UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À RIMOUSKI

Distribution spatiale des kystes benthiques d'*Alexandrium tamarense* suite à une floraison massive dans l'estuaire du Saint-Laurent

Mémoire

présenté

dans le cadre du programme de maîtrise en Océanographie

en vue de l'obtention du grade de Maître ès sciences

PAR

®STÉPHANIE GRACIA

Automne 2011

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À RIMOUSKI
Service de la bibliothèque

Avertissement

La diffusion de ce mémoire ou de cette thèse se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire « *Autorisation de reproduire et de diffuser un rapport, un mémoire ou une thèse* ». En signant ce formulaire, l'auteur concède à l'Université du Québec à Rimouski une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de son travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, l'auteur autorise l'Université du Québec à Rimouski à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de son travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de la part de l'auteur à ses droits moraux ni à ses droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, l'auteur conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont il possède un exemplaire.

Composition du jury :

André Rochon, président du jury, Institut des sciences de la Mer, Université du Québec à Rimouski

Suzanne Roy, directrice de recherche, Institut des sciences de la mer, Université du Québec à Rimouski

Michel Starr, codirecteur de recherche, Institut Maurice Lamontagne, Pêches et Océans Canada

Maurice Levasseur, examinateur externe, Université Laval

Dépôt initial le 22 août 2011 Dépôt final le 20 décembre 2011

‘La persévérance, c’est ce qui rend l’impossible possible, le possible probable et le probable réalisé.’

Robert Half

REMERCIEMENTS

Je tiens dans un premier temps à exprimer toute ma gratitude à ma directrice de recherche, madame Suzanne Roy, pour la confiance, le soutien et les encouragements qu'elle m'a accordés tout au long de ce projet. Je la remercie aussi pour m'avoir transmis son enseignement et ses connaissances avec autant d'enthousiasme que de passion. Un merci tout particulier pour m'avoir accompagnée, conseillée et guidée dans mon apprentissage et ma découverte de la «vraie» science.

Je remercie également mon co-directeur, monsieur Michel Starr, pour son intérêt et son appui constant pour mes recherches. Il a su être là dans les moments importants et me faire découvrir les aléas du travail de terrain. Je le remercie aussi pour ses judicieux conseils tout au long de ce parcours.

Merci aussi aux membres du jury, Monsieur André Rochon de l'ISMER et Monsieur Maurice Levasseur de l'Université Laval pour avoir accepté de lire et d'évaluer ce mémoire malgré leur emploi du temps chargé.

Un énorme merci à l'équipe technique de l'ISMER, Gilles, Sylvain, Bruno, Mélanie, Dominique, Pascal et Marie-Ève qui ont toujours été là pour nous aider dans notre gestion du matériel et de son utilisation. Leurs conseils et leur grande disponibilité ont été grandement appréciés tout au long de ce projet. Encore merci.

Je tiens aussi à remercier le ministère Pêches et Océans Canada et Québec-Océan qui, grâce à leur soutien financier, ont permis la réalisation de ce projet. Sans oublier le soutien logistique de la garde côtière canadienne et tout particulièrement de l'équipage du F.G.

Creed qui ont permis la réalisation de l'échantillonnage et ce, peu importe les conditions météorologiques. Je remercie aussi Michel Lebeuf qui a participé à l'échantillonnage et à certaines parties de l'analyse de laboratoire.

Merci aussi aux membres de mon laboratoire Oscar, Éva et Marie, non seulement pour leur précieuse aide en laboratoire mais aussi pour leurs conseils, leur énergie et leur franche camaraderie. Avec le temps, ils sont devenus pour moi de bons collègues mais aussi de véritables amis.

Je tiens aussi à remercier tous mes amis, d'ici et d'ailleurs, pour les excellents moments passés ensemble au cours de mes années de maîtrise et particulièrement cet été.

Sur une note plus personnelle, un immense merci à mes parents Jean-Michel et Dominique, ainsi qu'à mon frère Laurent pour avoir toujours cru en moi et en mes choix. Je les remercie aussi pour leurs encouragements et leur appui inconditionnel. Sans vous je n'aurais pas pu réaliser mon rêve, vous m'avez toujours soutenue autant moralement que financièrement dans l'une des mes plus grandes aventures…C'est à vous que je dois ce que je suis aujourd'hui. Merci.

Enfin, la plus grande partie de ma reconnaissance va incontestablement à Rémi, pour sa patience, sa confiance, son soutien inconditionnel et ses encouragements répétés. Ton aide, ton écoute et tes conseils avisés tout au long de mon projet m'ont permis de développer mon sens critique et mes aptitudes en recherche. Je te remercie aussi pour ton soutien dans les bons comme dans les moins bons moments et pour me permettre de toujours dépasser mes limites. Tu es pour moi une source d'inspiration et de motivation inestimable. Tu es mon port d'attache et sans conteste un des artisans de la personne que je suis devenue… Mes mots ne sauraient exprimer toute la gratitude que je ressens et l'importance que tu as à mes yeux.

RÉSUMÉ

Les proliférations estivales du dinoflagellé toxique *Alexandrium tamarense* et l'accumulation de ses toxines paralysantes chez les mollusques (IPM) sont des événements récurrents dans tout l'estuaire du Saint-Laurent (ESL). En 2008, une floraison sans précédent a causé la mortalité de nombreuses espèces marines (mammifères, poissons, oiseaux, faune benthique). Les taux d'IPM extrêmement élevés enregistrés cette année-là ont amené plusieurs questions fondamentales sur la dynamique des floraisons toxiques. Depuis 1980 plusieurs études effectuées dans l'ESL ont apporté d'importants éléments de réponse notamment sur l'influence de son hydrodynamisme complexe, l'importance d'identifier les secteurs présentant des dépositions de kystes de résistance et des modèles prédictifs sur le déplacement des floraisons. Malgré ces études, les facteurs contrôlant l'initiation et le développement des floraisons d'*A. tamarense* dans l'ESL sont encore mal compris. Mais l'importance des kystes de résistance dans le cycle de vie complexe d'*Alexandrium tamarense* semble être une clé importante dans la compréhension de ces facteurs. Cette étude s'inscrit dans l'optique de pouvoir identifier plus clairement le rôle de ces kystes de résistance et les facteurs pouvant influencer les floraisons toxiques d'*A. tamarense* dans l'ESL.

Le but principal de cette étude était d'établir une nouvelle cartographie de la répartition des kystes de résistance d'*Alexandrium tamarense* dans l'estuaire du Saint-Laurent suite à la floraison massive de l'été 2008. Deux hypothèses principales ont été proposées. La première était que la distribution des kystes de résistance reflétait la répartition des cellules dans la colonne d'eau, tracées au moyen des toxines (IPM) retrouvées en 2008 et ainsi de vérifier s'il existe un couplage direct entre cellules benthiques et végétatives. Les résultats que nous avons obtenus révèlent que ce couplage est faible. La formation et la déposition des kystes se sont vraisemblablement produits vers la fin du bloom, alors que ce dernier se trouvait à l'extrémité est de l'estuaire. Il y a donc peu de concordance spatiale entre les régions affectées par le maximum de la floraison et celles où les plus fortes concentrations de kystes sont observées. De plus, les concentrations de kystes détectées au début de juillet 2009 n'étaient pas plus élevées que les valeurs moyennes rapportées dans les études antérieures, malgré l'intensité anormalement élevée du bloom d'août 2008. La deuxième hypothèse de cette étude statuait qu'il y aurait un lien entre la répartition des kystes de résistance recueillis suite à la floraison de 2008 et celle retrouvée dans les précédentes études. Les résultats que nous avons obtenus montrent que certaines zones de l'ESL précédemment identifiées comme des lits de kystes restent encore très actives pour la déposition des kystes. Enfin, la viabilité des kystes a été déterminée pour la première fois dans cet environnement (au

moyen du colorant SYTOX-Green); les valeurs varient de 0 à 100, avec une moyenne globale de 28%, valeur proche des taux de germination obtenus dans des travaux antérieurs.

Mots clés : *Alexandrium tamarense*, Estuaire du Saint-Laurent, kystes, intoxication paralysante par les mollusques, toxicité, granulométrie, viabilité, SYTOX®-Green.

ABSTRACT

Summer blooms of the dinoflagellate *Alexandrium tamarense* and the accumulation of its paralytic shellfish poisoning (PSP) toxins, are recurrent events in the entire St. Lawrence Estuary (SLE). In 2008, a bloom of unprecedented size and toxicity induced the mortality of numerous marine species (mammals, fish, birds, benthic organisms). The extreme PSP levels recorded that year raised some fundamental questions about the dynamics of toxic blooms. Since 1980, several studies carried out in the SLE have provided a better understanding of the control factors, notably the influence of the complex hydrodynamic system, the importance of resting cysts deposition and predictive physical-biological models on bloom displacement. In spite of these scientific advances, factors controlling the initiation and development of blooms of *A. tamarense* in the SLE are still poorly understood. It is thought that resting cysts probably have a major role in the complex *Alexandrium tamarense* life cycle . We consequently used the opportunity offered by this massive bloom of August 2008 to improve our knowledge of resting cysts and of the factors that can influence toxic blooms of *A. tamarense* in the SLE.

