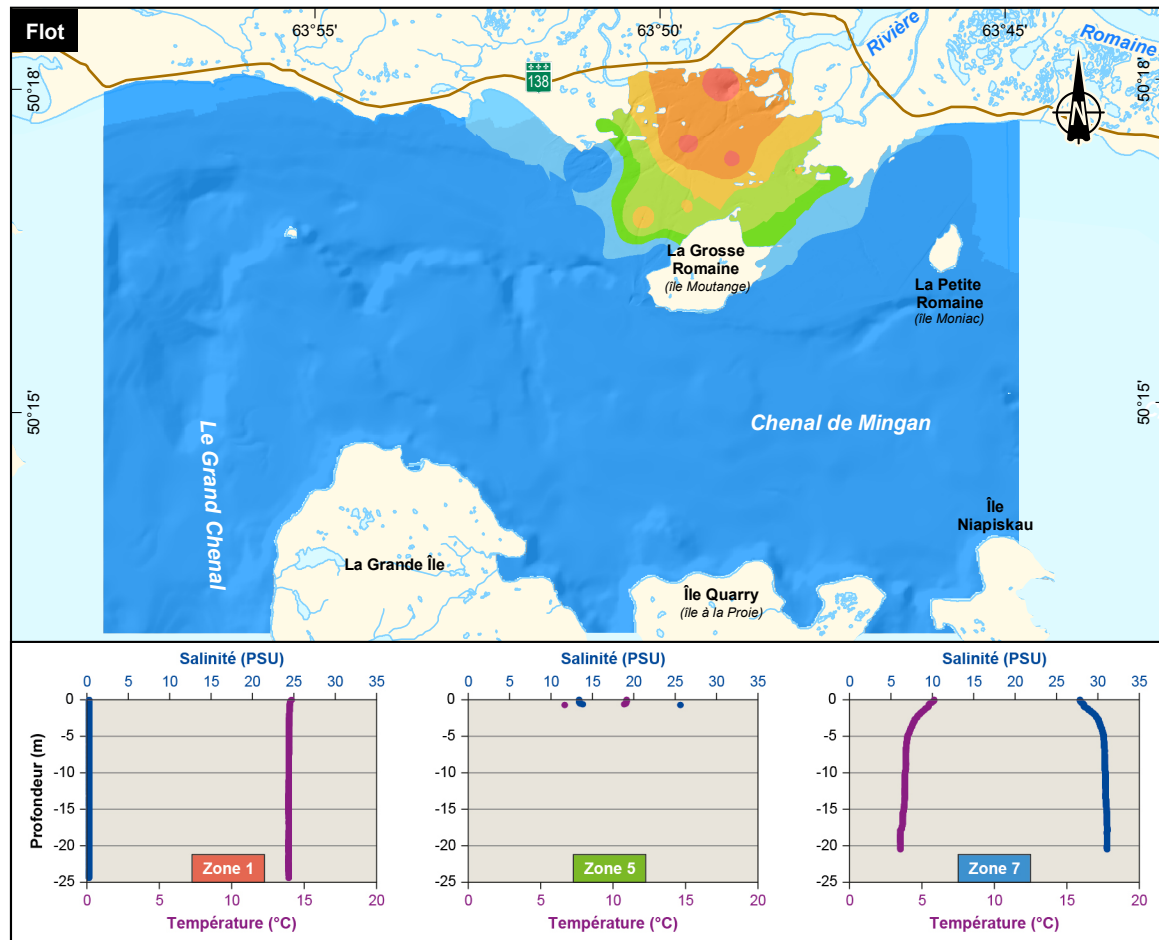
Inventaires et cartographie : Englobe, 2017  
Fichier : 0344\_suc5\_2\_cm\_864\_sal\_crue\_190321.mxd

0 1,3 2,6 km  
MTM, fuseau 5, NAD83

Mars 2019

**Carte 5.2**





Complexe de la Romaine  
Suivi environnemental 2017 en phase exploitation  
Océanographie physique et biologique  
Volume 2

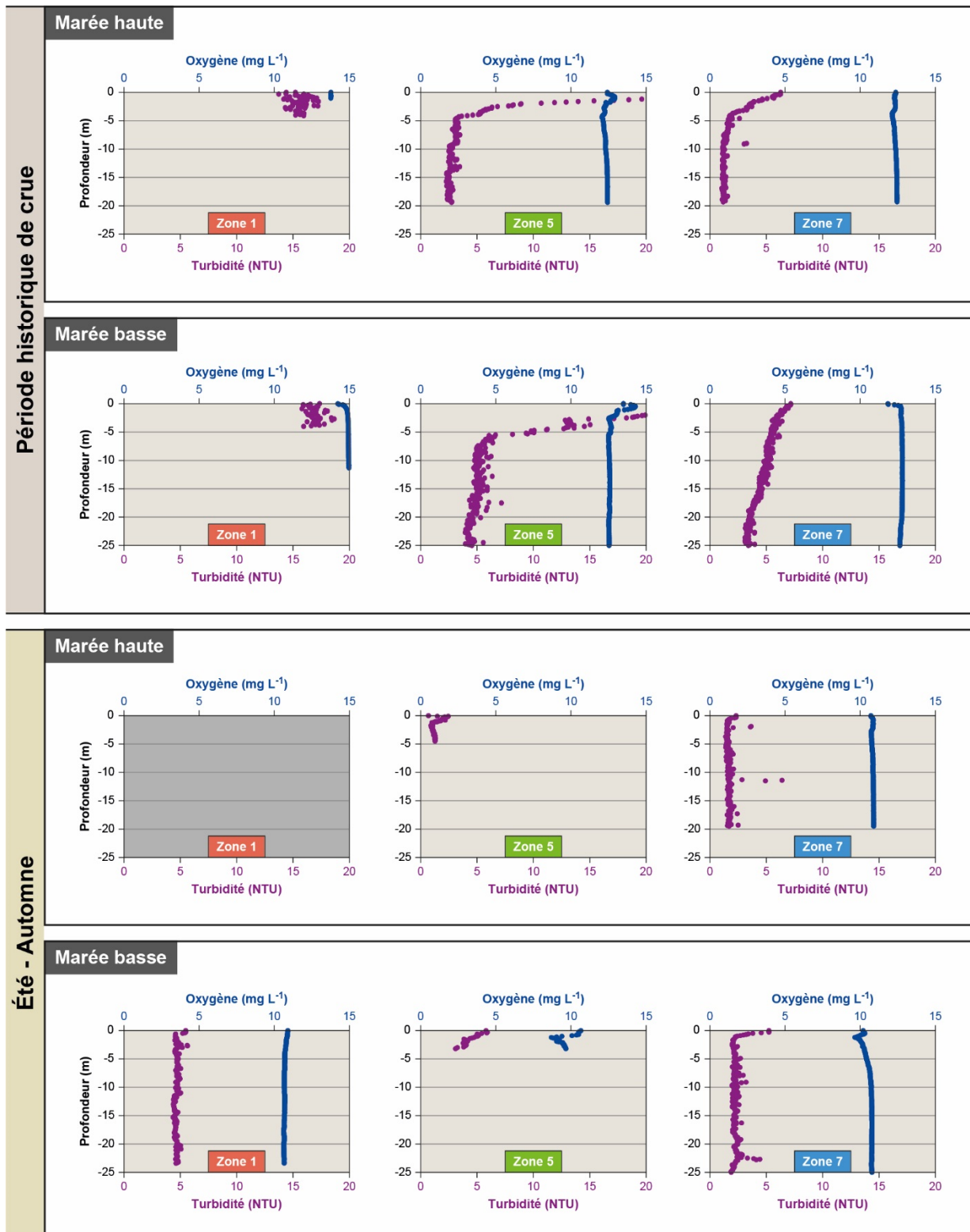
**Zone d'influence du panache de la rivière Romaine sur la concentration en salinité de la zone d'étude à quatre stades de marée en 2017 – Période Été-Automne**

Sources :  
BDTQ, 1/20 000, MRNF Québec, 2007  
BNDT, 1/50 000, RNCAN, 2007,  
© Sa Majesté la Reine du Chef du Canada, reproduit avec la permission de RNCAN  
Inventaires et cartographie : Englobe, 2017  
Fichier : 0344\_suc5\_3\_cm\_865\_sal\_autete\_190321.mxd

0 1,3 2,6 km  
MTM, fuseau 5, NAD83

Mars 2019

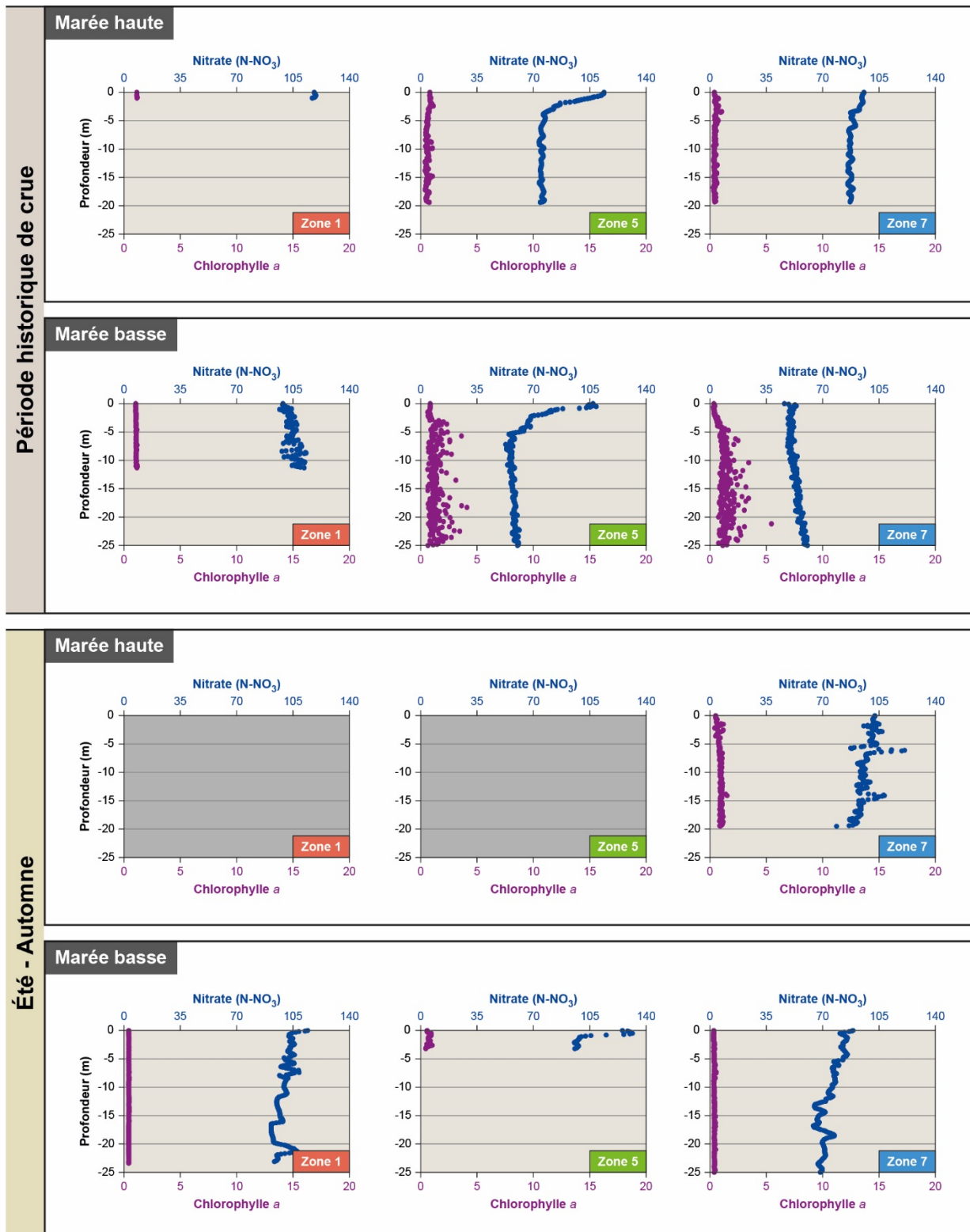




Fichier : 0314\_suit5\_8\_cm\_824\_O2\_turb\_181120.ai

Document d'information destiné aux publics concernés par le projet. Pour tout autre usage, communiquer avec : Géomatique, Hydro-Québec Innovation, équipement et services partagés.

**Figure 5.8 – Profils types d’oxygène et de turbidité enregistrés à marée haute et marée basse dans les zones 1, 5 et 7 pour les périodes Historique de crue et Été-Automne**



Fichier : 0314\_suit5\_9\_cm\_825\_Chloro\_Nit\_181120.ai

Document d'information destiné aux publics concernés par le projet. Pour tout autre usage, communiquer avec : Géomatique, Hydro-Québec Innovation, équipement et services partagés.

**Figure 5.9 – Profils types de nitrate et de chlorophyll enregistrés à marée haute et marée basse dans les zones 1, 5 et 7 pour les périodes Historique de crue et Été-Automne**

Durant la période Été-Automne, les teneurs en chlorophylle étaient plus faibles et non stratifiées. Il n'y avait pas non plus de gradient significatif entre les zones. Comme mentionné précédemment, les concentrations en nitrate sont probablement biaisées par l'effet de la turbidité et de la température. Néanmoins, lors de la période Historique de crue, les concentrations en nitrate de la zone 1 étaient plus élevées que celles de la zone 7 tandis que les profils réalisés dans la zone intermédiaire présentaient une stratification nette, avec des concentrations de la zone 1 en surface et celles de la zone 7 sous la limite de stratification. Ce résultat confirme que la masse d'eau de la zone 1 a atteint la zone 5 durant tous les stades de marée de la période Historique de crue. Un effet similaire peut être déduit des données de marée basse de la période Été-Automne (figure 5.9).

### 5.3.2.6 Dynamique planctonique

#### Phytoplancton

Le phytoplancton représente un groupe d'organismes faisant partie des producteurs primaires. Ces derniers convertissent l'énergie du soleil en énergie biochimique par le processus de la photosynthèse et l'utilisent pour transformer la matière inorganique en matière organique. Ces organismes, le plus souvent unicellulaires, sont très diversifiés, et on trouve leurs représentants dans tous les milieux aquatiques connus. Leur rôle est primordial puisqu'ils sont à la base de la chaîne trophique, en plus de représenter une source majeure d'oxygène pour l'atmosphère grâce à leur activité photosynthétique. Au total, 210 espèces de phytoplancton provenant de 26 classes d'organismes ont été identifiées dans les échantillons prélevés dans la zone photosynthétiquement active du chenal de Mingan et dans la rivière Romaine. Cette grande diversité d'organismes, similaire à celle de 2015 avec 230 espèces réparties en 29 classes, comprenait des représentants des principaux groupes phytoplanctoniques, notamment les chlorophytes, les cyanophytes et les bacillariophytes. Comme en 2015, les organismes identifiés ont été reclassés selon six groupes fonctionnels représentatifs (algues brunes, algues vertes, algues bleues, diatomées, flagellés et autres) afin de faciliter les comparaisons.