The main purpose of this study was to map the new *A. tamarense* resting cysts distribution in the SLE following the 2008 massive summer bloom. Two main hypotheses were proposed. The first was that the resting cysts distribution reflects the vegetative cells distribution in the water column during the August 2008 bloom, using PSP levels in molluscs as a proxy for vegetative cells, and to verify if there is a direct coupling between benthic cysts and vegetative cells. Our results revealed only a weak relationship. Cyst formation and deposition likely occurred at the end of the bloom, as it reached the eastern limit of the SLE. There was no strong spatial correlation between areas affected by the maximum concentration of cells during the bloom and those where the highest cyst concentrations were observed. Furthermore, the cyst concentrations detected at the beginning of July 2009 were not as high as expected (considering the massive PSP toxicity event) and not really larger than in the previous cyst mapping done in 1988, in spite of the abnormally intense 2008 bloom. The second hypothesis of this study was that the resting cysts distribution collected following the 2008 bloom would reflect the cyst distribution found in previous studies. Our results showed that several zones of the SLE previously identified as cyst beds still remain very active for cyst deposition. Finally, cyst viability was determined for the first time in this environment (using SYTOX®-Green nucleic acid stain) with values ranging from 0 to 100 and a global average of 28%, close to rates of cyst germination observed in previous local studies.

Keywords : *Alexandrium tamarense*, St. Lawrence Estuary, cysts, paralytic shellfish poisoning, toxicity, granulometry, viability, SYTOX®-Green.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS ..... **IX**

RÉSUMÉ ..... **XI**

ABSTRACT ..... **XIII**

TABLE DES MATIÈRES ..... **XV**

LISTE DES TABLEAUX ..... **XVII**

LISTE DES FIGURES ..... **XIX**

LISTE DES ANNEXES ..... **XXI**

LISTE DES ABRÉVIATIONS, DES SIGLES ET DES ACRONYMES ..... **XXIII**

***CHAPITRE 1* INTRODUCTION GÉNÉRALE** **1**

1.1 Expansion des floraisons d'algues nuisibles dans le monde **2**

1.2 Floraison d'algues nuisibles : les dinoflagellés **5**

Cycle de vie des dinoflagellés **5**

1.3 Le dinoflagellé *Alexandrium tamarense* **8**

Distribution d'*Alexandrium* sur la côte Est de l'Amérique du Nord **8**

Les floraisons toxiques d'*Alexandrium tamarense* dans l'Estuaire du Saint-Laurent **10**

1.4 Objectifs **13**

***CHAPITRE 2* DISTRIBUTION SPATIALE DES KYSTES BENTHIQUES D'*ALEXANDRIUM TAMARENSE* DANS LES SÉDIMENTS DE SURFACE DE L'ESTUAIRE DU SAINT-LAURENT** **17**

2.1 Résumé en français **17**

2.2 Spatial distribution of *Alexandrium tamarense* resting cysts in surface sediment from the St. Lawrence 19

Introduction 20

Materials and Methods 23

Sampling 23

Preparation of sediment samples 25

Cyst identification and enumeration 26

Cyst viability 26

Granulometric analysis of sediments 27

Mapping procedures 27

Paralytic shellfish poisoning data 29

Statistical and spatial analysis 29

Results 30

Cyst concentration and distribution 30

Comparison with earlier data 33

Bloom progression in 2008 and shellfish toxicity in 2008 and 2009 33

Granulometry 39

Cyst viability 39

Discussion 42

Conclusion 48

***CHAPITRE 3* CONCLUSION 51**

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES 59

ANNEXES 71

LISTE DES TABLEAUX

Table 2.1. Results of the best interpolation models used for *Alexandrium tamarense* distributions in 1988 (surface sediments) and 2009 (surface and deeper sediments) as well as for cyst viability (surface sediments) and size fraction of sediments in 2009..28

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1. Expansion globale des cas d'IPM: comparaison entre les années 1970 et 2009. Les cercles rouges représentent les localisations documentées des cas d'IPM chez les mollusques, les poissons et le plancton (d'après Anderson *et al.*, 2010) 3

Figure 1.2. Cycle de vie des dinoflagellés, exemple d'*Alexandrium tamarense* (modifié à partir de Brosnahan *et al.*, 2010) 7

Figure 1.3. Distribution des problèmes d'IPM sur la côte est de l'Amérique du Nord (d'après Anderson *et al.,* 1994) 9

Figure 2.1. Map of the Estuary and Gulf of St. Lawrence, Canada, showing the 2008 bloom displacement and the general summer surface circulation pattern (adapted from El-Sabh, 1979) 24

Figure 2.2. Micrographs of *Alexandrium tamarense* cysts with visible mucous coating a) viewed under light microscope; and stained with SYTOX® Green and viewed under fluorescence microscope for b) live cysts and c) dead *Alexandrium tamarense* cysts 31

Figure 2.3. Location of sampling stations showing also the concentration of *Alexandrium tamarense* resting cysts (2009), a) in surface sediments (0-5 cm), and b) in deeper sediments (5-10 cm) of the St. Lawrence Estuary (Québec, Canada) 32

Figure 2.4. Isometric extrapolation maps of *Alexandrium tamarense* resting cysts a) in surface sediment (0-5 cm), b), in deeper sediments (5-10 cm), and c) comparison of the surface and deeper cysts distribution in the St. Lawrence Estuary. The dark red and the red colour indicate the greatest cyst abundance or difference between the two distributions (surface-deeper) and the white and pale pink colour, the smallest. 34

Figure 2.5. Location of sampling stations and abundances of *Alexandrium tamarense* resting cysts (1988) in surface sediments (0-5 cm) of the St. Lawrence Estuary (adapted from Turgeon *et al.,* 1990).....35

Figure 2.6. Isometric extrapolation maps of *Alexandrium tamarense* resting cysts in surface sediment a) in 2009, b) in 1988, and c) comparison of the 1988 and 2009 cysts distribution in the St. Lawrence Estuary. The dark red (2009) and the red (1988) colour indicate the greatest cyst abundance or difference between the two distributio6s (2009-1988) and the white and pale pink colour, the smallest.....34

Figure 2.7. PSP toxicity (μg STX eq/ 100g of tissue) in the St. Lawrence Estuary in 2008 (dark gray) and in 2009 (pale gray).....38

Figure 2.8. Size fraction (μm) analysis of surface sediments (0-5 cm): mean cyst concentrations according to the sediment size fraction (1-10, 10-100,100-1000 and 1000-4000 μm). The size fraction between 1-10 μm represents the clay fraction and fine silt, the 10-100 μm class is composed of coarse silt and fine sand, the third class (100-1000 μm) is composed of sand and fine gravel and the last class (1000-4000 μm) represents the gravel fraction. The standard error (±SE) is shown and the number of stations for a given size fraction is indicated above the bars.....40

Figure 2.9. Map of cyst viability (%) in the surface sediments (0-5 cm) of the St. Lawrence Estuary in 2009.....41

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1. Localisation des stations de l'estuaire du Saint-Laurent et du fjord du Saguenay en coordonnées UTM 19 Nord en 2009 ainsi que leur profondeur et abondance de kystes benthiques d'*Alexandrium tamarense*. 75

Annexe 2. Abondances des kystes benthiques d'*Alexandrium tamarense* ainsi que la composition granulométrique du sédiment (%) de surface (0-5 cm) dans l'estuaire du Saint-Laurent et dans le fjord du Saguenay. 85

Annexe 3.1. Taux de toxicité moyenne par mois des mollusques (*Mya arenaria et Mytilus edulis*) en µg STX eq /100g de tissu pour les stations de l'estuaire du Saint-Laurent en 2008 ainsi que l'abondance moyenne des kystes benthiques d'*Alexandrium tamarense* (log_{10}). 95

Annexe 3.2. Taux de toxicité moyenne par mois des mollusques (*Mya arenaria* et *Mytilus edulis*) en µg STX eq /100g de tissu pour les stations de l'estuaire du Saint-Laurent en 2009 ainsi que l'abondance moyenne des kystes benthiques d'*Alexandrium tamarense* (log_{10}). 107

Annexe 4. Date de l'échantillonnage des stations, ainsi que la date julienne associée, l'abondance de kystes d'*Alexandrium tamarense* (kystes cm^{-3}), la viabilité relative pour chaque station (%) et l'abondance de kystes benthiques ajustées selon le pourcentage de viabilité. 121

Annexe 5.1. Répartition des sédiments selon trois classes (sable, silt et argile) dans l'estuaire du Saint-Laurent. 131

Annexe 5.2. Extrapolation isométrique de la carte de répartition des sédiments selon trois classes (sable, silt et argile) dans l'estuaire du Saint-Laurent. La couleur rouge représente les zones dominées par les argiles tandis que la couleur bleue représente les zones dominées par les sables. 133

LISTE DES ABRÉVIATIONS, DES SIGLES ET DES ACRONYMES

HAB	Harmful Algal Blooms
SLE	St. Lawrence Estuary
ESL	Estuaire du Saint-Laurent
DFO	Department of Fisheries and Oceans
CFIA	Canadian Food Inspection Agency
IPM	Intoxication paralysante par les mollusques
PSP	Paralytic Shellfish Poisoning
STX	Saxitoxine
M-O	Rivières Manicouagan/aux-Outardes, Manicouagan/Outardes Rivers

CHAPITRE 1
INTRODUCTION GÉNÉRALE

L'océan regorge d'algues unicellulaires appelées phytoplancton constituant la base de la chaîne alimentaire marine. Néanmoins, parmi les milliers d'espèces de phytoplancton, certaines peuvent être nuisibles. Les floraisons d'algues nuisibles peuvent être des événements caractérisés par une prolifération rapide et/ou occasionnelle de certaines espèces d'algues. Dans certains cas, l'augmentation rapide de l'abondance des cellules algales peut alors colorer l'eau en rouge, d'où l'expression populaire de « marée rouge » utilisée pour décrire ce phénomène. Certaines floraisons d'espèces ne se traduisent pas par une augmentation massive de la concentration de cellules, ni par une coloration des eaux, mais plutôt par la production de toxines qui affectent les autres organismes. Lorsque ces floraisons sont associées à des effets nocifs (fréquemment liés à la production de toxines algales) on parle alors de floraisons d'algues nuisibles ou HAB en anglais (Harmful Algal Bloom). A travers le monde, ces floraisons représentent un des problèmes globaux qui affectent autant la santé des écosystèmes (altération des habitats et des réseaux trophiques, effets néfastes sur la croissance des organismes) que celle des hommes (Anderson, 1989 ; Hallegraeff, 1993 ; Estrada *et al.*, 2010). L'impact de ce type de phénomène inclut la mortalité massive d'espèces sauvages (mammifères marins, oiseaux de mer, poissons, invertébrés) et d'élevage (poissons et mollusques), des maladies chez l'homme et dans certains cas extrêmes la mort par ingestion de mollusques ou de poissons contaminés (e.g., Intoxication Paralysante par les Mollusques : IPM, Anderson, 2001).

De plus, les floraisons d'algues toxiques présentent une large gamme d'impacts économiques, incluant les coûts associés à la conduite routinière des programmes de monitorage des mollusques, la fermeture à court ou long terme de la récolte de mollusques

et de poissons, la réduction de la vente des produits de la mer, la mortalité des espèces sauvages et d'élevage (poissons, mollusques), les impacts sur le tourisme et sur les emplois qui y sont reliés et enfin les coûts des traitements médicaux associés aux personnes intoxiquées. En 2000, les pertes estimées pour le secteur des pêcheries et de l'aquaculture aux États-Unis atteignaient les 1,33 milliard de dollars (Anderson, 2009) et il semble que chaque floraison toxique coûterait environ 3 millions de dollars par semaine (Anderson *et al.*, 2005b).

1.1 Expansion des floraisons d'algues nuisibles dans le monde

Depuis les 30 dernières années, il semble que les phénomènes de floraisons d'algues nuisibles prennent une expansion géographique importante, et que leur fréquence et leur intensité soient aussi en forte augmentation (Figure 1.1., Hallegraeff, 1998; Anderson *et al.*, 2007; Taylor *et al.*, 2008). Les explications de cette augmentation mondiale peuvent inclure une augmentation du nombre des études scientifiques directement liées au développement rapide de l'industrie de l'aquaculture ainsi qu'à l'amélioration des contrôles de qualité des produits de la pêche (Hallegraeff, 1998). Mais d'autres hypothèses ont aussi été proposées pour expliquer cette expansion. En effet, une fraction de cette expansion pourrait être reliée au transport des espèces nuisibles par l'intermédiaire des eaux de ballast des navires mais aussi par l'importation de coquillages pour la conchyliculture (Bolch et Hallegraeff, 1990; Lilly *et al.*, 2002). De plus, la stimulation des floraisons d'algues nuisibles peut aussi être imputée dans certains cas au phénomène d'eutrophisation. En effet, l'eutrophisation des eaux côtières par le biais d'apports d'effluents industriels, agricoles et/ou domestiques pourrait favoriser l'augmentation de la production phytoplanctonique globale mais aussi celle des espèces nuisibles (Anderson *et al.*, 2002). Certaines études récentes, ont mis en évidence le lien entre l'augmentation des algues nuisibles et l'apport de nutriments dans différentes régions du monde (Glibert *et al.,* 2006 ; Anderson *et al.*, 2008).

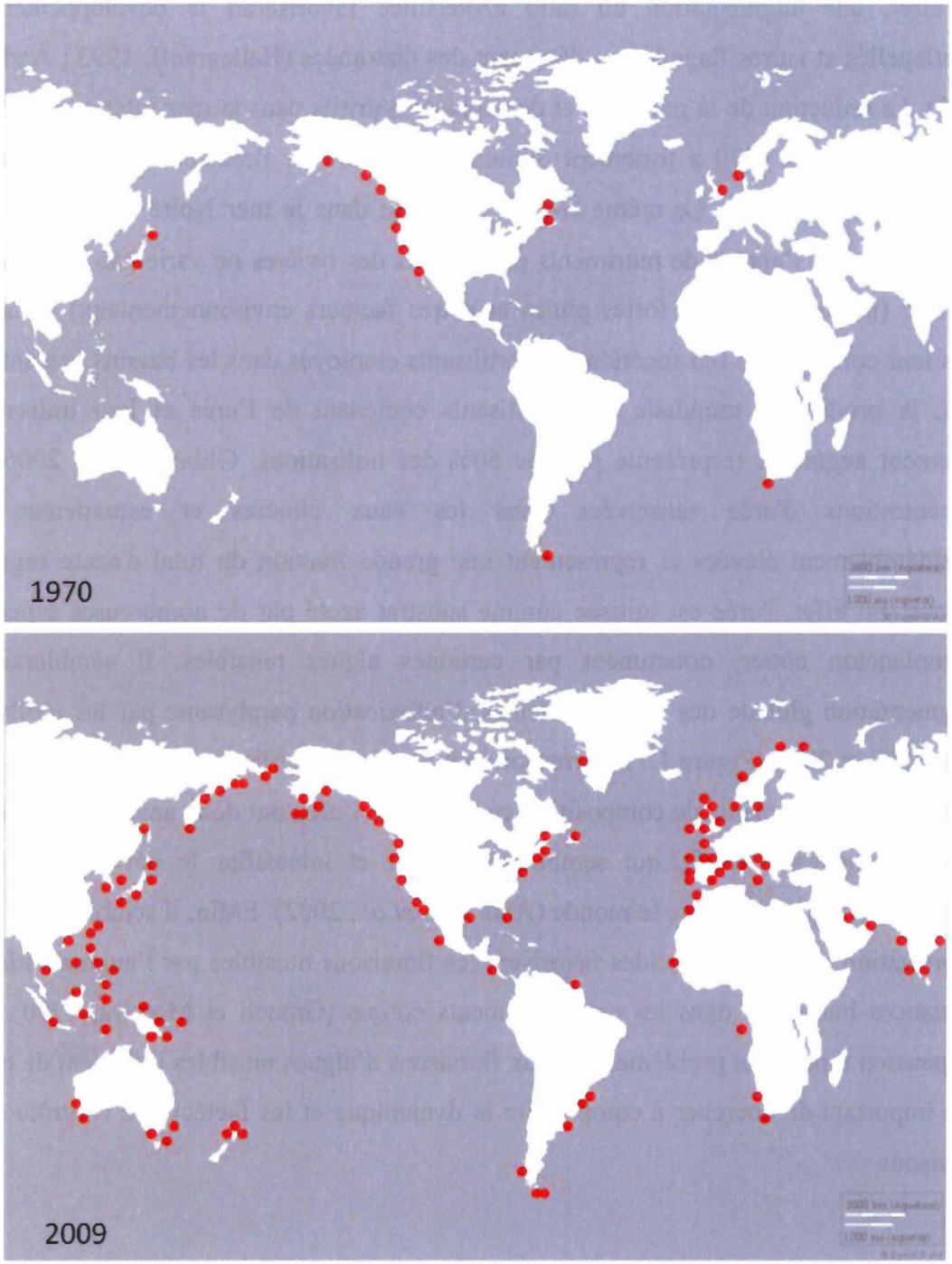


Figure 1.1. Expansion globale des cas d'IPM: comparaison entre les années 1970 et 2009. Les cercles rouges représentent les localisations documentées des cas d'IPM chez les mollusques, les poissons et le plancton (d'après Anderson *et al.*, 2010)