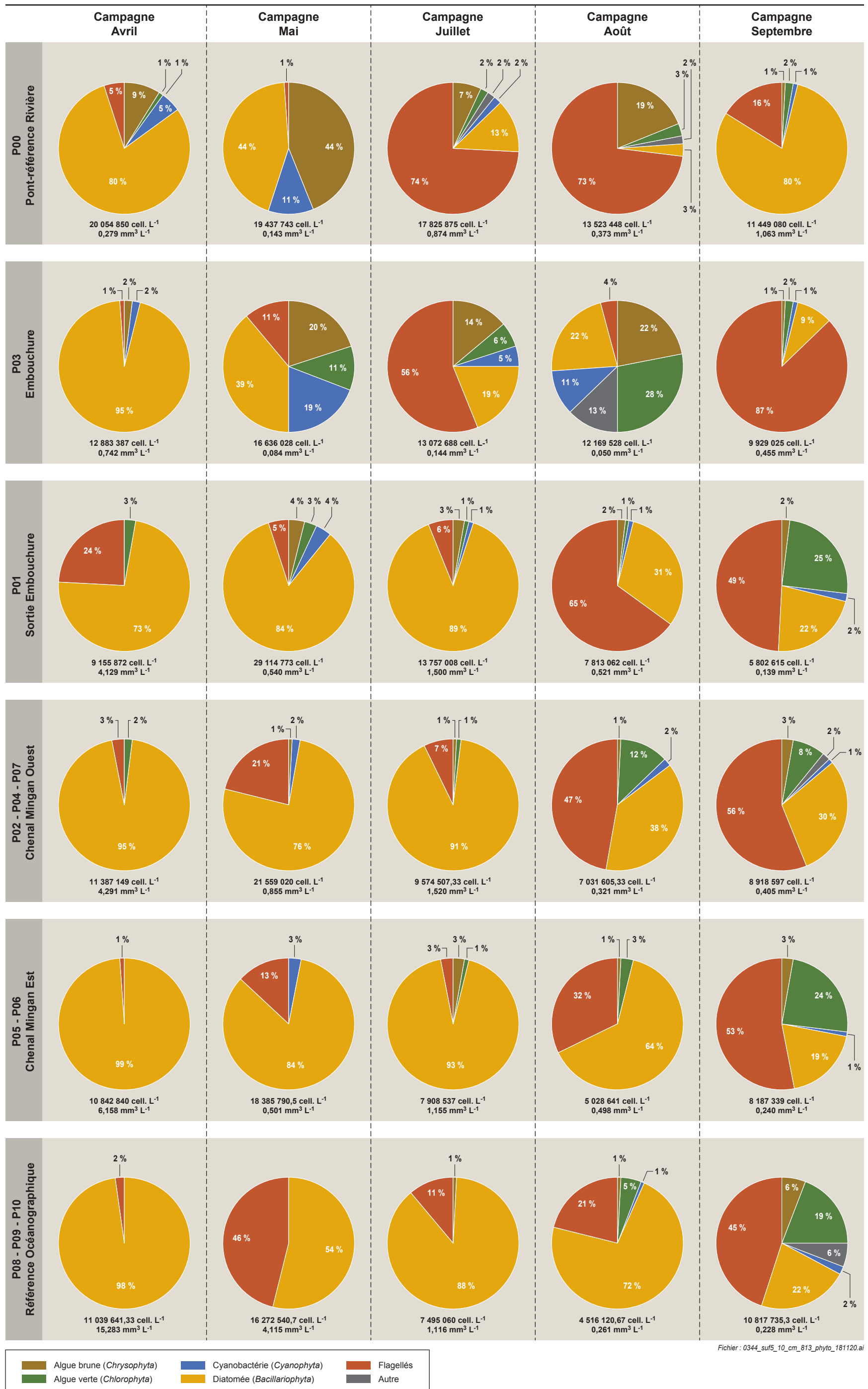
À la suite du reclassement, une analyse préliminaire des données a permis de mettre en évidence une similitude entre l'abondance et la distribution du phytoplancton de certaines stations. Les stations P0, P1 et P3, qui sont localisées le long de l'axe situé entre la rivière Romaine et la sortie du delta, ont été analysées séparément. Les stations de la couronne ouest (P2, P4 et P7) et de la couronne est (P5 et P6) ainsi que celles représentant la signature phytoplanctonique au large de l'archipel des îles de Mingan (P8, P9 et P10) ont été regroupées en raison de leur similitude. La distribution relative du biovolume des différents groupements est présentée à la figure 5.10.

Les résultats montrent que l'abondance, le biovolume ainsi que la distribution des groupes étaient semblables dans l'eau de la rivière et à la station P3, notamment entre avril et juillet. Pour ces stations, la diversité de la biomasse était mieux répartie entre les groupes avec des diatomées en avril puis des chrysophytes, des algues bleues, des algues vertes et des flagellés de mai à septembre. En comparaison, la distribution de 2017 était nettement plus homogène dans l'eau du chenal de Mingan. Entre avril et juillet, la biomasse phytoplanctonique des stations P1 à P10 était largement dominée par les diatomées. C'est aussi à ce moment que les biovolumes étaient les plus élevés, ce qui indique que la floraison printanière était une floraison de diatomées, comme attendu dans cette zone. En août et septembre, parfois avant, les diatomées ont été remplacées par les flagellés ou ont coexisté avec ceux-ci. En 2013, les diatomées avaient aussi été remplacées par des flagellés durant la saison estivale, mais la succession était moins nette qu'en 2017 ou 2015. Cette succession correspond d'ailleurs aux attentes pour le milieu d'étude. En effet, les diatomées dominent généralement les eaux oligotrophes froides, peu turbides et riches en silice comme celles trouvées dans le chenal de Mingan (Bérard-Therriault et coll., 1999; Le Fouest et coll., 2005; Sommer, 1994).

En 2017, quatre cellules du genre *Alexandrium* ont été dénombrées à un moment ou l'autre de l'été dans certains échantillons des stations P2, P4 et P7 tandis qu'aucune cellule n'avait été dénombrée dans les années précédentes. La présence de ce dinoflagellé est parfois problématique puisque certaines espèces de ce groupe sont responsables des épisodes de marées rouges qu'on observe parfois en milieu côtier. En outre, plusieurs espèces du genre *Alexandrium* peuvent produire des toxines dont l'effet est nuisible pour les mollusques, les bivalves et les poissons. Leur présence peut donc entraîner des interdictions de pêche et de consommation des produits de la pêche. Ceci étant dit, comparativement à l'abondance cellulaire des stations impliquées (7 à 21 millions de cellule L<sup>-1</sup>), la présence de quelques individus d'*Alexandrium* n'est pas inquiétante et peut très bien correspondre à la distribution naturelle et normale de cette espèce dans le golfe du Saint-Laurent.

Au moment d'établir les conditions de l'état de référence, l'épaisseur de la zone photosynthétiquement active, où vit le phytoplancton, était en moyenne de 8,8 m. En 2017, l'épaisseur moyenne était de 7,1 m, soit une diminution de 1,7 m par rapport à l'épaisseur moyenne de l'état de référence, mais un gain de 0,3 m par rapport aux valeurs de 2015 (figure 5.11). Cependant, l'analyse détaillée des résultats indique qu'il y a peu de tendance claire dans ces données. En fait, l'épaisseur de la zone photique change à la hausse et à la baisse entre les campagnes et les années selon un schéma difficile à déterminer. Les conditions de la colonne d'eau le jour des mesures jouent certainement un rôle important dans ce problème en modifiant ponctuellement les valeurs mesurées. Par exemple, une mesure en pleine marée basse comportera une masse d'eau de surface plus turbide qu'à marée haute, ce qui diminue l'épaisseur de la zone photique mesurée. Malgré ce biais, les résultats indiquent que la zone photique est très réduite au niveau de la station P3, où l'eau de la rivière Romaine a le plus d'effet. Pour les autres stations, la profondeur de la zone photique a varié entre 1,4 et 11,2 m et les valeurs les plus faibles ont été obtenues au moment de la crue de mai et les plus élevées durant la période Été-Automne. Finalement, comme en 2015, les résultats montrent que la diminution d'épaisseur de la zone photosynthétiquement active n'a pas eu d'effet notable sur l'abondance des producteurs primaires. En effet, comme discuté précédemment, les concentrations de chlorophylle de 2017 étaient similaires à celles de 2013 et de 2015. Cette information est instructive puisqu'elle confirme que la lumière n'est toujours pas un facteur limitant la croissance des producteurs primaires dans la masse d'eau du chenal de Mingan en 2017.

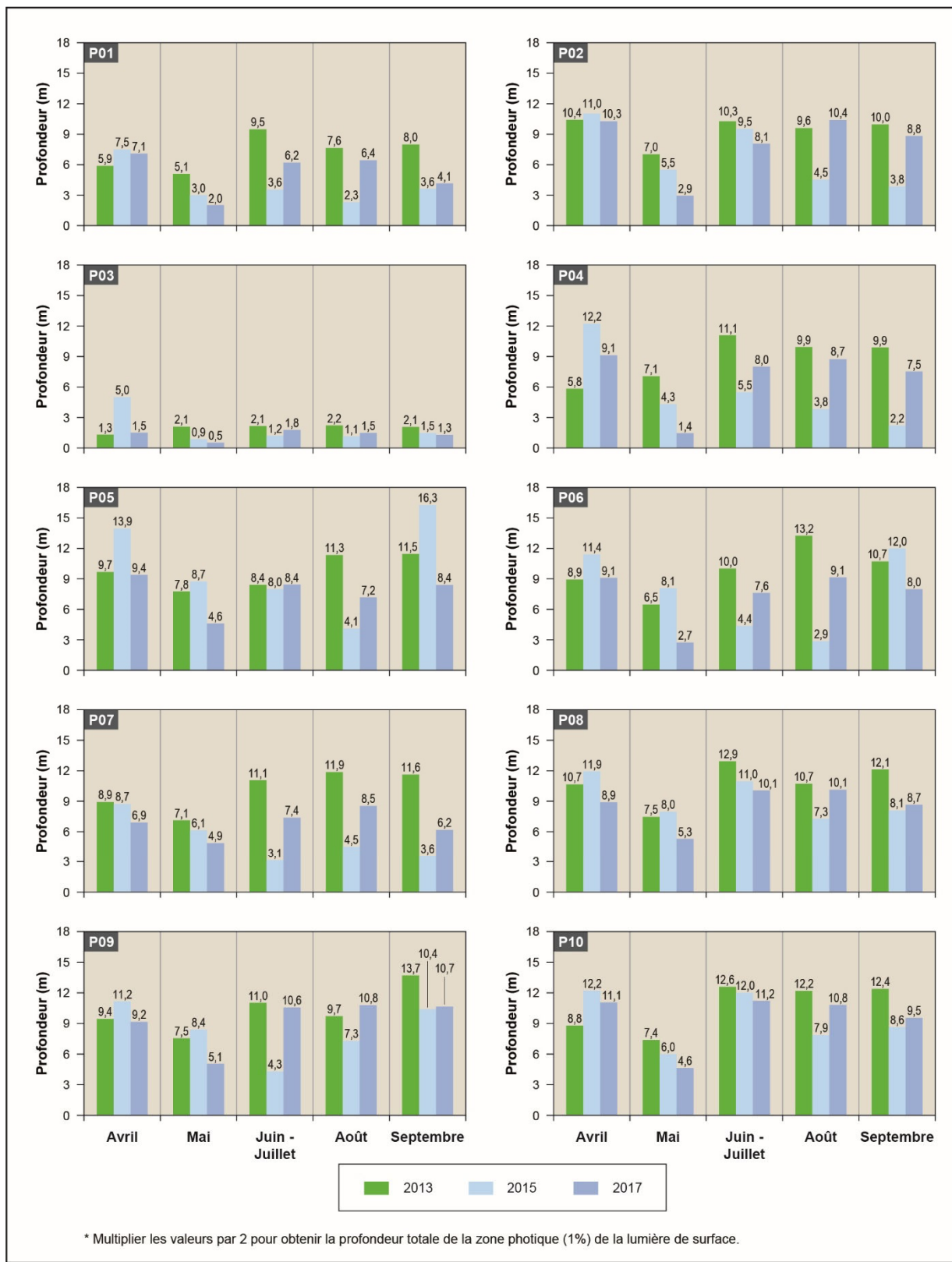




Document d'information destiné aux publics concernés par le projet. Pour tout autre usage, communiquer avec : Géomatique, Hydro-Québec Innovation, équipement et services partagés.

**Figure 5.10 – Distribution relative du biovolume phytoplanctonique de la rivière Romaine au large des îles de Mingan**





Fichier : 0344\_sulf5\_11\_cm\_818\_lumiere\_181120.ai

Document d'information destiné aux publics concernés par le projet. Pour tout autre usage, communiquer avec : Géomatique, Hydro-Québec Innovation, équipement et services partagés.

**Figure 5.11 – Comparaison de la profondeur (m) de la zone photosynthétiquement active (10 % de la lumière de surface) pour les années 2013, 2015 et 2017**

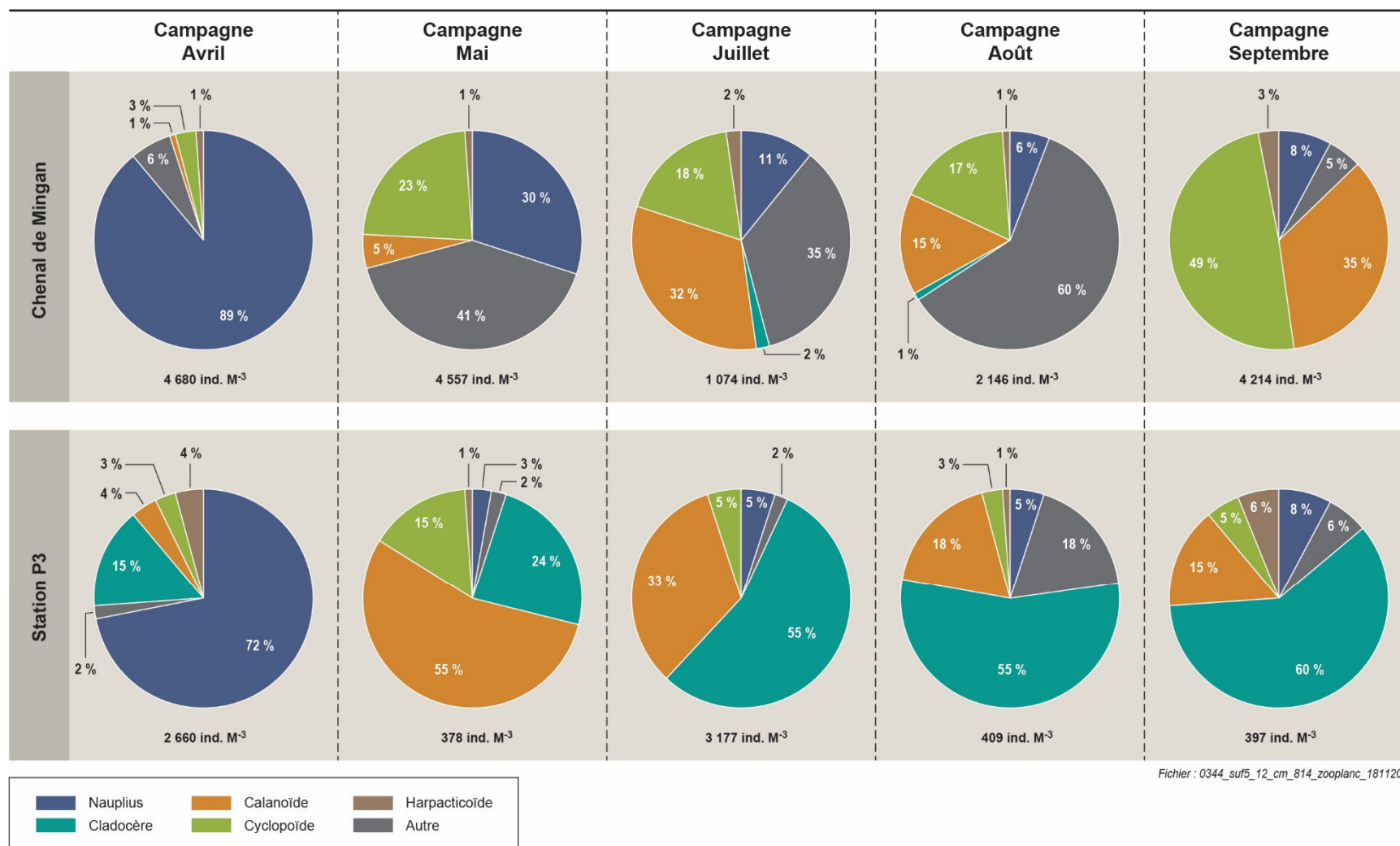
### Facteurs de contrôle de l'abondance phytoplanctonique