En effet, une augmentation du ratio azote/silice favoriserait le développement des dinoflagellés et autres flagellés au détriment des diatomées (Hallegraeff, 1993 ; Anderson, 1995). La réduction de la pollution et des apports nutritifs dans la mer intérieure du Japon depuis les années 1970 a fortement diminué le nombre de floraisons d'algues nuisibles (Shimada *et al.*, 2010). Le même constat a été fait dans la mer Noire (Vershinin *et al.*, 2006). De plus, l'apport de nutriments par le biais des rivières ne varie pas seulement en quantité (influencé par les fortes pluies et autres facteurs environnementaux) mais aussi dans leur composition (en fonction des fertilisants employés dans les bassins versants). En effet, la production mondiale des fertilisants contenant de l'urée et leur utilisation a nettement augmenté (représente plus de 50% des utilisations, Glibert *et al.,* 2006). Les concentrations d'urée retrouvées dans les eaux côtières et estuariennes sont considérablement élevées et représentent une grande fraction du total d'azote organique dissous. En effet, l'urée est utilisée comme substrat azoté par de nombreuses espèces de phytoplancton côtier, notamment par certaines algues nuisibles. Il semblerait que l'augmentation globale des cas documentés d'intoxication paralysante par les mollusques entre 1970 et 2009 (Figure 1.1), correspondrait à celle de l'utilisation d'urée (Glibert *et al.,* 2006). Ces changements de composition en faveur de l'urée ont donc amené des variations dans les apports nutritifs, qui semblent favoriser et intensifier le développement des floraisons toxiques à travers le monde (Anderson *et al.*, 2002). Enfin, il semble aussi que la déforestation et les pluies acides favorisent les floraisons nuisibles par l'augmentation des substances humiques dans les environnements côtiers (Granéli et Moreira, 1990). Avec l'expansion rapide des problèmes liés aux floraisons d'algues nuisibles il devient de plus en plus important de chercher à comprendre la dynamique et les facteurs de contrôle de ces floraisons.

1.2 Floraison d'algues nuisibles : les dinoflagellés

Parmi les différents groupes phytoplanctoniques impliqués dans les floraisons d'algues nuisibles, le groupe des dinoflagellés représente celui qui possède le plus d'espèces toxiques. La réussite de certaines espèces de dinoflagellés tels qu'*Alexandrium tamarense* est liée à la particularité de son cycle de vie qui est caractérisé par une phase végétative planctonique, suivie par une phase sexuée menant à la formation de kystes de dormance qui se retrouvent dans les sédiments de surface.

Sur les 2000 espèces de dinoflagellés marins décrites, seulement 13 à 16% sont connues pour produire des kystes de résistance ou de dormance (Head, 1996). De telles cellules représentent un rôle important en ce qui concerne le potentiel de dispersion, la survie en conditions défavorables mais aussi la recombinaison génétique par l'intermédiaire d'une phase de reproduction sexuée.

Cycle de vie des dinoflagellés

Le cycle de vie de nombreux dinoflagellés comprend une phase asexuée (haploïde) et une phase diploïde sexuée (Figure 1.2). Pendant la phase asexuée, des divisions répétées des cellules par fission binaire peuvent amener rapidement une prolifération de cellules végétatives et mobiles qui vont permettre le développement de la floraison. La phase sexuée commence lorsque les cellules végétatives produisent des gamètes qui fusionnent pour former un planozygote (grande cellule mobile à quatre flagelles). Ce planozygote peut rester dans la colonne d'eau quelques jours, puis perdre ses flagelles et sa thèque pour former un kyste de dormance benthique qui va sédimenter au fond (Anderson, 1998). Après une période de dormance dans les sédiments (période de maturation physiologique durant laquelle les kystes de dormance ne peuvent pas germer), les kystes peuvent germer pour donner une grande cellule, peu pigmentée et mobile, le planoméiocyte, qui donnera par la suite deux cellules haploïdes par méiose. C'est le début d'une nouvelle phase végétative (Anderson, 1998). La formation des kystes de dormance permet aux populations de

dinoflagellés de survivre aux conditions défavorables. Les kystes présents dans les sédiments constituent un réservoir benthique pour l'initiation de nouvelles floraisons toxiques. De plus, l'alternance entre les phases haploïdes et diploïdes représente une adaptation permettant l'exploitation de deux niches saisonnières (Anglés *et al.*, 2010). Le déclenchement entre ces deux formes transitoires peut-être lié à des changements de température, de lumière, de turbulence, à la présence de substances nutritives, à l'abondance des cellules, à la composition chimique endogène et exogène et même à des gaz (Steidinger, 2010).

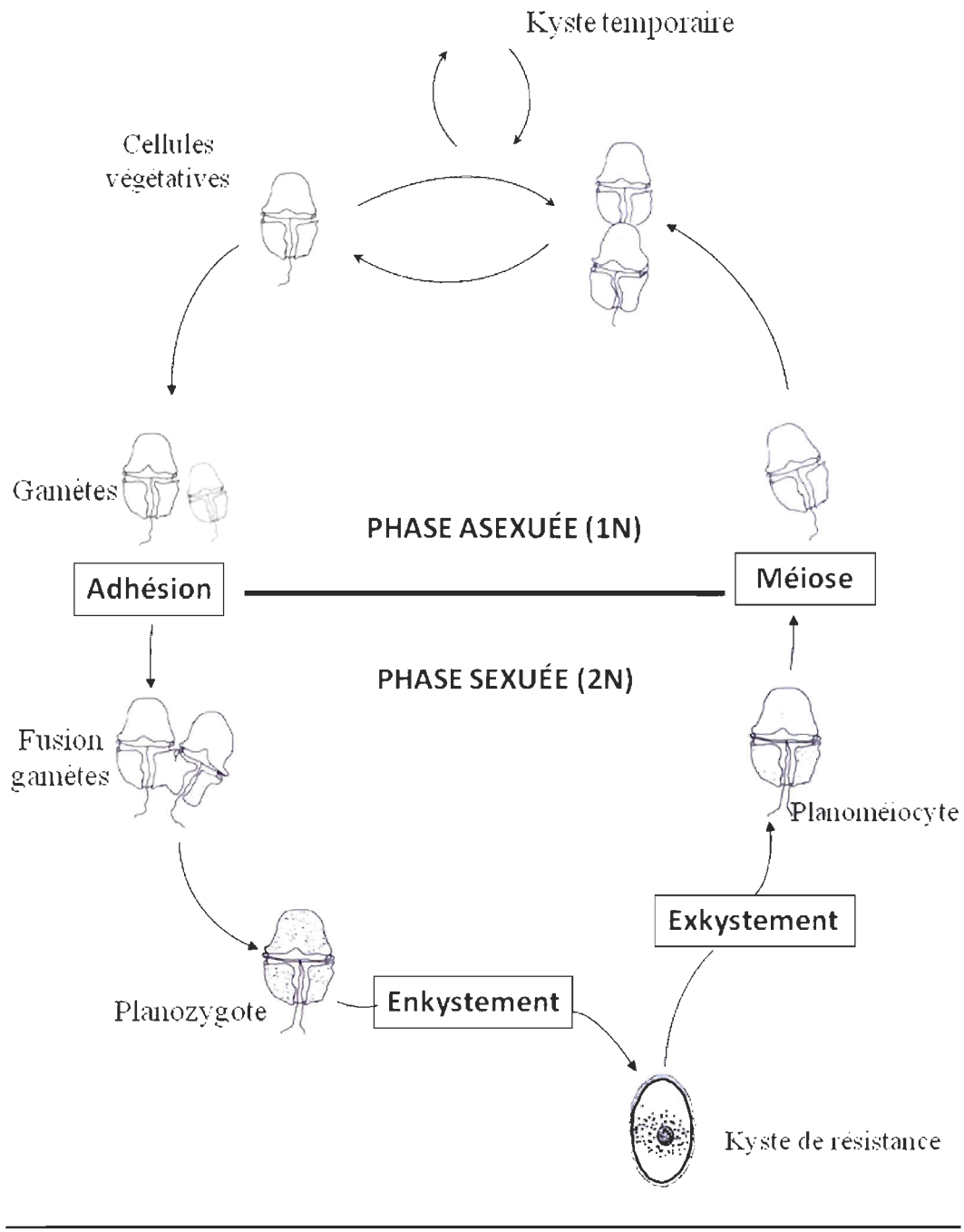


Figure 1.2. Cycle de vie des dinoflagellés, exemple d'*Alexandrium tamarense* (modifié à partir de Brosnahan *et al.*, 2010)