Lorsque les éléments nutritifs ou un facteur physique limitent la production primaire, l'abondance phytoplanctonique est contrôlée du bas vers le haut (concept écologique de « bottom-up control »). À l'opposé, il y a des cas où l'abondance des producteurs primaires est limitée par la pression de prédation exercée par le zooplancton; on parle alors de contrôle du haut vers le bas (concept écologique de « top-down control ») (Smith et Lancelot, 2004). En 2015, les résultats ont montré que la floraison printanière était contrôlée par la température et les concentrations en nitrate en début de saison, et, durant le reste de la saison, par la pression de prédation. En 2017, la floraison avait déjà débuté au moment des relevés de terrain comme l'indiquent les teneurs élevées en chlorophylle lors de la première campagne. On peut donc dire que les nitrates étaient déjà partiellement consommés par le phytoplancton. La concentration moyenne ( $37,8 \mu\text{g L}^{-1}$ ) était par ailleurs proche de celle obtenue en 2015 ( $\pm 50 \mu\text{g L}^{-1}$ ) pendant la période de floraison printanière. Il est donc possible de dire que les facteurs qui déclenchent la floraison printanière (température et nitrate) sont demeurés les mêmes en 2017. Cependant, contrairement à 2015, l'abondance du zooplancton n'était pas corrélée à l'abondance du phytoplancton et la pression de prédation n'a pu être mise en évidence comme facteur de contrôle cette année.

### Zooplancton

Le zooplancton fait partie des producteurs secondaires de la chaîne trophique. Il s'agit d'un groupe hétérogène d'organismes qui se nourrit de producteurs primaires et de bactéries par filtration et broutage. Le zooplancton est essentiel dans la colonne d'eau, puisqu'il régule l'abondance des producteurs primaires, remet en circulation l'ammonium grâce au broutage et constitue une source alimentaire pour de nombreuses espèces de poissons. Durant le suivi de 2017, le dénombrement du zooplancton a permis d'identifier un total de 67 organismes différents. Ces organismes ont ensuite été reclassés comme en 2015, pour en faciliter la comparaison, au sein de six groupes incluant notamment les cladocères, les calanoïdes, les cyclopoïdes et les harpacticoides. L'analyse des résultats a montré que la distribution des différents groupes était similaire entre les stations du chenal de Mingan, mais différait de celle de la station P3 à l'embouchure de la rivière. Cette dernière a donc été traitée séparément (figure 5.12).

De manière générale, les résultats montrent que les organismes zooplanctoniques juvéniles (nauplius) étaient particulièrement abondants dans le chenal de Mingan et à la station P3 au début du suivi en avril (figures 5.12 et 5.13). À partir de mai, les cyclopoïdes sont apparus dans le chenal de Mingan ainsi que de nombreuses larves (méduses, étoile de mer) tandis que ce sont surtout des calanoïdes et des cladocères qui ont été capturés dans la zone de l'embouchure. De juillet à septembre, la communauté du chenal de Mingan était dominée par les calanoïdes, les cyclopoïdes et les larves de méduses et d'étoiles de mer. À l'embouchure, les calanoïdes ont peu à peu laissé la place aux cladocères. En 2015, la masse d'eau du chenal de Mingan était aussi passée par l'inévitable dominance des nauplius en début de suivi avant d'être occupée par les calanoïdes et les cyclopoïdes jusqu'en septembre. Cependant, il y avait moins de larves de méduses et d'étoiles de mer. Un peu comme en 2017, les cladocères ont dominé ou partagé la dominance avec les calanoïdes et les nauplius dans la zone de l'embouchure, et ce, durant la majeure partie du suivi de 2015. Les données de 2013 ont été analysées différemment, mais indiquaient aussi la présence des copépodes dans le chenal de Mingan et l'embouchure. Les copépodes regroupent les calanoïdes et les cyclopoïdes, des organismes similaires à ceux retrouvés en 2015 et 2017.



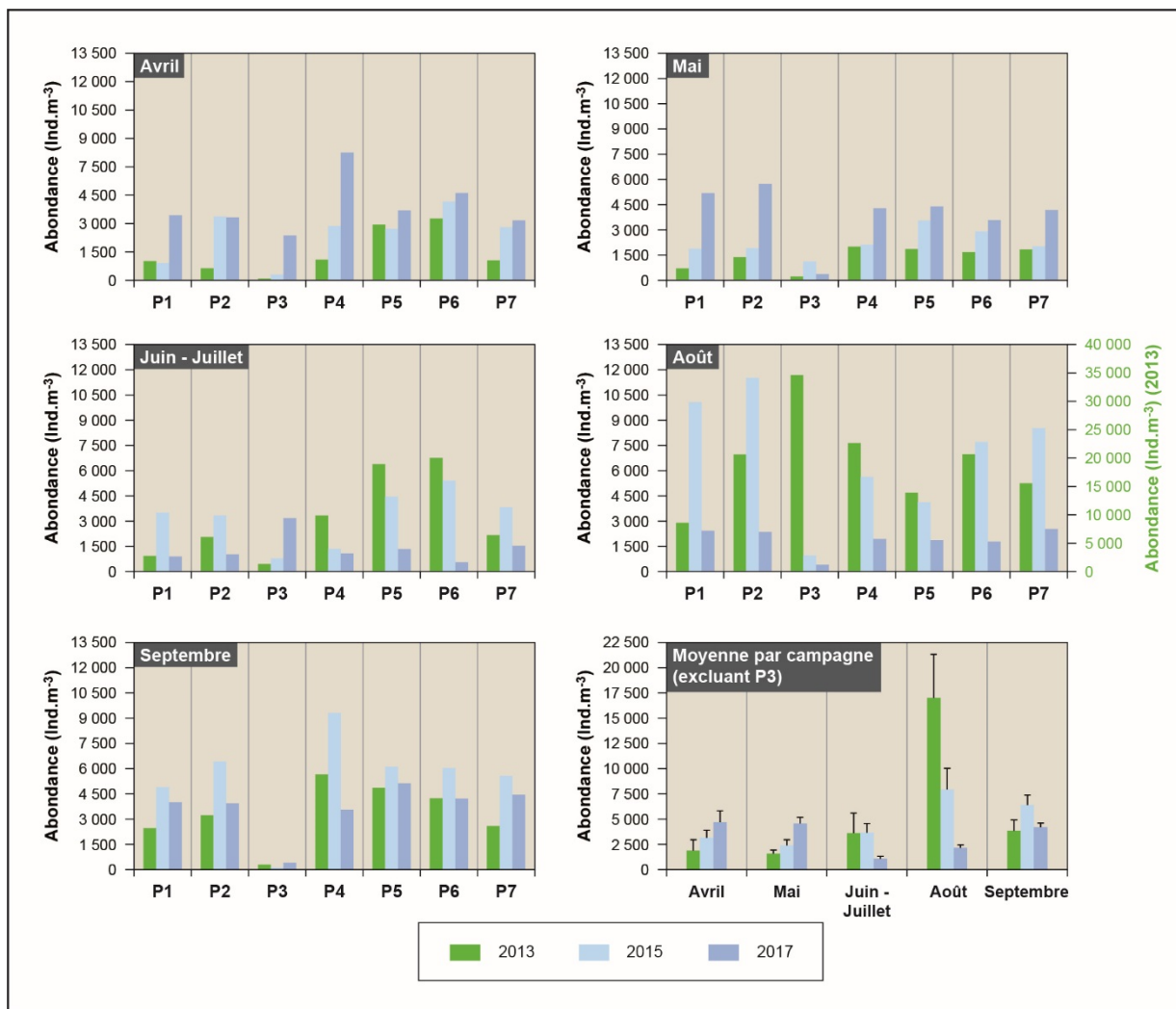
Document d'information destiné aux publics concernés par le projet. Pour tout autre usage, communiquer avec : Géomatique, Hydro-Québec Innovation, équipement et services partagés.

**Figure 5.12 – Évolution de la dynamique des communautés zooplanctoniques dans le chenal de Mingan et à la station P3**

D'un point de vue biologique, les cladocères sont des espèces vivant majoritairement en eau douce et beaucoup d'entre elles sont benthiques. Le fait que ce groupe soit abondant et dominant à l'embouchure de la rivière indique que l'eau de la station P3 est dominée par la masse d'eau de la rivière Romaine, conformément aux autres indicateurs (salinité, température et turbidité) de ce suivi. La présence des cladocères s'explique donc par le recrutement d'organismes voyageant avec l'eau douce de la rivière Romaine et aussi par l'apport provenant des organismes établis de façon permanente dans la zone benthique abritée de la zone de l'embouchure. Toutefois, les résultats montrent aussi que les cladocères ne contribuent pas significativement à la population zooplanctonique des eaux du chenal de Mingan puisqu'ils n'étaient pas dominants aux autres stations du suivi. Ce résultat qui correspond à ceux des suivis précédents n'est donc pas étonnant, considérant la préférence des cladocères pour le milieu d'eau douce.

Les nauplius, abondants en début de saison, se sont développés avec la saison de croissance pour donner différentes espèces de copépodes : des cyclopoïdes, des calanoïdes et des harpacticoïdes. De ces organismes, ce sont les cyclopoïdes et les calanoïdes qui ont dominé le zooplancton de la masse d'eau du chenal de Mingan jusqu'à la fin du suivi. Cette dominance correspond aux résultats précédents et s'explique par le fait que la vaste majorité des copépodes sont adaptés aux milieux marin et saumâtre. En outre, ils sont habituellement dominants dans les eaux de l'Atlantique Nord et du golfe du Saint-Laurent qui circulent dans la zone d'étude.

En ce qui concerne l'abondance, les résultats de 2017 indiquent qu'il y avait un peu plus de zooplancton en avril et en mai comparativement aux suivis précédents (figure 5.13). Cependant, en juin, juillet et août, l'abondance était beaucoup plus faible en 2017. En septembre, les résultats des trois années de suivi étaient similaires. Il n'est pas possible d'attribuer ces différences à la mise en eau des réservoirs du projet Romaine ou à des changements des conditions dans la zone d'étude. En fait, le zooplancton se développe par épisode rapide de croissance, qui débute après les épisodes de croissance phytoplanctonique, et qui s'arrête lorsque le phytoplancton devient moins abondant des suites de la prédation zooplanctonique. Il est donc possible que les prélèvements effectués à une campagne donnée soient synchronisés avec un pic de croissance zooplanctonique, comme ce fut probablement le cas en août 2013. Dans ce contexte, les différences observées ne sont donc pas des phénomènes biologiques liés au projet hydroélectrique, mais plutôt un effet aléatoire lié à la synchronisation ou non de la période d'échantillonnage avec les pics de croissance zooplanctonique. La fréquence des relevés de planctons prévus au suivi permet d'établir les conditions d'abondance et de diversité générales, mais ne permet pas de comparer à un niveau de détail fin toute la complexité de la dynamique planctonique en action dans le chenal de Mingan.



Fichier : 0344\_suir5\_13\_cm\_826\_Zoop\_Abon\_181720.ai

Document d'information destiné aux publics concernés par le projet. Pour tout autre usage, communiquer avec : Géomatique, Hydro-Québec Innovation, équipement et services partagés.

Figure 5.13 – Abondance du zooplancton (individus par m<sup>3</sup>) aux stations P1 à P7 en 2013, 2015 et 2017

## 5.4 Conclusion

Ce rapport présente la seconde série de résultats de production planctonique et de physicochimie de la zone d'étude depuis le début de la phase exploitation du complexe hydroélectrique de la rivière Romaine. Comme attendu, le programme de suivi a permis de comparer les conditions actuelles avec celles correspondant à l'état de référence, établi en 2013, mais aussi avec les données de la première année de suivi en exploitation en 2015.

La méthodologie utilisée en 2017 correspond à la version bonifiée utilisée pour le suivi de 2015. Cette méthodologie vise à répondre aux objectifs spécifiques et obligatoires du suivi, c'est-à-dire réaliser un suivi des teneurs en nitrate et en silice réactive, de l'abondance planctonique et des paramètres physicochimiques de base de la colonne d'eau (température, salinité et turbidité). Cependant, la version bonifiée inclut également une série de relevés complémentaires qui ont été réalisés en sus du suivi obligatoire par Hydro-Québec. Ces objectifs complémentaires permettent de mieux comprendre la dynamique de la zone d'étude et ainsi interpréter les causes des changements, le cas échéant. Par exemple, des mesures ont été réalisées à même la rivière Romaine pour en connaître la signature. Les sels nutritifs essentiels pour la croissance du phytoplancton : les phosphates, silicates et nitrates ont été analysés systématiquement et en triplicata à chacune des stations et profondeurs. Des profils de nitrate à haute résolution ont été obtenus à chaque station, grâce à l'ajout du capteur de nitrate sur le profileur, et des profils physicochimiques ont également été réalisés dans le cadre du suivi du front salin. Malheureusement, les données de nitrates des profils n'ont pu être réellement exploitées cette année à cause d'un problème d'interférence influençant les données mesurées. Ce problème devra être examiné plus en détail avant les prochains suivis, notamment l'effet de la turbidité et de la température. Des mesures complémentaires d'ammonium ont été réalisées en août et septembre 2017. L'ammonium est également un élément nutritif essentiel permettant de soutenir la croissance du phytoplancton.

Les résultats de 2017 montrent que le débit moyen de la rivière Romaine était inférieur à celui de 2013 et de 2015. Il reflète la gestion des débits liée à l'exploitation des aménagements hydroélectriques Romaine-1 et Romaine-2 et la mise en eau du réservoir de la Romaine 3, au printemps 2017. Comme en 2015, l'année 2017 représente une année de transition s'approchant graduellement des conditions définitives d'exploitation. Cette année, le débit moyen de la période Historique de crue était inférieur au seuil de crue (< 500 m/s) et la crue n'a duré que 14 des 46 jours attendus. Par contre, durant la période Été-Automne, le débit était deux fois plus élevé et similaire à celui de la période Historique de crue. Ainsi, pendant le suivi de production planctonique de 2017, l'eau de la rivière Romaine aura contribué de façon régulière et homogène à la masse d'eau estivale du chenal de Mingan plutôt que par changements marqués entre débit de crue et débit d'étiage, comme c'était le cas en 2013 et 2015.

Les données recueillies en 2017 étaient similaires à la gamme de valeurs de l'état de référence de 2013 et à celles de 2015. Les températures de surface étaient semblables en période Historique de crue et légèrement supérieures à 2013 pendant la période Été-Automne. Comme en 2015, les variations s'expliquent surtout par le cycle saisonnier et un peu par l'influence de l'eau chaude de la rivière Romaine, plus abondante dans le chenal de Mingan à la période Été-Automne. Cette année, l'eau douce de la rivière Romaine a encore diminué les salinités de surface mesurées par les bouées. Cependant, les diminutions étaient presque aussi importantes durant la période Été-Automne qu'au moment de la crue, notamment à P1. Ainsi, le débit maintenant plus régulier de la rivière Romaine, combiné à l'effet d'alternance des marées, tend à maintenir des salinités de surface plus variables. Les résultats des profils



et du front salin montrent cependant que ces modifications n'ont lieu qu'en surface et disparaissent rapidement en fonction de la distance à l'embouchure et de la profondeur. Selon le modèle 2017, l'étendue des zones de dessalure de la couche de surface était moins importante qu'en 2013 et 2015, une différence qui est directement attribuable au faible débit moyen de 2017. Ainsi, comme en 2013 et en 2015, la masse d'eau du chenal de Mingan est avant tout dominée par l'eau du détroit de Jacques-Cartier transportée par les courants de marée.

De manière générale, l'analyse des résultats des sels nutritifs montre que la rivière Romaine contenait un peu plus de nitrate, de phosphate et de silicate comparativement à 2013 et à 2015, notamment en début de saison lors de la crue printanière. La rivière contenait également des niveaux négligeables d'ammonium. Il est possible que cette augmentation soit liée à la mise en eau des réservoirs, mais il n'y a pas suffisamment d'informations pour l'affirmer. Comme en 2015, les concentrations de la rivière étaient plus élevées en avril et mai et ont diminué durant l'été, à l'exception des silicates. Cependant, aucune relation évidente et directe n'a pu être établie entre les concentrations et les variations des sels nutritifs de la rivière et celles du chenal de Mingan. Ce résultat confirme les conclusions de 2013 et 2015 qui stipulent que, mis à part un bref effet de surface, la concentration en éléments nutritifs de la masse d'eau du chenal de Mingan est avant tout contrôlée par les apports provenant de l'eau au large de l'archipel des îles de Mingan. Cette masse d'eau, comme en 2013 et en 2015, contenait peu de nitrate et beaucoup de silice. La production planctonique était donc encore limitée par la disponibilité en azote.

En ce qui a trait à la dynamique planctonique, une floraison printanière a été observée encore cette année, mais elle avait déjà débuté au moment de la première campagne de relevés. Ainsi, le phénomène a eu lieu presque un mois plus tôt comparativement à 2013 et à 2015. Cette différence peut s'expliquer par les données glaciologiques. En 2017, l'emprise des glaces était la moins importante depuis le début des suivis augmentant d'autant la période d'eau libre. Ce phénomène peut avoir devancé la mise en place de la floraison printanière. Cependant, comme la faible emprise des glaces a été mesurée dans l'ensemble de la région, il n'est pas possible d'attribuer la différence à la mise en eau des réservoirs. La floraison était dominée par des diatomées, bien adaptées à l'eau froide, et le phénomène s'est maintenu jusqu'en mai lorsque les teneurs en nitrates ont diminué au niveau le plus faibles du suivi. Parallèlement, il y avait beaucoup de zooplancton dans la colonne d'eau en avril et en mai. Ainsi, au moment de la crue, la croissance du phytoplancton était limitée par les nitrates et subissait également une pression de prédation importante. Bien que moins évident en 2017, ce phénomène correspond à la dynamique planctonique qui avait été établie à partir des données de 2015.

Finalement, contrairement à l'hypothèse de départ, l'apport en éléments nutritifs et en biomasse planctonique provenant de la rivière Romaine n'est pas significatif. C'est plutôt la masse d'eau en provenance du large, donc du détroit de Jacques-Cartier, qui détermine les teneurs en éléments nutritifs et l'abondance planctonique de la zone d'étude. Compte tenu de l'étendue du front salin, ces résultats indiquent que la rivière Romaine a très peu d'influence sur la production planctonique du chenal de Mingan. Cette année encore, la mise en service du complexe de la Romaine n'a apparemment pas eu d'impact sur la production planctonique dans le chenal de Mingan.



## 6 Conclusions des volumes 1 et 2

Dans le cadre du projet de construction du complexe hydroélectrique de la rivière Romaine, au nord de la municipalité de Havre-Saint-Pierre, sur la Côte-Nord, Hydro-Québec a élaboré un programme de suivi environnemental qui s'étend de 2009 à 2040. Pour l'année 2017, le volet Océanographie physique et biologique de ce programme visait à faire le suivi du milieu de la zone de l'embouchure de la Romaine et du chenal de Mingan durant la troisième année de la phase exploitation. Il est à noter que 2017 correspondait à une année de transition dans le cours du projet du complexe de la Romaine, durant laquelle les débits de la rivière Romaine ont été modulés par des contraintes liées au remplissage du réservoir de la Romaine 3 et à l'exploitation des aménagements de la Romaine-2 et de la Romaine-1. Il s'agit, d'une part, de déterminer dans quelle mesure les changements du régime hydrologique et sédimentaire de la rivière Romaine modifient les paramètres physiques déterminants pour les habitats de la zone de l'embouchure, notamment les habitats de la zostère, de la mye commune ainsi que les sites de fraie du capelan. D'autre part, la caractérisation des herbiers de zostère, la détermination des principales caractéristiques des populations de myes et l'évaluation de la production planctonique ont été réalisées. Bien que plusieurs contraintes, aussi bien logistiques qu'édictées, aient fait en sorte de découpler l'analyse des paramètres physiques et celle des variables biologiques, c'est l'intégration des conclusions de chaque volet qui a permis une compréhension globale de la dynamique de l'écosystème.

L'analyse de l'hydrogramme de 2017 et sa comparaison avec l'état de référence sous-tendent l'ensemble des interprétations présentées. Toutes les données de débit sont issues des mesures à la station limnimétrique du PK 5,2 de la rivière Romaine appartenant à Hydro-Québec. Les données historiques de 1999 à 2014 ont été utilisées pour établir l'hydrogramme de référence de la rivière Romaine et définir trois périodes hydrologiques distinctes, soit la période Historique de crue, la période Été-Automne et la période Hiver. Ce découpage permet de comparer, de façon pérenne, les conditions de chacune des périodes de l'année avec les conditions de référence qui avaient cours historiquement dans la zone d'étude. En résumé, l'analyse de l'hydrogramme de la rivière Romaine obtenu pour l'année 2017 montre que le débit moyen total annuel est similaire aux conditions naturelles. Cependant, les apports d'eaux ont été distribués différemment dans le temps. La crue printanière était exceptionnellement courte, avec un débit de pointe faible et un débit moyen inférieur au seuil de crue établi ( $> 500 \text{ m}^3/\text{s}$ ). Des volumes d'eau supérieurs à ceux caractérisant la période Historique de crue ont plutôt été rejetés au cours des périodes Été-Automne et Hiver, reflétant ainsi l'utilisation de l'eau principalement basée sur les besoins de la production d'hydroélectricité.

L'acquisition des données d'altimétrie et la récolte des échantillons de substrat en vue de la caractérisation physique de l'embouchure et des zones témoins ont été réalisées lors de la campagne de terrain en juillet et août 2017. La méthodologie était identique à celles de 2013 ou 2015 ou bien permettait une analyse statistique comparative de méthodes afin de statuer sur les procédures à appliquer pour les suivis à venir. La tendance générale issue du suivi altimétrique indique que les zones à l'étude sont demeurées relativement stables depuis le début du programme de suivi. Les habitats de zostère sont les zones ayant subi le moins de modifications sur le plan de l'altitude depuis 2013, ce qui est corroboré par une granulométrie stable avec des sables fins à très fins. Les habitats de myes et les plages à capelan sont les zones où les variations altimétriques observées sont les plus grandes. Ces habitats sont situés dans des secteurs de bancs de sable ou sur des plages sableuses, et sont donc composés de sédiments non consolidés. La gamme granulométrique très étendue pour les sites à l'étude confirme la diversité des habitats et le dynamisme de ces zones. Les chenaux de l'estuaire ont quelque peu changé depuis 2015. Les incisions et aggradations marquées se sont surtout produites entre 2013 et 2015, les premières plutôt à l'est de l'embouchure et les secondes plutôt à l'ouest. Les secteurs où les plus grandes modifications ont été observées sont les secteurs où l'écoulement est le plus susceptible d'être variable (par exemple, les fosses des zones proximales de l'embouchure ou entre les îles) ou aux endroits où des bancs de sable sont présents. Les analyses granulométriques confirment la stabilité des chenaux Est et Central et le dynamisme du chenal Ouest.

Les variations spatio-temporelles de température, de salinité et de turbidité ont été mesurées à l'aide de mouillages déployés entre mai et octobre 2017 à différents endroits de l'embouchure de la rivière Romaine et dans chacun des sites témoins des zostérais. Bien que semblables aux suivis 2013 et 2015, le nombre de stations de mouillage et les équipements installés ont quelque peu changé en 2017. De plus, des profils ont été réalisés à différents stades synodiques au droit des mouillages ainsi qu'à près de 40 stations couvrant l'embouchure et les baies témoins afin de caractériser spécifiquement les conditions des zostérais et des bancs de myes.

En plus du programme de suivi environnemental et afin de permettre une compréhension accrue de l'écosystème, des profils supplémentaires et une modélisation de l'étendue du front salin dans la zone de l'embouchure et dans le chenal de Mingan ont été faits. Les données des mouillages et la modélisation du front salin aboutissent à des conclusions similaires. La zone d'étude est caractérisée par une colonne d'eau stratifiée avec une couche de surface d'eau douce, plus chaude et plus turbide que la couche de profondeur. La pycnocline se situe entre 2 et 4,5 m de profondeur. Le faible débit moyen en période Historique de crue, associé à la courte période à débits supérieurs à 500 m<sup>3</sup>/s, a engendré une diminution nette de la dessalure de l'embouchure durant cette période. La prédominance des eaux douces de surface observée en 2013 et 2015 n'est plus observée en 2017 aux stations S43, S45p et S15. Au fond, les dessalures périodiques liées aux marées à ces mêmes stations étaient beaucoup plus rares. En période Été-Automne, les salinités de fond n'ont pas été affectées par le régime de débit de 2017, plus élevé que la moyenne. Par contre, les données révèlent une dessalure en surface plus importante que pour les années précédentes. Aucun patron uniforme de variation de la température n'a été mis en évidence par les données des séries temporelles des mouillages. Rappelons que ces observations sont faites durant la période de transition, où les débits de la rivière Romaine sont modulés par des contraintes liées à la mise en service et à l'exploitation des différents aménagements du complexe hydroélectrique. Les impacts réels ne pourront être validés qu'avec les données des suivis à venir.

L'analyse de la température de l'air enregistrée à la station météorologique de Havre-Saint-Pierre ainsi que de photographies issues de trois survols aériens réalisés durant l'hiver 2017 (21 février, 14 et 27 mars) a permis de mettre en évidence le fait que l'hiver 2017 s'est avéré normal en termes de rigueur et de froidure. Il était cependant plus clément qu'historiquement et que le premier hiver de la phase d'exploitation du projet (2015). De ce fait, certains habitats de myes et zostère de l'embouchure ou des zones témoins qui avaient été recouverts de glace continue au début de l'année 2014 et de l'année 2015 ne l'étaient pas au cœur de l'hiver 2017. La plus faible étendue de glace continue à l'embouchure de la rivière Mingan, zone témoin, vient corroborer l'hypothèse que la variabilité annuelle observée à l'embouchure de la rivière Romaine est liée au climat et au régime thermique du golfe du Saint-Laurent et non pas aux variations de débits de la rivière Romaine.

Un des volets du suivi d'océanographie biologique consistait à caractériser les herbiers de zostère de l'embouchure de la rivière Romaine et dans deux baies témoins, en termes de superficie et de répartition. Une campagne de terrain a été menée en août 2017 pour échantillonner aléatoirement les zones d'étude et noter la présence ou l'absence de la zostère en vue de l'analyse d'images satellites par télédétection. À cet égard, les images ont été acquises pendant une période favorisant la détection de la zostère (août, marée basse, zénith, absence de couverture nuageuse). La méthode de classification était la même que celle utilisée en 2015 (méthode des « k » plus proches voisins). En raison des modifications à la prise de données au terrain et de la qualité exceptionnelle de l'image de 2017, la performance du modèle de prédiction de 2017 était finalement meilleure que celle des années antérieures. Ainsi, la comparaison interannuelle en termes d'étendue et de répartition était plus difficile en raison de la surestimation des superficies des herbiers de 2013 et de 2015. Il a été démontré que l'utilisation de la méthode k-NN s'avère toujours être un choix judicieux, car cette méthode est robuste, reproductible et facilite la comparaison interannuelle. L'analyse de la performance du modèle permet de confirmer que les modifications apportées à la prise des données au terrain (points d'observation aléatoires plutôt que les transects; prise de données d'absence et de présence dans des proportions similaires) ont permis d'améliorer significativement la qualité de la détection des herbiers en utilisant la méthode k-NN pixellaire. Les résultats obtenus laissent croire, d'une part, que les herbiers se maintiennent et que leur partie centrale continue de s'étendre et, d'autre part, que les modifications des herbiers, essentiellement observées dans leur pourtour, sont attribuables à des facteurs d'origine naturelle (p. ex. longueur de la saison de croissance, degré d'exposition aux marées, aux vents ainsi que durée de la période d'englacement). Par conséquent, il ressort que les trois premières années d'exploitation du complexe hydroélectrique de la Romaine n'auraient pas eu d'incidences sur le développement des deux herbiers (secteurs Est et Ouest) à l'embouchure de la rivière Romaine.

Le deuxième volet du suivi d'océanographie biologique consistait à caractériser les populations de myes communes dans l'embouchure de la rivière Romaine et dans deux baies témoins. La densité et le rendement des myes de toutes tailles et des myes de taille exploitable ont été mesurés. La taille, le poids et l'âge des individus ont été compilés et ont permis de déterminer la distribution des tailles et la structure d'âge des populations des différents secteurs. Les données sur la mye commune ont été recueillies au cours d'une campagne d'échantillonnage réalisée en août 2017. L'échantillonnage a été réalisé aux mêmes stations qu'en 2015, soit à 70 stations dans l'embouchure de la Romaine et à 24 stations dans chacune des deux zones témoins. Les résultats indiquent que l'abondance (densité) des myes et le rendement (masse par unité de surface) dans la baie à l'embouchure de la rivière Romaine ont diminué de façon significative depuis 2013. Par contre, le même phénomène s'observe également à l'embouchure de la rivière Mingan (secteur témoin), quoique de façon un peu moins marquée. Les résultats soulignent la faiblesse du recrutement à l'échelle régionale depuis quelques années. La mortalité naturelle de ces populations paraît faible et l'interdiction de cueillette maintient la mortalité par la pêche à des valeurs proches de zéro, de sorte que la croissance des individus présents favorise l'augmentation de l'âge moyen d'une année à l'autre. Plusieurs facteurs physicochimiques et biologiques ont été analysés afin de déterminer s'ils ont pu jouer un rôle dans les variations interannuelles observées, et aucune corrélation n'a été notée.