1.3 Le dinoflagellé *Alexandrium tamarense*

Distribution d'*Alexandrium* sur la côte Est de l'Amérique du Nord

Parmi les nombreux genres de phytoplancton associés à la problématique des floraisons toxiques, le genre *Alexandrium* est celui qui inclut le plus d'espèces toxiques (Anderson, 1998 ; Taylor *et al.*, 2008). Sur la trentaine d'espèces appartenant à *Alexandrium* environ la moitié sont connus pour produire des toxines paralysantes, incluant : *A. acatenella*, *A. catenella*, *A. cohorticula*, *A. fundyense*, *A. ostenfeldii*, *A. minutum*, *A. tamarense* et *A. tamiyavanichii* (Anderson *et al.*, 2011). De plus, le complexe d'espèces *Alexandrium tamarense*, est fréquemment associé aux phénomènes de toxicité. La distribution de ce complexe à l'échelle mondiale inclut plusieurs espèces toxiques soit *A. tamarense, A. fundyense, A. ostenfeldii* et/ou *A. catenella* (Erdner *et al.,* 2010). Les trois premières sont présentes sur la côte Est de l'Amérique du Nord. Plusieurs des espèces de ce complexe produisent un composé chimique appartenant à la famille des neurotoxines appelé la saxitoxine et ses dérivés (Anderson, 1998). Les mollusques se nourrissant de ces algues vont accumuler des concentrations dangereuses de ces saxitoxines. La consommation de ces mollusques contaminée (et donc des saxitoxines) peut bloquer le transfert de l'influx nerveux chez les mammifères pouvant conduire dans les cas extrêmes à la mort par asphyxie (Cembella *et al.*, 1988 ; Cembella et Therriault, 1989). Ce type d'intoxication est appelé « Intoxication Paralysante par les Mollusques » (IPM, Blasco *et al.*, 1998).

Le long de la côte Atlantique, les problèmes liés à l'IPM s'étendent du New Jersey jusqu'à l'estuaire du Saint-Laurent (ESL) en passant par Terre-Neuve (Figure 1.3). Anderson *et al.* (1994) ont distingué plusieurs sous-populations distinctes. En effet, on retrouve principalement *A. fundyense* et *A. tamarense* sur les côtes des États-Unis tandis qu'*A. tamarense* et *A. ostenfeldii* sont retrouvés dans l'Estuaire du Saint-Laurent (Anderson *et al.,* 1994; Levasseur *et al.*, 1998 ; Anderson *et al.*, 2005a).

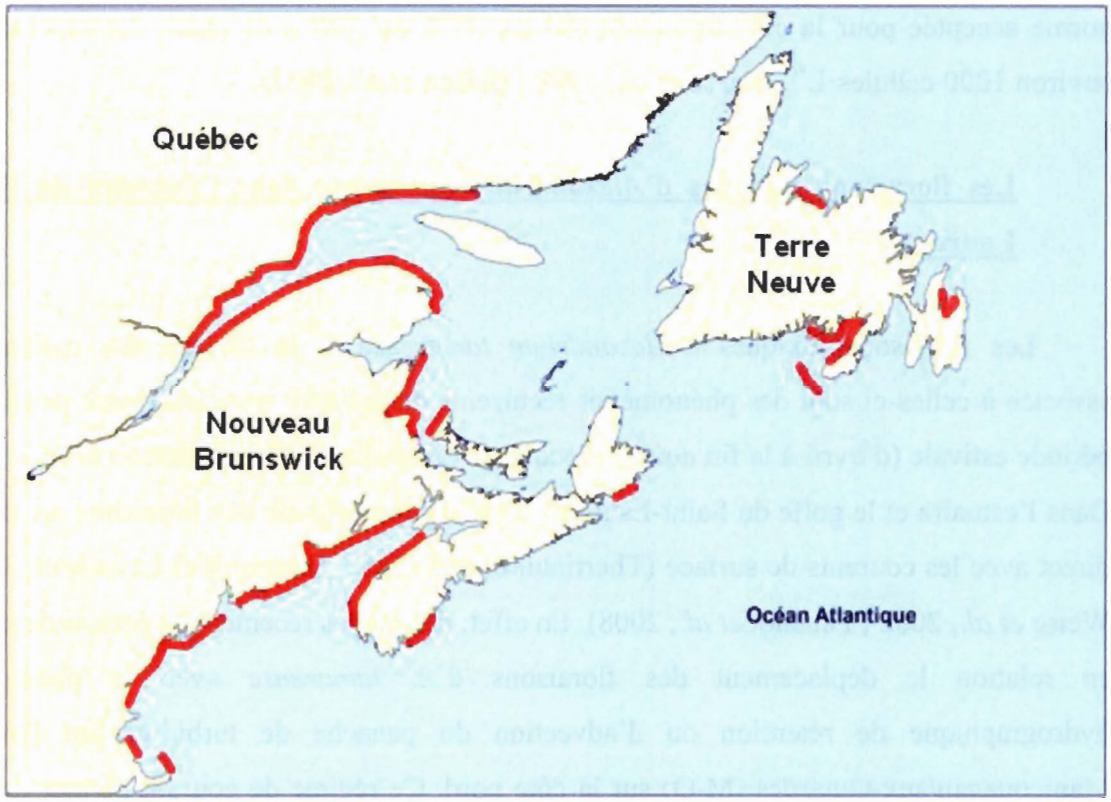


Figure 1.3. Distribution des cas d'IPM sur la côte est de l'Amérique du Nord (d'après Anderson *et al.,* 1994)

Les problèmes liés à l'IPM sont documentés au Canada depuis près de 100 ans mais ne touchent le Nord des États-Unis que depuis une cinquantaine d'années (Prakash *et al.*, 1971 ; Anderson *et al.*, 1982 ; Anderson *et al.*, 1994 ; Anderson, 1997). Au Canada et tout particulièrement au Québec, depuis 1880, environ 300 cas d'IPM ont été recensés dont 25 mortels (Blasco *et al.*, 1998). Ceci est directement lié au fait que dans l'estuaire ainsi que le golfe du Saint-Laurent, la toxicité retrouvée dans les mollusques dépasse largement la norme acceptée pour la consommation (80 µg STX eq/ 100 g de chair, correspondant à environ 1000 cellules$\cdot L^{-1}$, Blasco *et al.*, 1998 ; Blasco *et al.*, 2003).

Les floraisons toxiques d'*Alexandrium tamarense* dans l'Estuaire du Saint-Laurent

Les floraisons toxiques d'*Alexandrium tamarense* et la toxicité des mollusques associée à celles-ci sont des phénomènes récurrents dans l'ESL principalement pendant la période estivale (d'avril à la fin août, Larocque et Cembella, 1990 ; Anderson *et al.*, 1994). Dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent, la répartition spatiale des floraisons est en lien direct avec les courants de surface (Therriault *et al.,* 1985 ; Therriault et Levasseur, 1986 ; Weise *et al.*, 2002 ; Fauchot *et al.*, 2008). En effet, des études récentes ont permis de mettre en relation le déplacement des floraisons d'*A. tamarense* avec le phénomène hydrographique de rétention ou d'advection du panache de turbidité des Rivières Manicouagan/aux-Outardes (M-O) sur la côte nord. Ce régime de courant permet donc le transport des cellules végétatives soit sur la côte nord (rétention) ou sur la côte sud (advection).

Il est aussi à noter que les phénomènes de floraisons toxiques sont rarement observés en amont de la rivière Saguenay. Ceci pourrait être relié à la circulation des eaux de surface, mais aussi à la topographie particulière de l'embouchure du Saguenay, ou une

combinaison de ces deux facteurs. L'absence de cellules benthiques (kystes) peut aussi expliquer la rareté du phénomène dans cette région.

Le lien, ou couplage entre la phase benthique (sexuée) et pélagique (asexuée) d'*Alexandrium tamarense* est de plus en plus étudié et pourrait être un élément clé dans le développement de modèles de prédiction de l'émergence de nouvelles floraisons toxiques (Anderson *et al.*, 2008 ; He *et al.*, 2008; Stock *et al.*, 2005). Dans le Saint-Laurent, les cellules benthiques ont été identifiées comme une population plus stable que les cellules végétatives et fortement soupçonnées d'être à l'origine des phénomènes d'IPM enregistrés et donc associés aux cellules végétatives (Cembella *et al.*, 1988 ; Turgeon *et al.*, 1990, Castell Perez *et al.*, 1998; Blasco *et al.*, 2003, Fauchot *et al.*, 2008). Bien que considéré comme un facteur essentiel de la dynamique d'*A. tamarense*, le lien entre kystes benthiques et cellules végétatives n'a jamais été clairement démontré dans le Saint-Laurent. Dans d'autres environnements, il semblerait que les abondances de kystes dans les sédiments soient un facteur prédictif de l'ampleur de la floraison observée les années suivantes (He *et al.*, 2008; Stock *et al.*, 2005).

Dans l'ESL, les informations concernant la distribution spatiale ainsi que l'abondance des kystes de résistance présents dans les sédiments remontent aux années 1980 (Larocque et Cembella, 1990 Therriault *et al.,* 1985; Cembella *et al.*, 1988; Turgeon *et al.*, 1990). Dans cette région, des travaux antérieurs rapportent de très fortes abondances de kystes d'*Alexandrium tamarense* dans les sédiments le long de la côte nord et sud de l'estuaire du Saint-Laurent, surtout dans les régions dont la profondeur est inférieure à 100 m (concentrations dépassant les 500 kystes·cm^{-3} : Turgeon *et al.*, 1990) et particulièrement dans les régions associées aux panaches de turbidité des rivières M-O ($\leq$ 500 kystes·cm^{-3}, Cembella *et al.*, 1988). Par contre, les parties de l'estuaire ayant des profondeurs supérieures à 300 mètres telles que le Chenal Laurentien, semblent peu propices à l'accumulation des kystes ($\leq$ 250 kystes·cm^{-3}, Turgeon *et al.*, 1990). De plus, il semble que la taille des sédiments (granulométrie) soit un facteur important pour l'accumulation des kystes de résistance. En effet, ces cellules benthiques se déposent et s'accumulent

préférentiellement dans les zones associées aux fractions fines du sédiment (silts et argiles, Anderson *et al.*, 1982; Hwang *et al.*, 2011). Dans le Saint-Laurent, Turgeon *et al.* (1990) ont démontré que les kystes d'*A. tamarense* sont associés avec des sédiments principalement dominés par des sables fins. Des études ont aussi démontré que la région du panache de turbidité des rivières M-O, présente un renouvellement important des kystes de résistance d'une année à l'autre. En effet, Cembella *et al.* (1988) ont échantillonné des kystes en automne dans cette région et ont découvert qu'ils avaient été déposés récemment, alors que les échantillonnages du printemps ont révélé que les kystes étaient matures et prêts à germer (la maturation prendrait environ douze mois dans l'ESL et serait contrôlée par la température : Castell Perez *et al.,* 1998). Il semble aussi que les concentrations en kystes soient plus élevées en mai (avant les floraisons toxiques) et en octobre (après les floraisons, 250 à >500 kystes·cm^{-3}, Cembella *et al.*, 1988) en comparaison avec la saison estivale (< 100 kystes·cm^{-3}) juste avant ou pendant la floraison (Cembella *et al.*, 1988; Turgeon *et al.*, 1990; Castell Perez *et al.*, 1998). Les abondances et la distribution des kystes dans la région des rivières M-O sont donc semblables au printemps et à l'automne. Cela permet ainsi de dire que les populations de kystes dans les sédiments sont relativement stables pour cette région (Turgeon *et al.*, 1990), malgré une certaine diminution relevée dans une étude plus récente pour la même région (51 à 250 kystes·cm^{-3}; Castell Perez *et al.,* 1998). Cette différence saisonnière dans les abondances de kystes, laisse donc penser que les kystes benthiques ont probablement germé pendant l'été et sont à l'origine de l'initiation des floraisons toxiques signalées dans la région des rivières M-O. Cette zone de l'estuaire peut donc être qualifiée de réservoir de kystes (aussi appelé lit de kystes).

Des récentes études s'intéressent à déterminer les taux de viabilité (% de cellules vivantes) des kystes benthiques de dinoflagellés dans le but de pouvoir estimer le potentiel réel de germination et ainsi pouvoir améliorer les modèles prédictifs. En effet, des méthodes rapides de détection de la viabilité par fluorescence tels que le colorant SYTOX® Green, ont été réalisées avec succès sur de nombreuses espèces phytoplanctoniques (Veldhuis *et al.*, 1997 ; Brussaard *et al.*, 2001) incluant les kystes et les cellules végétatives de dinoflagellés (Binet et Stauber, 2006; Gregg et Hallegraeff, 2007). Dans le contexte

actuel des proliférations d'algues toxiques, il serait utile de pouvoir anticiper les floraisons autant d'un point de vue socio-économique que sanitaire (santé humaine).

Depuis les travaux des années 1980 et 1990, aucune autre étude dans l'estuaire du Saint-Laurent n'a permis de dresser une cartographie complète de l'abondance de kystes d'*Alexandrium tamarense*. Considérant les travaux récents mentionnés précédemment (couplage entre les cellules végétatives et benthiques, modélisation à partir des cartographies de l'abondance des kystes), il semble donc essentiel de déterminer la distribution spatiale de l'abondance des kystes benthiques des espèces de dinoflagellés toxiques tels qu'*A. tamarense* et leur viabilité dans un but éventuel d'anticiper les floraisons toxiques. Étant donné l'ampleur de la floraison majeure d'août 2008, cette cartographie permettra également d'évaluer si de nouveaux lits de kystes se sont établis, en comparaison avec les études antérieures dans cette région. De plus, la floraison de 2008 semble avoir débuté dans la région du Parc marin du Saguenay, soulevant des questions sur la présence de nouveaux lits de kystes dans cette zone de protection marine.

1.4 Objectifs

Ce travail a pour but principal de cartographier et d'expliquer la distribution spatiale des kystes d'une espèce de dinoflagellés (*Alexandrium tamarense*), suite au bloom majeur de cette espèce toxique pendant l'été 2008. Plus spécifiquement, l'étude s'étend dans les zones principalement touchées par ce bloom, soit de l'estuaire moyen du Saint-Laurent (La Malbaie) à son estuaire maritime (Sainte-Anne-des-Monts) ainsi qu'au fjord du Saguenay.

L'hypothèse principale examinée dans ce travail est que la répartition spatiale des kystes d'*Alexandrium tamarense* dans les sédiments de surface de l'ESL reflète celle des cellules végétatives lors du bloom majeur de 2008 et que les concentrations de kystes sont plus élevées, suite à ce bloom, que par le passé. De plus, ce travail a déterminé pour la première fois dans cet environnement des taux de viabilité des kystes. Ceux-ci devraient

être élevés s'il y a une grande abondance de kystes récents et la répartition spatiale des kystes viables devrait refléter celles des cellules végétatives (ou des indices de toxicité associés à celles-ci) lors du bloom de 2008.

Les hypothèses de travail examinées sont:

1. la distribution spatiale des kystes d'*Alexandrium tamarense* reflète celle des cellules végétatives lors de la floraison de 2008. Cette hypothèse sera testée en comparant les distributions des kystes benthiques (mes données) avec celles des cellules végétatives (provenant du Dr M. Starr, POC) (ou le cas échéant des indices de toxicité associés à celles-ci, provenant de l'Agence canadienne d'inspection des aliments);
2. la distribution spatiale des kystes est semblable à celle rapportée il y a 20 ans par Turgeon en 1990 et reflète les principales caractéristiques du sédiment;
3. les taux de toxicité chez les mollusques retrouvés en 2009 reflètent les abondances de kystes recueillis en 2009;
4. la distribution spatiale des kystes viables en surface (0-5 cm) reflète celles des kystes trouvés plus en profondeur (5-10 cm);
5. la distribution spatiale des kystes viables d'*A. tamarense* reflète celles des cellules végétatives lors du bloom de 2008.