Enfin, le suivi de la production planctonique visait à étudier l'abondance du plancton présent à l'embouchure de la rivière Romaine et dans le chenal de Mingan en cette troisième année d'exploitation. Ce volet est présenté dans le deuxième volume du rapport. Les nombreux paramètres mesurés ont été sélectionnés en raison de leurs liens directs ou indirects avec la production planctonique, c'est-à-dire l'abondance du plancton dans la colonne d'eau, ou parce qu'ils permettent de mieux comprendre la dynamique de ces organismes dans la zone d'étude. Certains de ces paramètres sont mesurés pour répondre aux exigences spécifiques du programme de suivi, tandis que d'autres ont été ajoutés en 2015 puis en 2017 pour mieux cerner la dynamique planctonique de la zone d'étude. Pour ce faire, le programme comprenait deux volets : un volet de suivi continu, incluant l'installation de deux bouées instrumentées, et un volet de relevés et de prélèvements in situ à 11 stations fixes. Des mesures complémentaires au programme de suivi ont volontairement été incluses en 2017, tout comme en 2015, pour bonifier l'analyse de la dynamique de l'écosystème. De manière générale, les résultats de 2017 semblent confirmer ceux de 2013 et 2015, à savoir que la concentration en éléments nutritifs de la masse d'eau du chenal de Mingan est avant tout contrôlée par les apports provenant de l'eau au large de l'archipel des îles de Mingan. Cette masse d'eau, contenant peu de nitrate mais beaucoup de silice, peut avoir un effet limitant (rapport N:P) pour la production planctonique. La floraison planctonique printanière a été très précoce en 2017 malgré la présence de plaques de glace dans la zone d'étude. La floraison était dominée par des diatomées, bien adaptées à l'eau froide, et le phénomène s'est maintenu jusqu'en mai lorsque les teneurs en nitrate ont diminué au niveau le plus faible du suivi. Parallèlement, il y avait beaucoup de zooplancton dans la colonne d'eau en avril et en mai. Ainsi, au moment de la crue, la croissance du phytoplancton était limitée par les nitrates et subissait également une pression de prédation importante. Bien que moins évident en 2017, ce phénomène correspond à la dynamique planctonique qui avait été établie à partir des données de 2015. Finalement, contrairement à l'hypothèse de départ, l'apport en éléments nutritifs et en biomasse planctonique provenant de la rivière Romaine n'est pas significatif. C'est plutôt la masse d'eau en provenance du large, donc du détroit de Jacques-Cartier, qui détermine les teneurs en éléments nutritifs et l'abondance planctonique de la zone d'étude. Compte tenu de l'étendue du front salin, ces résultats indiquent que la rivière Romaine a très peu d'influence sur la production planctonique du chenal de Mingan. Cette année encore, la mise en service du complexe de la Romaine n'a apparemment pas eu d'impact sur la production planctonique dans le chenal de Mingan.

## 7 Références

### 7.1 Chapitre 1 – Introduction des volumes 1 et 2

HYDRO-QUÉBEC. 2008. *Complexe de la Romaine. Réponses aux questions sur l'étude d'impact sur l'environnement*. Hydro-Québec Production.

HYDRO-QUÉBEC. 2007. *Complexe de la Romaine. Étude d'impact sur l'environnement*. 10 volumes.

### 7.2 Chapitre 5 – Production planctonique en milieu marin

ARMSTRONG, F.A.J., C.R. STERNS AND J.D.H. STRICKLAND. 1967. The measurement of upwelling and subsequent biological processes by means of the Technicon AutoAnalyzer and associated equipment. *Deep Sea Res.* 14, pp. 381-389.

BÉRARD-THERRIault, L., M. POULIN ET L. BOSSÉ. 1999. *Guide d'identification du phytoplancton marin de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent*. Publication spéciale canadienne des sciences halieutiques et aquatiques. 400 p.

DEBLOIS, C., M. DEMARTY, A. TREMBLAY ET J.-P. GILBERT. 2016. *Complexe de la Romaine. Suivi environnemental 2015 en phase exploitation – Production planctonique en milieu marin – Rivière Romaine*. Préparé pour Hydro-Québec Production. 58 p. et 3 annexes.

ENVIRONNEMENT ILLIMITÉ. 2014. *Complexe de la Romaine. État de référence en océanographie physique et biologique. Volume 2 – Production planctonique en milieu marin – Travaux 2013*. Rapport préparé par Yvonnick Le Clainche et Charles Deblois pour Hydro-Québec Équipement et services partagés. 62 p. et 8 annexes.

GALBRAITH, P.S., J. CHASSÉ, P. NICOT, C. CAVERHILL, D. GILBERT, B. PETTIGREW, D. LEFAIVRE, D. BRICKMAN, L. DEVINE AND C. LAFLEUR. 2016. *Physical oceanographic conditions in the Gulf of St-Lawrence in 2015*. DFO CAN. SCI. ADVIS. SEC. RES. DOC. 2016/XXX. VI + 88 p.

GRASSHOFF, K., M. EHRHARDT AND K. KREMLING, 1983. *Methods of seawater analysis, second revised and extended edition*.

HYDRO-QUÉBEC PRODUCTION, HYDRO-QUÉBEC ÉQUIPEMENT. 2008. *Complexe de la Romaine. Résumé de l'étude d'impact sur l'environnement*. Hydro-Québec ; 119p. / HQ 2008-092.

HYDRO-QUÉBEC PRODUCTION. 2007. *Complexe de la Romaine. Étude d'impact sur l'environnement*. 10 volumes et annexes.

LE FOUEST, V., B. ZAKARDJIAN, F.J. SAUCIER ET M. STARR. 2005. Seasonal versus synoptic variability in planktonic production in a high-latitude marginal sea: the Gulf of St. Lawrence (Canada). *J Geophys. Res.* C 110(C9): C09012.

LORRAIN, S., G. GUAY ET J. GINGRAS, 2005. *Complexe de la Romaine — Études sédimentologiques et océanographiques de la rivière Romaine et de la zone de l'embouchure — Rapport de mission 2004*. Rapport produit par Environnement Illimité inc. pour Hydro-Québec. 132 p., 3 annexes et 22 cartes.

LORRAIN, S., J. GINGRAS ET C. MORIN. 2006. *Complexe de la Romaine — Études sédimentologiques et Océanographiques de la rivière Romaine et de la zone de l'embouchure — Océanographie physique*. Rapport produit par Environnement Illimité inc. pour Hydro-Québec. 157 p., 2 annexes et 17 cartes.

MAJANEVA, M., R. AUTIO, M. HUTTUNEN, H. KUOSA ET J. KUPARINEN. 2009. Phytoplankton monitoring: the effect of sampling methods used during different stratification and bloom conditions in the Baltic Sea. *Boreal Environment research* 14: 313-322.

MURPHY, J. ET J.P. TRILEY. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta* Vol. 27: 31-36.

OGSL. *Site de l'observatoire global du Saint-Laurent. Projet le Saint-Laurent monitoré*. <https://ogsl.ca/fr/pmza/variables.html>

PARSONS, T.R., Y. MAITA ET C. LALLI. M. 1984. *A manual of chemical and biological methods for seawater analysis*. Pergamon Press, Toronto, 173 p.

PLANAS, D., M. DESROSIERS, S.-R. GROULX, S. PAQUET AND R. CARIGNA. 2000. Pelagic and benthic algal responses in eastern Canadian Boreal Shield lakes following harvesting and wildfires. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57 (suppl. 2) : 136-145.

SENNEVILLE S., I.R. SCHLOSS, S. ST-ONGE DROUIN, S. BÉLANGER, G. WINKLER, D. DUMONT, P. JOHNSTON AND I. ST-ONGE. 2015. High-resolution modelling of hydrographic conditions and plankton dynamics near the Mingan Archipelago, Québec, Canada: simulating the effect of damming the Romaine River. Soumis au *Journal of Marine Systems*. December 2015.

Senneville S., I.R. Schloss., S. St-Onge Drouin., S. BÉLANGER, G. WINKLER, D. DUMONT, P. JOHNSTON AND I. ST-ONGE. 2018. Moderate effect of damming the Romaine river (Quebec, Canada) on coastal plankton dynamics. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 203: 29-43.

SMITH, W.O., JR. AND C. LANCELOT. 2004. Bottom-up versus top-down control in phytoplankton of Southern Ocean. *Antarctic Science* 16 (4): 531-539.

SOMMER, U. 1994. Are marine diatoms favoured by high Si:N ratios? *Marine ecology progress series*. Vol. 115: 309-315.

STARR, M., L. ST-ARMAND, L. DEVINE, L. BÉRARD-THERRIAULT ET PETER S. GALBRAITH. 2004. *État du phytoplancton dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent en 2003*. Secrétariat canadien de consultation scientifique, Pêche et Océans Canada. Document de recherche 2004/123. [www.dfo-mpo.gc.ca/csas/](http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas/).

TREES ET COLL. 2002. *Fluorometric Chlorophyll a: Sampling Laboratory Methods, and Data Analysis Protocols*. *Ocean Optics Protocols For Satellite Ocean Color Sensor Validation*, Revision 5, Volume 5.

WETZEL, R.G. 2001. *Limnology*. Third Edition. Academic press. 1006 p.

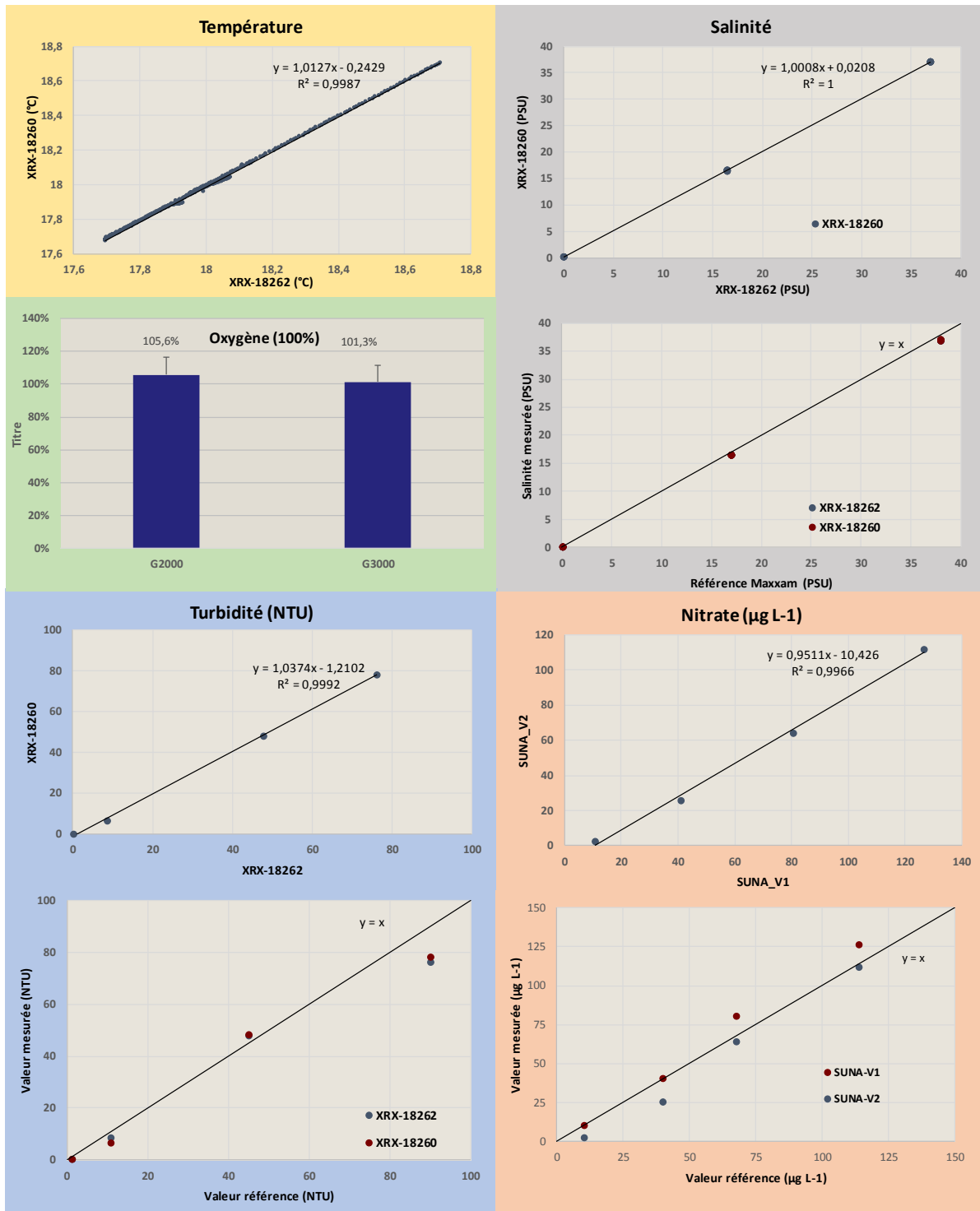


## **Annexes – Chapitre 5**

- Annexe 5.1 Résultats des tests de performance des capteurs installés sur les bouées
- Annexe 5.2 Synthèse des activités réalisées à chaque campagne du programme de suivi de 2017
- Annexe 5.3 Comparaison des concentrations moyennes en sels nutritifs des différents types de prélèvement (écume, intégré, fond) du programme de suivi 2017
- Annexe 5.4 Profils 2013, 2015 et 2017 réalisés aux stations P1 à P10



## Annexe 5.1 – Résultats des tests de performance des capteurs installés sur les bouées



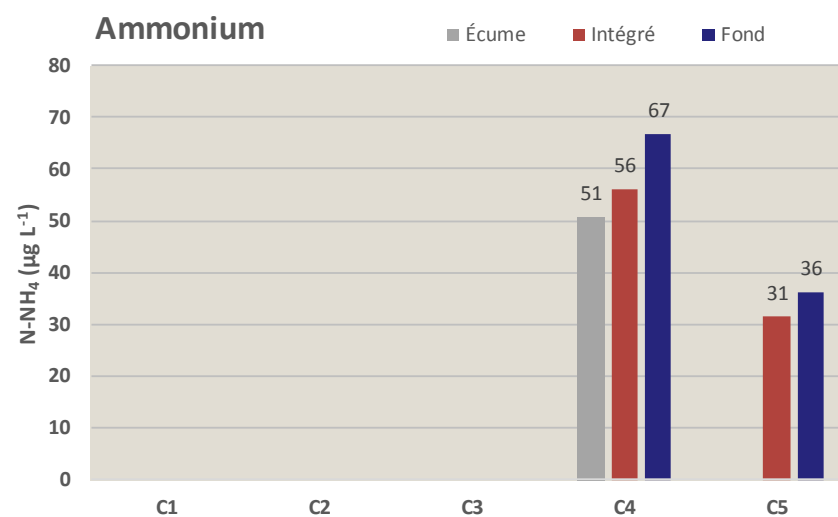
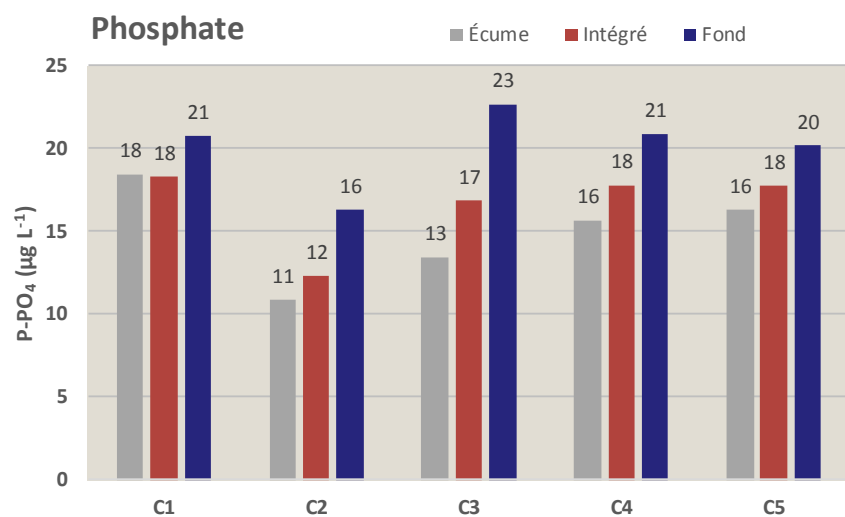
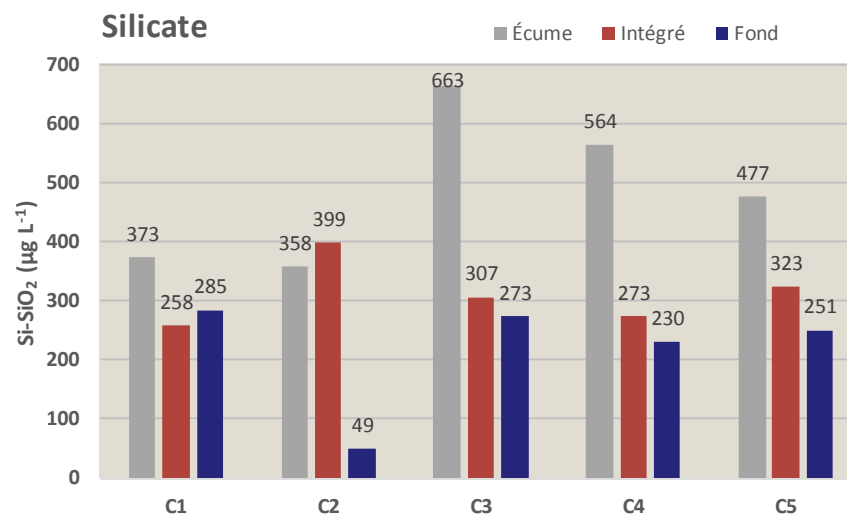
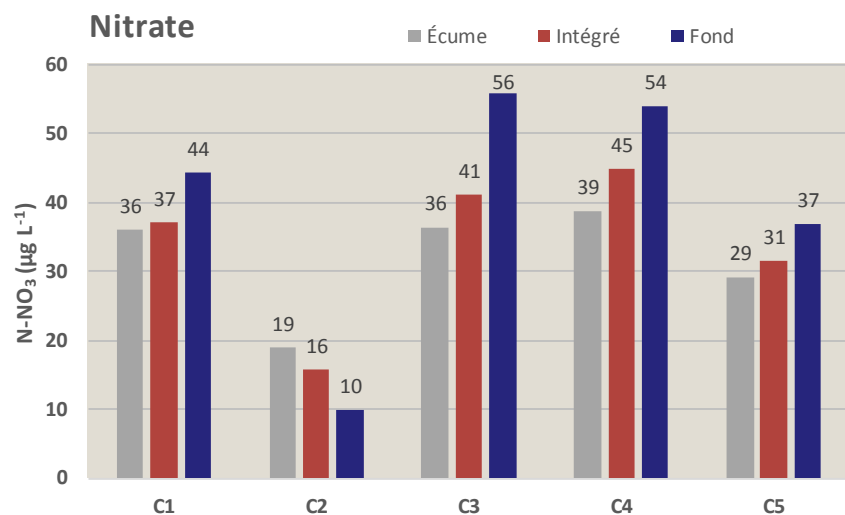


**Annexe 5.2 – Synthèse des activités réalisées à chaque campagne du programme de suivi de 2017**

<b>Campagne</b>	<b>Période</b>	<b>Activité</b>	<b>Précisions</b>	<b>Dates</b>
Avril	6 au 21 avril	Préparation des bouées pour le déploiement		
		Installation des bouées G2000 et G3000	Stations P1 et P2	14 avril et 18 avril
		Début officiel des enregistrements des bouées		19 avril
		Programme régulier (profils et prélèvement d'eau)	11 stations	
		Capteur de CO <sub>2</sub> (P1) et Nitrate (P2) défectueux	À l'installation	
		Capteur d'O <sub>2</sub> : saturation aberrante > 115 %	À l'installation	
		Problème avec la station météo		30 avril
Mai	10 au 21 mai	Programme régulier (profils et prélèvement d'eau)	11 stations	
		Retrait et inspection de la station météo	Station P2	12 mai
		Installation d'un nouveau capteur de CO <sub>2</sub>	Station P1	
		Installation d'un capteur d'O <sub>2</sub> supplémentaire	Station P2	
		Suivi du front salin	238 profils	16, 17, 18 et 19 mai
Juillet	5 au 20 juillet	Programme régulier (profils et prélèvement d'eau)	11 stations	
		Installation de la nouvelle station météo et du nouveau capteur de nitrate	Station P2	16 juillet
		Vidéo promotionnelle		12 et 14 juillet
		Suivi du front salin (profils aléatoires)	23 profils	
Août	13 au 25 août	Programme régulier (profils et prélèvement d'eau)	11 stations	
		Vidéo promotionnelle		18 août
		Suivi du front salin	251 profils	19 au 23 août
		Remplacement du système d'essuie-glace du capteur de nitrate de la G2000	Station P1	15 août
Septembre	21 au 30 septembre	Programme régulier (profils et prélèvement d'eau)	11 stations	
		Récupération des bouées	Stations P1 et P2	26 septembre
		Entreposage du matériel dans le conteneur HQ13 (mouillages) et dans les entrepôts d'Englobe (électronique)		27 et 28 septembre

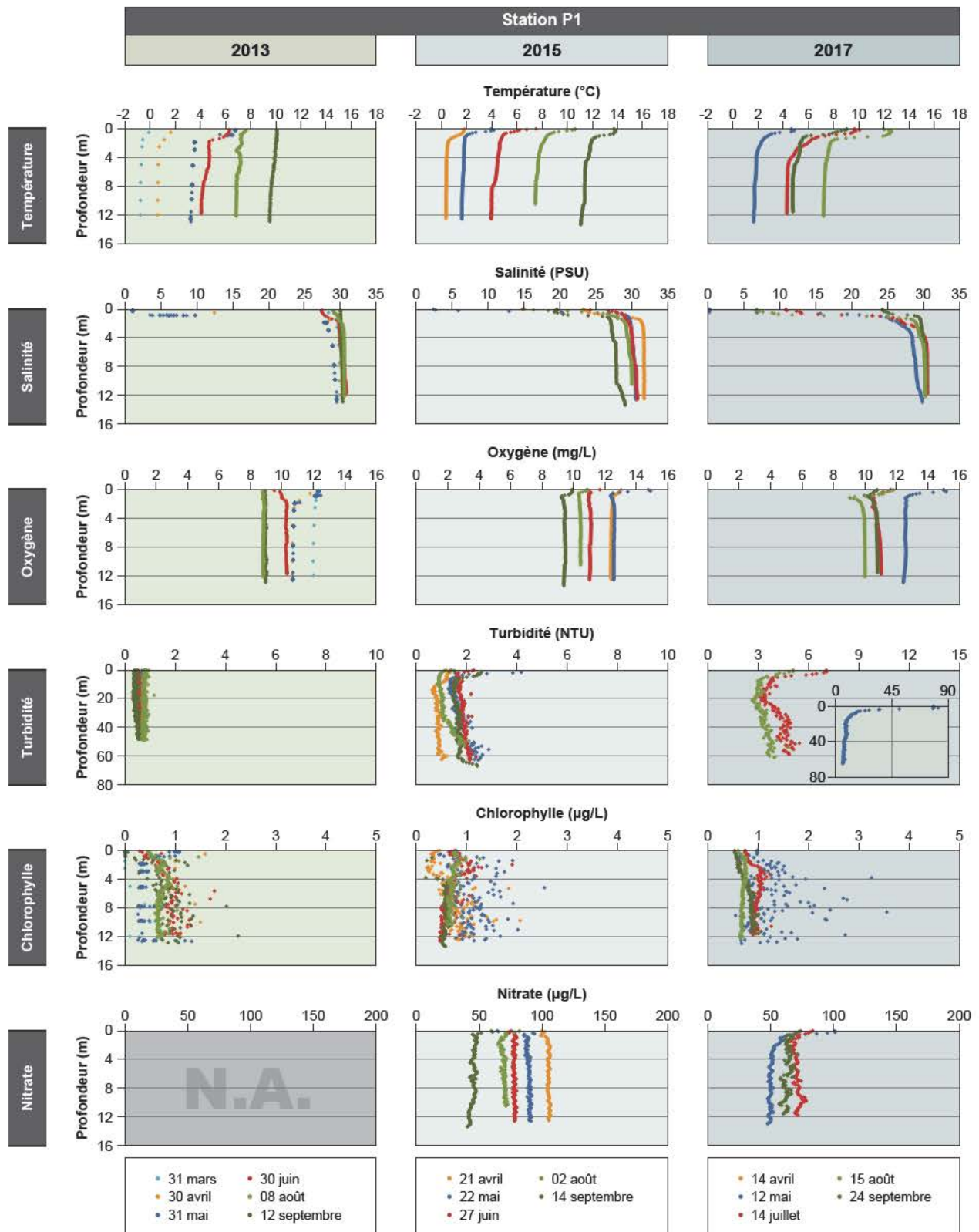


**Annexe 5.3 – Comparaison des concentrations moyennes en sels nutritifs des différents types de prélèvement (écume, intégré, fond) du programme de suivi 2017**





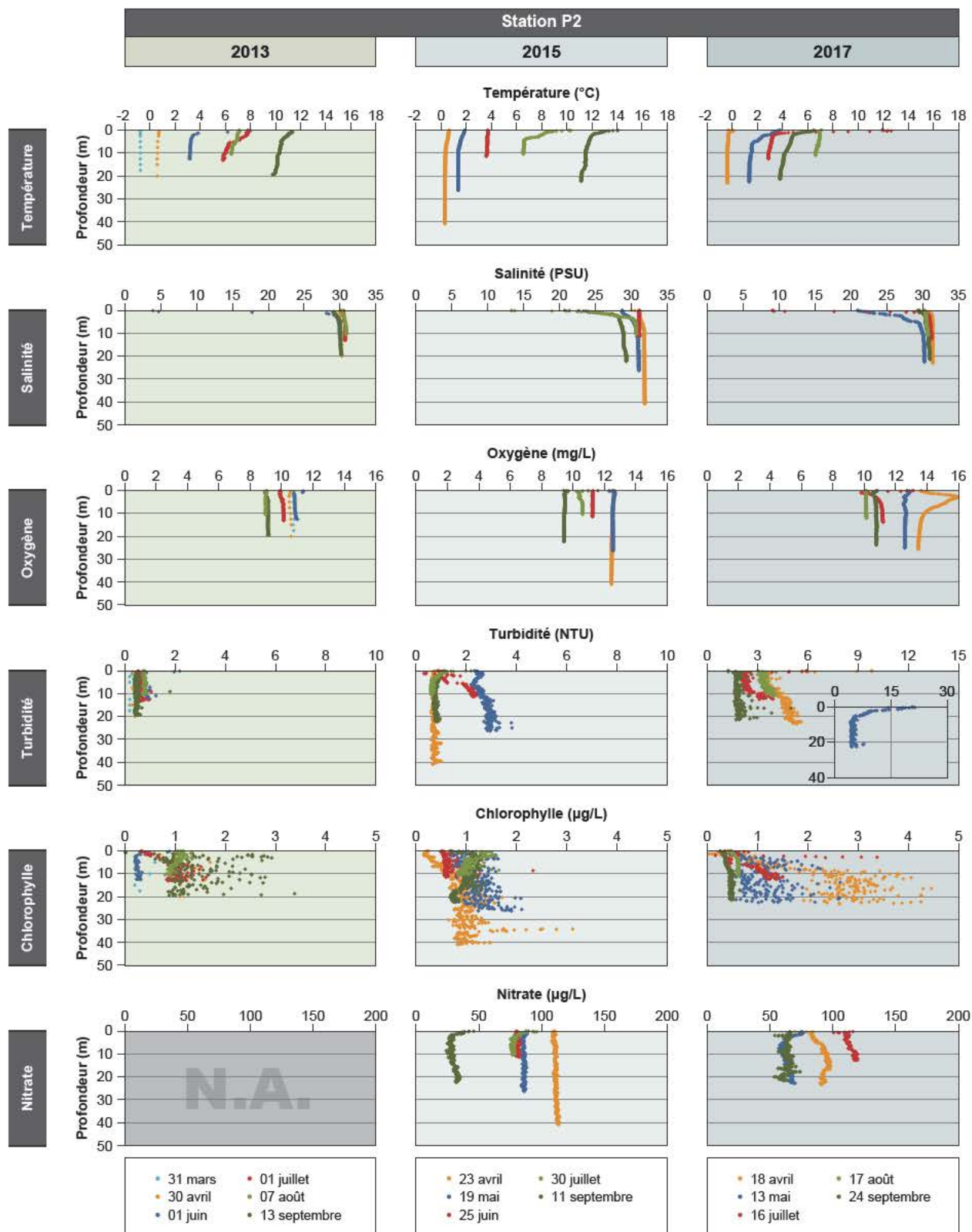




Fichier : 0344\_sua5\_4\_1\_cm\_853\_Profil\_P1\_190321.ai

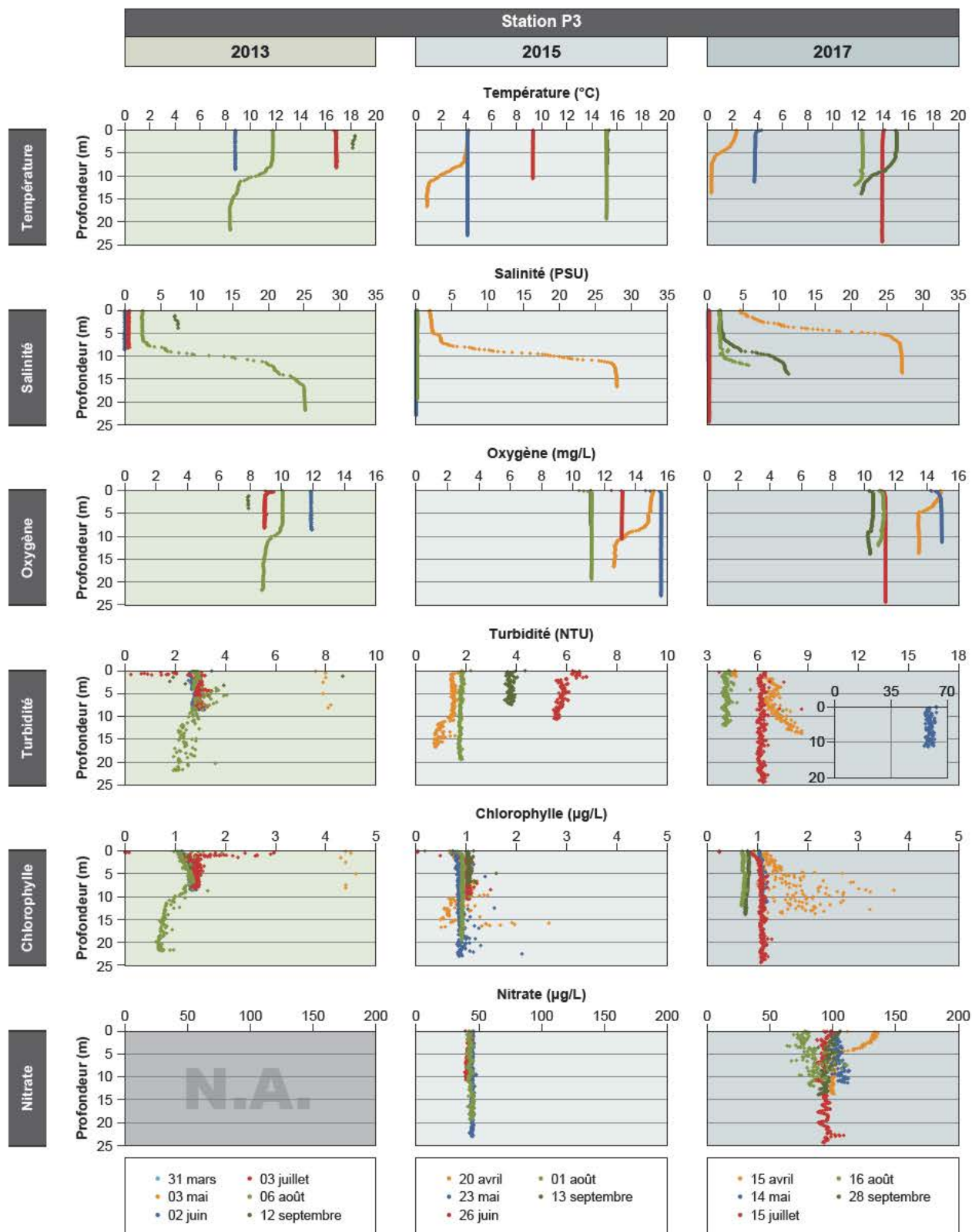
Document d'information destiné aux publics concernés par le projet. Pour tout autre usage, communiquer avec : Géomatique, Hydro-Québec Innovation, équipement et services partagés.