CHAPITRE 2

DISTRIBUTION SPATIALE DES KYSTES BENTHIQUES D'*ALEXANDRIUM TAMARENSE* DANS LES SEDIMENTS DE SURFACE DE L'ESTUAIRE DU SAINT-LAURENT

2.1 Résumé en français

Mondialement, les floraisons toxiques prennent de plus en plus d'expansion. Dans l'estuaire du fleuve Saint-Laurent (Québec, Canada), les floraisons causées par le dinoflagellé toxique *Alexandrium tamarense* en périodes estivales sont des phénomènes récurrents, causant l'accumulation de toxines paralysantes chez les mollusques et résultant en la fermeture des secteurs coquilliers. A l'été 2008, une floraison massive d'*A. tamarense* s'est développée dans l'estuaire du Saint-Laurent et a causé la mortalité de nombreuses espèces marines (poissons, oiseaux et mammifères marins). Suite à cette catastrophe, nous avons réalisé en juillet 2009, un échantillonnage des sédiments de surface (0-5 cm) et de profondeur (5-10 cm) afin d'évaluer les abondances de kystes de résistance d'*A. tamarense* par microscopie en lumière transmise. Ces résultats nous ont permis de procéder à l'élaboration d'une nouvelle cartographie de la répartition des abondances de kystes dans l'estuaire et d'identifier certaines zones à risque. Nous avons ainsi découvert que depuis 1980 (dernière cartographie), certaines zones possédaient toujours des concentrations élevées de kystes. En effet, la distribution des kystes de résistance a permis de confirmer la présence du lit de kystes de la côte nord situé dans la région des rivières Manicouagan/aux-Outardes (> 500 kystes·cm^{-3}) et de révéler une zone de déposition de kystes très élevée sur la côte sud de l'estuaire du Saint-Laurent (1200 kystes·cm^{-3}). Notre étude a permis de

vérifier s'il existe un lien direct entre la présence de kystes dans les sédiments et les cellules végétatives de la colonne d'eau. Nous avons utilisé pour cette partie du travail les données d'intoxication paralysante chez les mollusques de 2008 et 2009. Bien que des liens entre les kystes et la toxicité chez les mollusques existent, les résultats démontrent une relation inverse entre les données d'IPM et les abondances de kystes, suggérant que les kystes aient été formés et déposés à la fin de la floraison, au niveau du golfe du Saint-Laurent. Cette différence dans la répartition des cellules (benthiques et végétatives) peut être imputée à l'hydrodynamisme et au cycle de vie d'*A. tamarense*. Davantage d'efforts devraient être investis dans la compréhension du lien entre kystes et floraisons, lien qui semble, à la lumière de nos résultats, moins direct que suggéré dans la littérature.

L'article qui suit, intitulé «Spatial distribution of *Alexandrium tamarense* resting cysts in surface sediments from the St. Lawrence estuary», est en préparation pour une soumission dans un journal scientifique. Il fut co-rédigé par moi-même ainsi que par ma directrice Suzanne Roy, professeure à l'Institut des Sciences de la Mer et mon co-directeur Michel Starr, chercheur à l'Institut Maurice Lamontagne. En temps que première auteure, j'ai contribué à développer les hypothèses de travail, à l'analyse et à la mise en forme des bases de données, à la réalisation des cartographies et à la rédaction de l'article. La professeur Suzanne Roy, seconde auteure, a proposé le sujet de recherche et a été impliquée dans toutes les étapes qui ont mené à cette version de l'article. Elle a notamment participé financièrement à ce projet et aidé à la formulation des hypothèses, au développement de la méthodologie ainsi qu'à la révision de l'article. Le Dr Michel Starr, a aussi grandement participé au développement des hypothèses et des prédictions, ainsi qu'à la révision de l'article et au financement.

2.2 Spatial distribution of *Alexandrium tamarense* resting cysts in surface sediment from the St. Lawrence

Stéphanie Gracia, Suzanne Roy and Michel Starr

ABSTRACT

The dinoflagellate *Alexandrium tamarense* (Lebour) Balech 1985 is responsible for recurrent outbreaks of paralytic shellfish poisoning in the St. Lawrence Estuary (SLE). In August 2008, a major *A. tamarense* bloom developed in the estuary and caused important mortality of fish, seabirds and marine mammals. Less than one year later, surface (0-5 cm) and deeper (5-10 cm) sediment were sampled in early July 2009 to evaluate resting cysts concentrations. The spatial distribution of resting cysts of *A. tamarense* in the estuary was heterogeneous. Cyst distribution confirmed the previously reported cyst bed on the north shore near the Manicouagan/aux-Outardes rivers (> 500 cysts·cm^{-3}) and revealed a more important zone (compared to the 1980's) of cysts deposition on the south shore of the St. Lawrence (1200 cysts·cm^{-3}). There is a mismatch between the zones with high cyst concentrations and those where the highest PSP toxins were detected (used as a proxy for vegetative cells in the water column). Cyst concentrations were negatively correlated with paralytic shellfish poisoning (PSP) levels from the same region, suggesting that cysts were formed and deposited near the end of the bloom, when it had reached the eastern boundary of the St. Lawrence Estuary (SLE). This highlights the dynamic behaviour of local blooms, influenced by the estuarine and mesoscale water circulation. It is interesting to note that the major 2008 bloom was neither followed by particularly large cyst deposition, nor by any major bloom in 2009 in this region. This calls for further investigation of the cyst mapping hypothesis (high cyst concentrations associated with large blooms on the following growth season). In the St. Lawrence, the local estuarine circulation seems to have an overriding influence on the cyst deposition.

Introduction

In many parts of the world, harmful algal blooms (HAB) and especially poisoning events such as paralytic shellfish poisoning (PSP) represent a recurrent, serious and widespread problem associated with blooms of toxic dinoflagellates.The toxic dinoflagellate *Alexandrium tamarense* has been identified as a major source of PSP in many countries including the eastern Canadian waters (Anderson *et al.*, 1994). *A. tamarense* is a dinoflagellate with a complex life cycle including a dormant phase (benthic resting cyst) taking place in shallow sediments, and a vegetative phase which takes place in the water column. Functions attributed to benthic cysts include species dispersal (Anderson *et al.*, 1995), survival through adverse conditions (Pfiester and Anderson, 1987), genetic recombination (Anderson, 1997) and bloom initiation (Anderson *et al.*, 1982; Anderson *et al.*, 1983; Cembella *et al.*, 1988; Garcés *et al.*, 1999). The formation of benthic resting cysts is influenced by the availability of macro or micronutrients (e.g., N, Turpin *et al.*, 1978; P, Ichimi *et al.*, 2001; and Fe, Doucette *et al.*, 1989), temperature and light (Godhe *et al.*, 2001). The germination of *A. tamarense* resting cysts plays an important role in bloom dynamics by controlling their initiation. There is often a connection between strong cyst germination periods and vegetative cells proliferation in the water column (Anderson and Morel, 1979; Kim *et al.*, 2002). Cyst germination can be affected by the dormancy phase (Anderson, 1998), cyst maturation period (Castell Perez *et al.*, 1998), temperature and light (Anderson and Wall, 1978; Anderson, 1980; Anderson, 1998), availability of oxygen (Anderson *et al.*, 1987; Kremp and Anderson, 2000), bioturbation and resuspension from bottom sediment (Anderson, 1998; Ståhl-Delbanco and Hansson, 2002; Piot *et al.*, 2008), and an internal biological clock in some cases (Anderson and Keafer, 1987; Castell Perez *et al.,* 1998). In addition, recent studies have indicated that the development of toxic *Alexandrium* blooms is linked to the presence of accumulation zones of resting cysts in sediments («seed beds», Garcés *et al.*, 2004; Anderson *et al.*, 2005a, b, c; Bravo *et al.*, 2006). In the Gulf of Maine, Anderson *et al.* (2008) mapped the distribution of benthic cysts of *Alexandrium fundyense* (belonging to the same species complex as *A. tamarense*)

and found a significant inter-annual variation in the cyst abundance. Moreover, cyst abundance in sediments was found to be a predictive factor for the extent of the blooms observed over the next year (Stock *et al.*, 2005; He *et al.*, 2008).

In eastern Canada, the lower estuary and the Gulf of St. Lawrence are recognized for the recurrence of *Alexandrium tamarense* blooms (Therriault *et al.*, 1985; Larocque and Cembella, 1990; Turgeon *et al.*, 1990). Previous studies pointed out the high abundance of cysts in sediments along the north and south shores of the lower St. Lawrence Estuary (SLE) and western Gulf (Cembella *et al.*, 1988; Turgeon *et al.*, 1990), especially where depth is less than 100 m (cyst concentrations can exceed 500 cysts·cm^{-3}: Turgeon *et al.*, 1990) and close to river plumes, such as the Manicouagan and aux-Outardes (M-O) rivers (Cembella *et al.*, 1988). By opposition, the deeper parts of the estuary (> 300 m) such as the Laurentian Channel, are less suitable to cyst deposition (≤ 250 cysts·cm^{-3}) (Turgeon *et al.*, 1990). A few years later, Castell Perez *et al.* (1998) found summer concentrations of *A. tamarense* in sediments from the north shore region (near the M-O plume) lower than previously reported (≤ 250 cysts·cm^{-3} instead of > 500 cysts·cm^{-3}). Furthermore, these last three studies also highlight the association between benthic cysts concentrations and fine-grained sediment fraction (fine-sand and silt) but also the impact of environmental factors (e.g. salinity, temperature, upwelling, currents), as generally found in other regions of the world.