### Annexe 5.4.1 – Profils 2013, 2015 et 2017 réalisés à la station P1



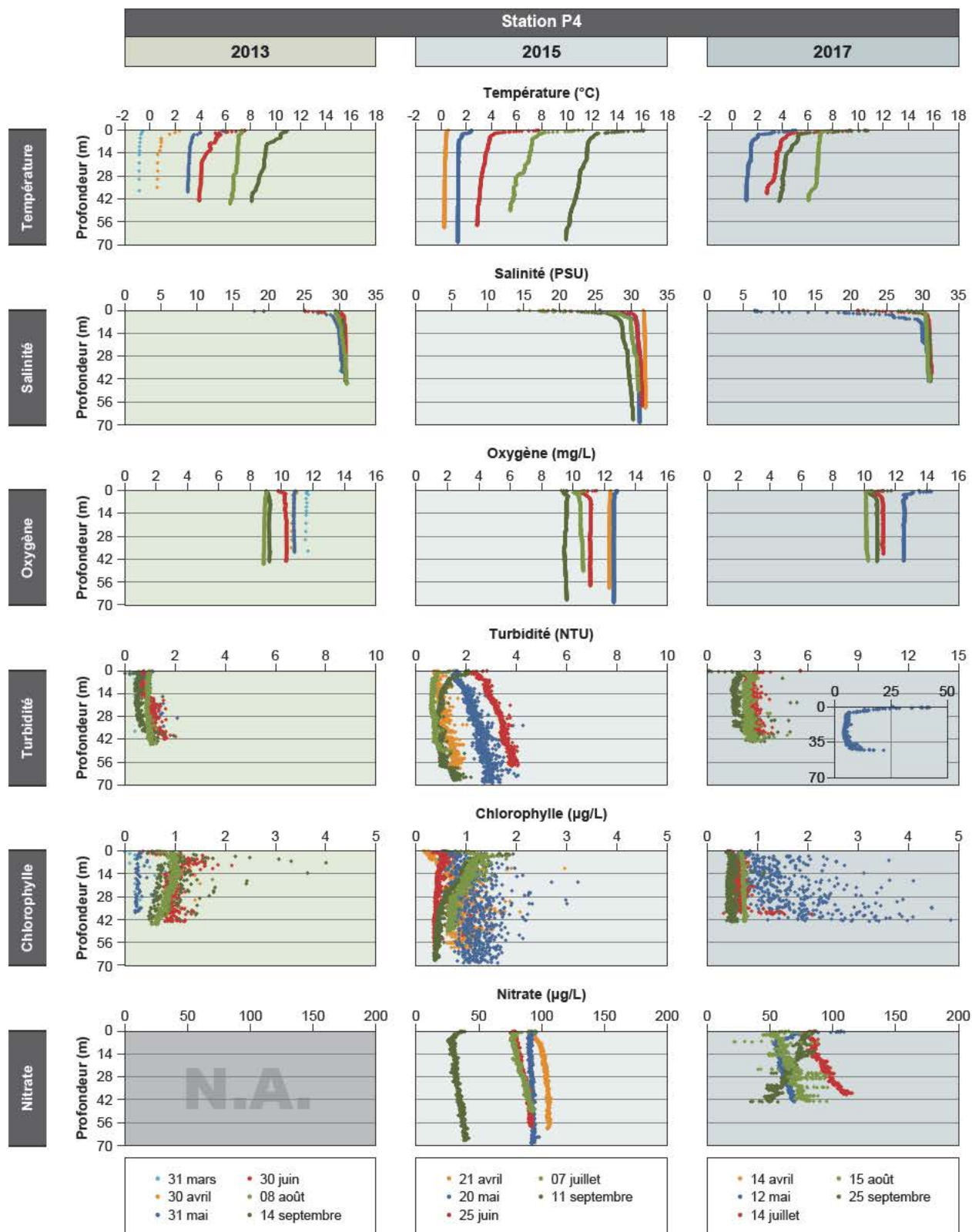
Document d'information destiné aux publics concernés par le projet. Pour tout autre usage, communiquer avec : Géomatique, Hydro-Québec Innovation, équipement et services partagés.

### Annexe 5.4.2 – Profils 2013, 2015 et 2017 réalisés à la station P2



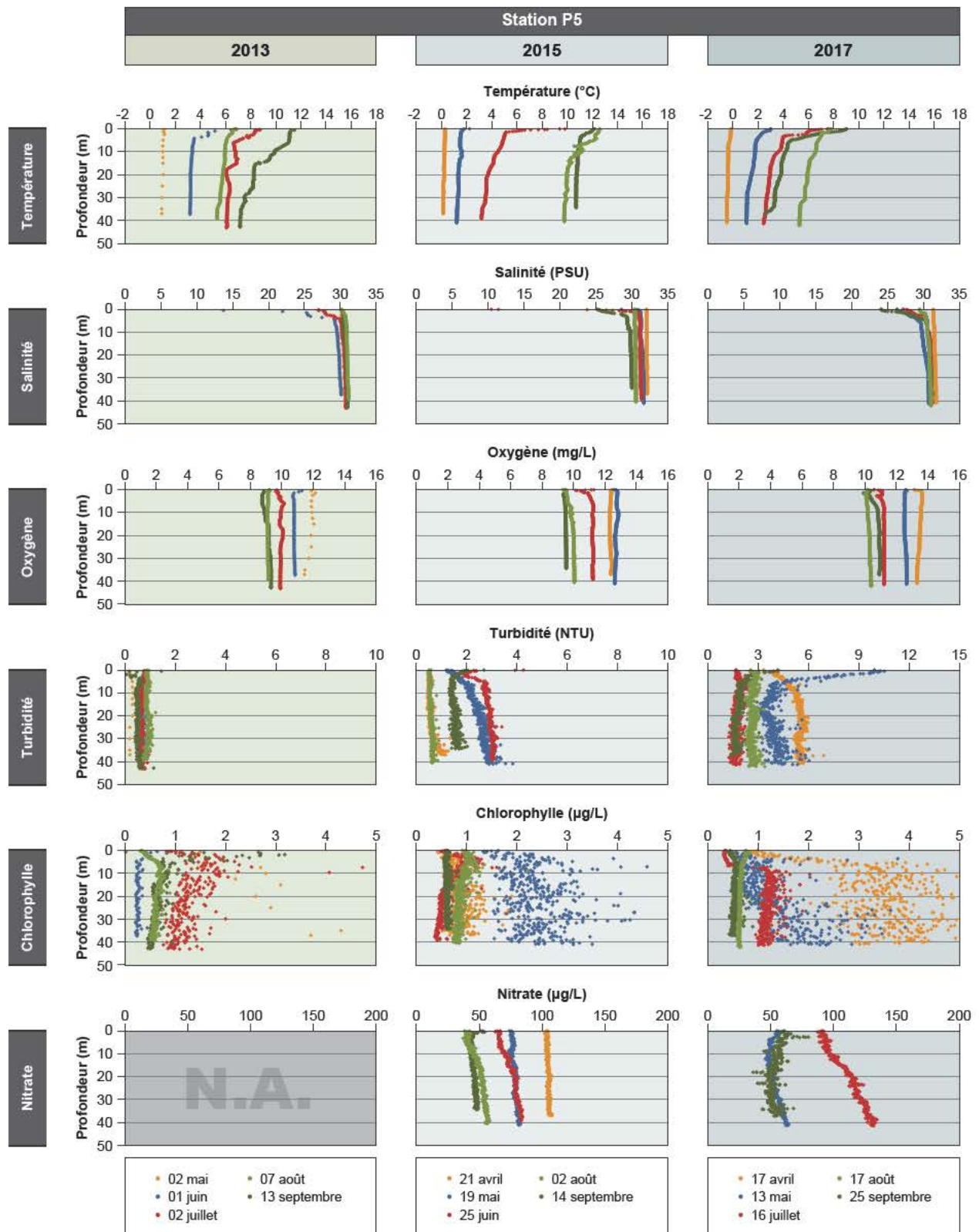
Document d'information destiné aux publics concernés par le projet. Pour tout autre usage, communiquer avec : Géomatique, Hydro-Québec Innovation, équipement et services partagés.

### Annexe 5.4.3 – Profils 2013, 2015 et 2017 réalisés à la station P3



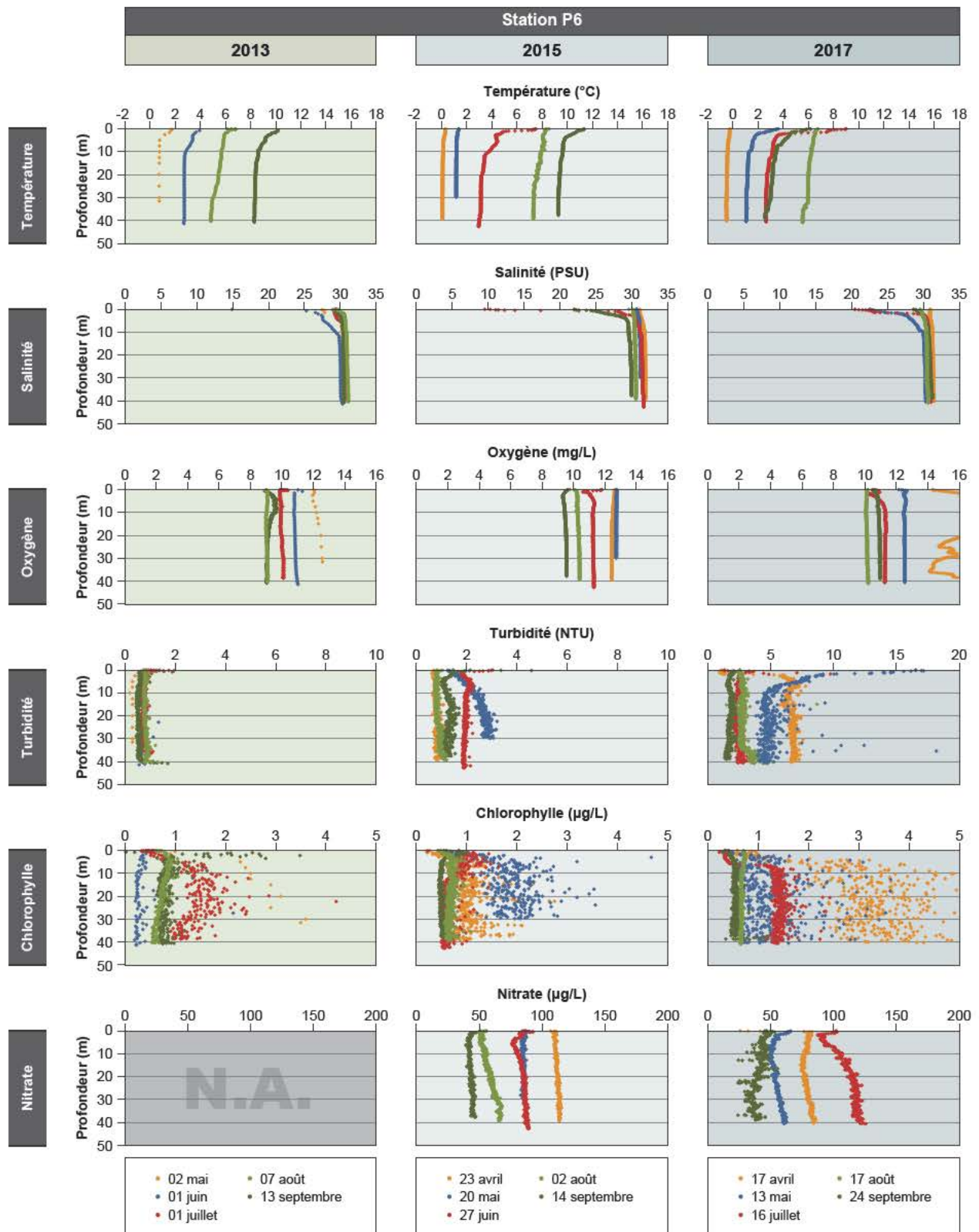
Document d'information destiné aux publics concernés par le projet. Pour tout autre usage, communiquer avec : Géomatique, Hydro-Québec Innovation, équipement et services partagés.

#### Annexe 5.4.4 – Profils 2013, 2015 et 2017 réalisés à la station P4



Document d'information destiné aux publics concernés par le projet. Pour tout autre usage, communiquer avec : Géomatique, Hydro-Québec Innovation, équipement et services partagés.

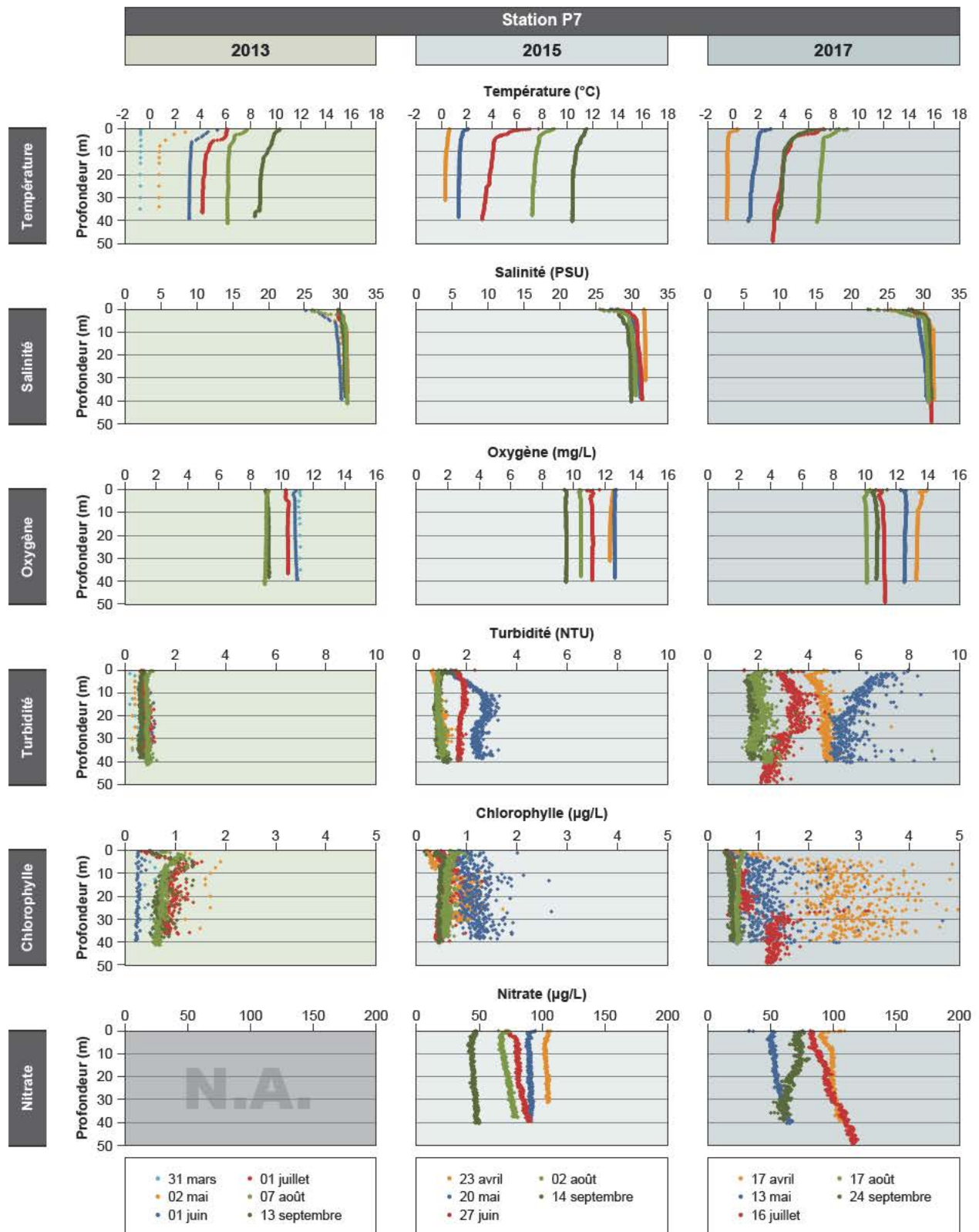
### Annexe 5.4.5 – Profils 2013, 2015 et 2017 réalisés à la station P5



Fichier : 0344\_sua5\_4\_6\_cm\_858\_Profil\_P6\_190321.ai

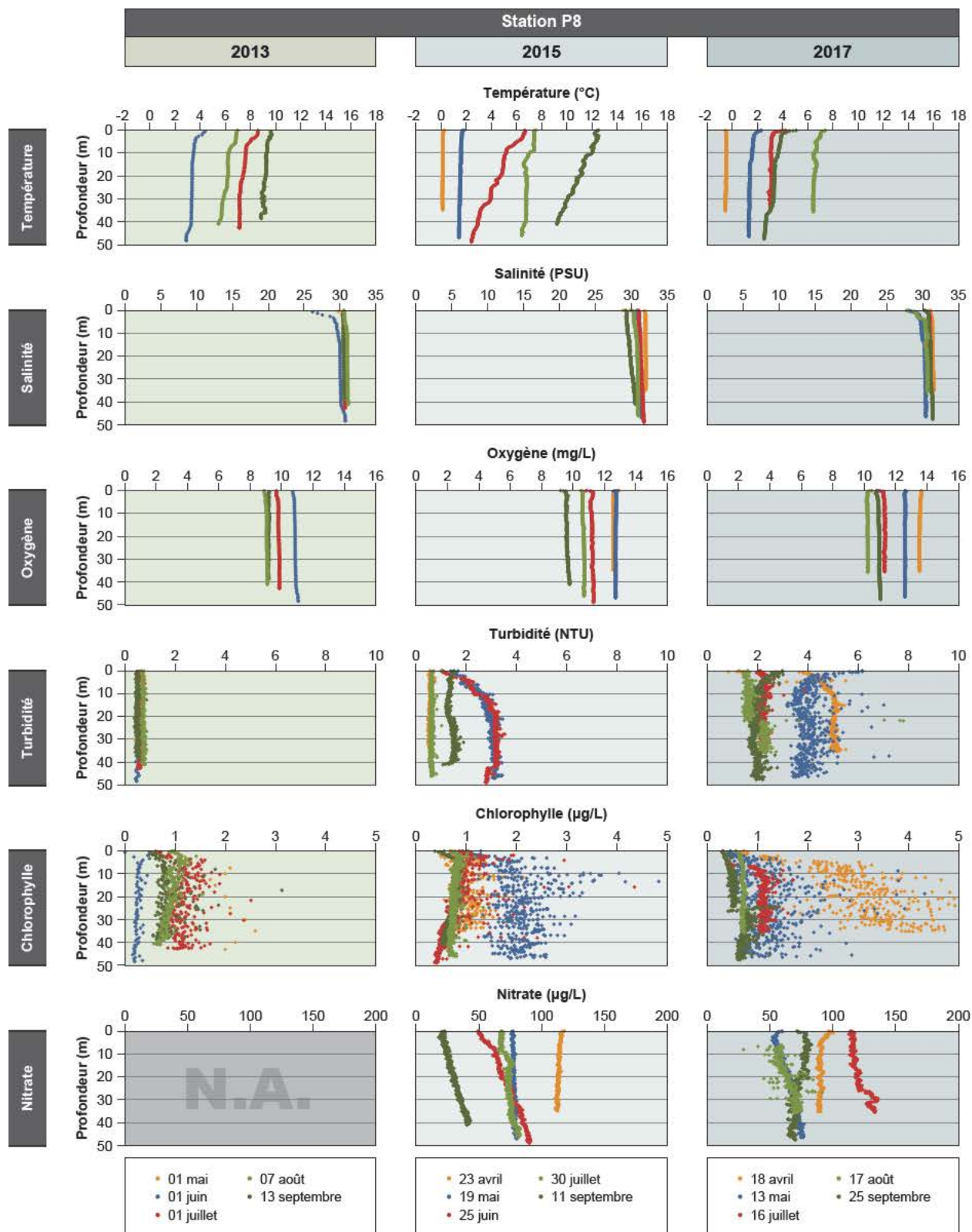
Document d'information destiné aux publics concernés par le projet. Pour tout autre usage, communiquer avec : Géomatique, Hydro-Québec Innovation, équipement et services partagés.

### Annexe 5.4.6 – Profils 2013, 2015 et 2017 réalisés à la station P6



Document d'information destiné aux publics concernés par le projet. Pour tout autre usage, communiquer avec : Géomatique, Hydro-Québec Innovation, équipement et services partagés.

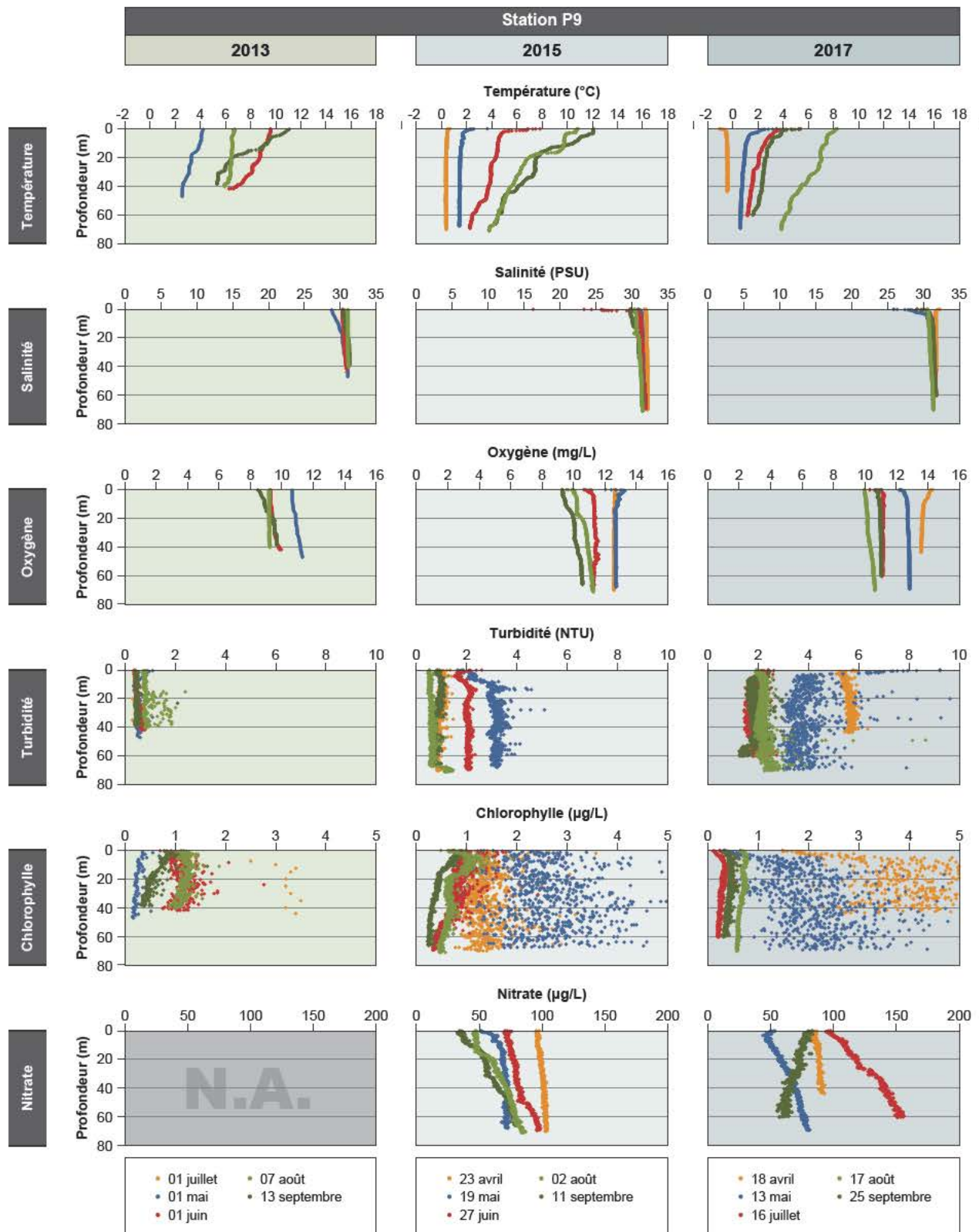
### Annexe 5.4.7 – Profils 2013, 2015 et 2017 réalisés à la station P7



Fichier : 0344\_sua5\_4\_8\_cm\_860\_Profil\_P8\_190321.ai

**Annexe 5.4.8 – Profils 2013, 2015 et 2017 réalisés à la station P8**

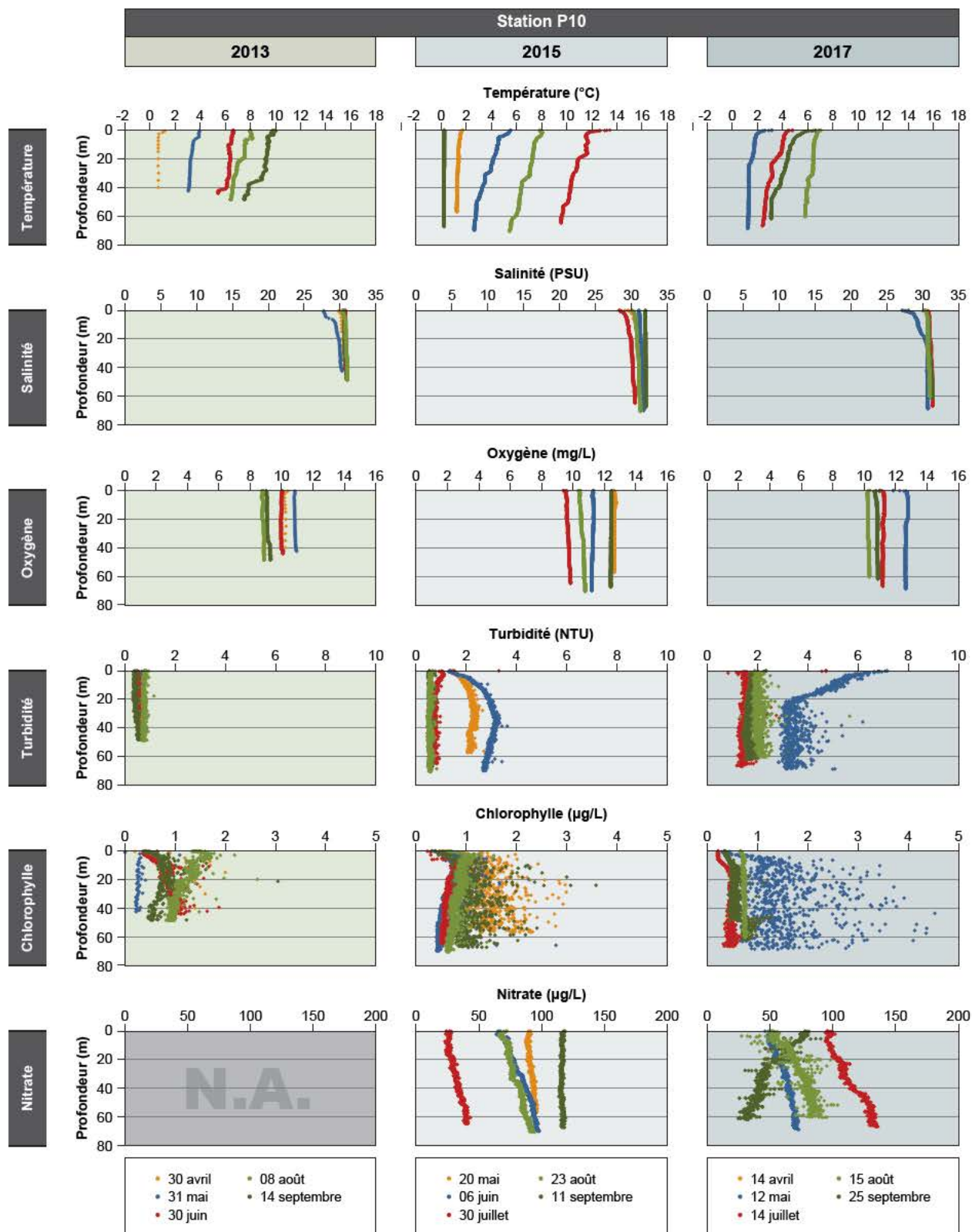




Fichier : 0344\_sua5\_4\_9\_cm\_861\_Profil\_P9\_190321.ai

Document d'information destiné aux publics concernés par le projet. Pour tout autre usage, communiquer avec : Géomatique, Hydro-Québec Innovation, équipement et services partagés.

### Annexe 5.4.9 – Profils 2013, 2015 et 2017 réalisés à la station P9



Fichier : 0344\_sua5\_4\_10\_cm\_862\_Profil\_P10\_190321.ai

Document d'information destiné aux publics concernés par le projet. Pour tout autre usage, communiquer avec : Géomatique, Hydro-Québec Innovation, équipement et services partagés.

### Annexe 5.4.10 – Profils 2013, 2015 et 2017 réalisés à la station P10