Vegetative cells of *Alexandrium tamarense* are generally found in greater abundance in waters of salinity below 26 psu in marine estuaries and often associated with major river plumes (Weise *et al.*, 2002). In addition, *in situ*-determined positive growth rates of *A. tamarense* have only been detected in relatively low salinity surface waters (< 24 psu) (Fauchot *et al.*, 2005). Several studies have shown the existence of a link between surface currents and displacement of toxic blooms (Anderson *et al.*, 2005a; Keafer *et al.*, 2005; Anglés *et al.*, 2010). In the lower St. Lawrence Estuary, Fauchot *et al.* (2008) noted the impact of retention-advection cycles of the M-O river plume on the control of the local *A. tamarense* population. Wind-driven dynamics influence the success of these blooms, by

affecting water column stability, vegetative cells growth rate, and residence time of the blooms in this region (Castell Perez *et al.*, 1998; Weise *et al.*, 2002; Fauchot *et al.*, 2008). In addition, nutrients (nitrate, phosphorus, iron) and humic substances also affect dinoflagellate growth and bloom initiation. The positive influence of humic substances on dinoflagellate growth is well known (Granéli and Moreira, 1990; Doblin *et al.*, 1999) and local studies showed that humic substances from the Manicouagan River stimulate the growth of *Alexandrium tamarense* in culture (Gagnon *et al.*, 2005). Hence, bloom dynamics of *A. tamarense* is not controlled by a single factor, but by a set of interactions between various biological and physical processes occurring at various spatial and temporal scales. The formation of a bloom results likely from the existence of a "favourable window" in the environmental conditions (factors above) which coincides with particular stages in the life cycle of the species (Garcés *et al.*, 1999).

During the summer of 2008, a bloom with unprecedented intensity developed in the St. Lawrence Estuary. Meteorological conditions (heavy precipitations and warm temperatures) at the end of July and early August 2008, and calm surface waters favoured the blooming of the toxic *Alexandrium tamarense* near the mouth of the Saguenay River. This large bloom drifted towards the south shore, moved eastward with the Gaspé current and dissipated due to strong winds in the western Gulf of St. Lawrence during the last fortnight of August 2008. For approximately one month this extensive bloom covered 600 km^2, from Tadoussac to the Gulf of St. Lawrence and caused the mortality of ten beluga whales, hundreds of seals and thousands of fishes, invertebrates and sea birds in the St. Lawrence estuary (Measures and Lair, 2009).

Considering the recent evidence linking the development of toxic *Alexandrium* blooms to the presence of accumulation zones of resting cysts in sediments (see above), we sought to determine if such an extensive bloom influenced the abundance of resting cysts of *A. tamarense* in this region. In addition, the 2008 toxic bloom extended more westward than usual and covered a part of the Saguenay-St. Lawrence Marine Park, raising questions about whether new cyst beds had established in the vicinity of the park. Furthermore, we

wished to obtain information on cyst viability in this region (never examined before), since the viability of cysts or their progeny seems to be quite variable (Genovesi *et al.*, 2009), and because the viability aspect needs to be factored in to assess the influence of cyst beds on bloom dynamics.

The objectives of the present study were thus to 1) determine the spatial distribution of *Alexandrium tamarense* cysts in the coastal sediments of the lower St. Lawrence Estuary in early summer 2009, 2) compare this cyst distribution with the spread and amplitude of the bloom in the water column, using local observations and PSP data from August 2008, 3) compare the 2009 cyst distribution with that observed in earlier studies from the same region, 4) determine cyst viability and compare the spatial distribution of viable cysts with PSP maps, and 5) identify potential factors that could explain the observed cyst abundance. As sampling was conducted after the major bloom of 2008, we cannot test the hypothesis that this large bloom was associated with larger than usual cyst concentrations prior to the bloom, but we can examine the influence of this large bloom on cysts formed following the bloom, as well as on the following year's bloom, using PSP levels as a proxy for cell abundance in the water column.

Materials and Methods

Sampling

Sampling took place from 3 to 13 July 2009 on the RV Frederick G. Creed, as part of a survey undertaken by Fisheries and Oceans Canada. The timing of the collection was scheduled to be before the formation and settling of new cysts in late summer as well as before major germination of mature cysts from the previous year. The 168 sampling stations were located in the lower St. Lawrence Estuary (Québec, Canada) between La Malbaie and Godbout on the north shore and Sainte-Hélène and Sainte-Anne-des-Monts on the south shore (Figure 2.1). Station depth varied between 10 and 300 m, covering the greater part of the St. Lawrence Estuary. Sediment was collected using a Shipek benthic grab (Wildco, Saginaw, MI) which provides undisturbed surface sediment samples.

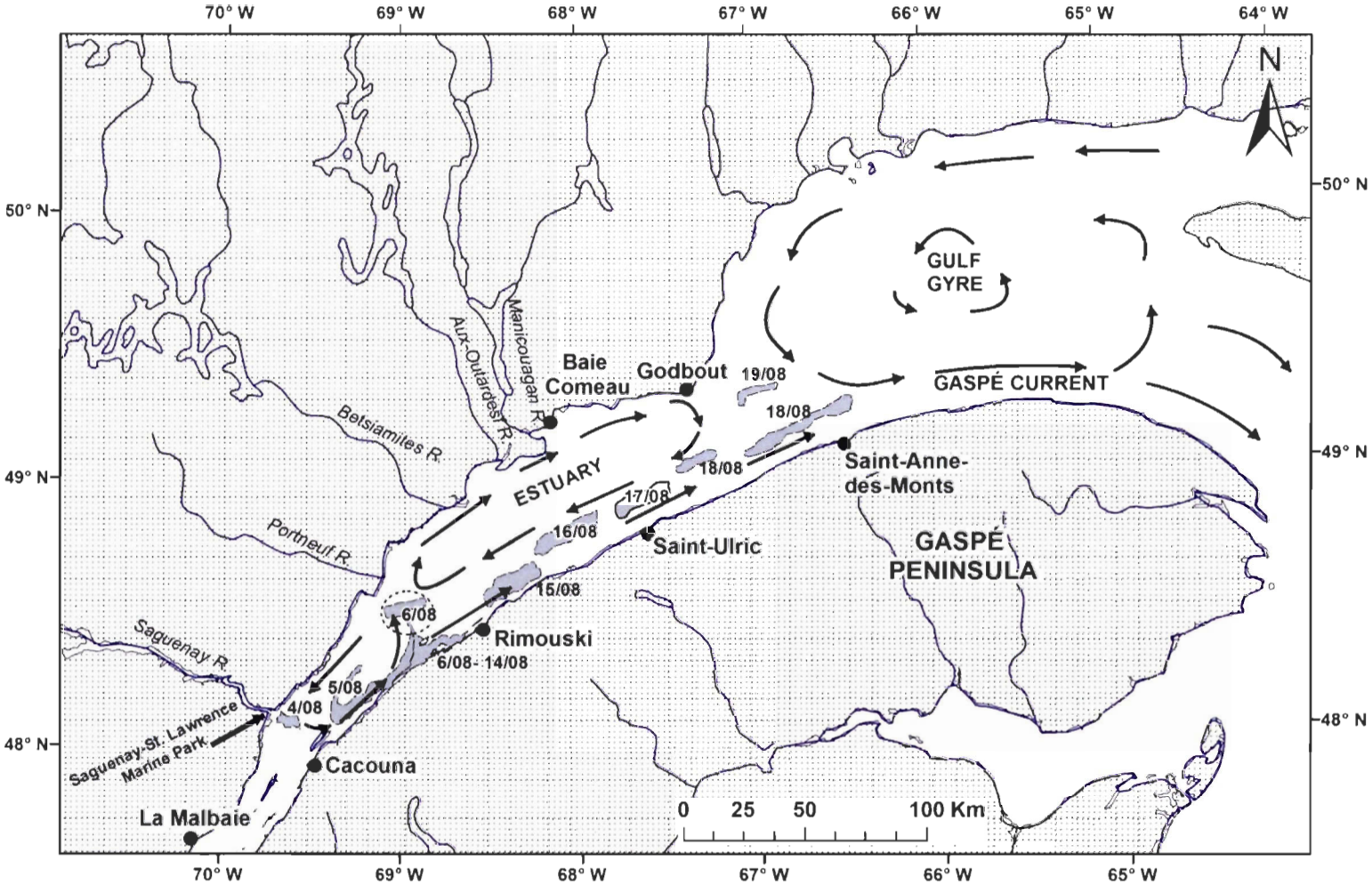


Figure 2.1. Map of the Estuary and Gulf of St. Lawrence, Canada, showing the 2008 bloom displacement and the general summer surface circulation pattern (adapted from El-Sabh, 1979).

In each site, we sampled surface (top 5 cm) and deeper (5 to 10 cm) sediment. The 5 cm threshold is based on the depth of the zone of sediment reworking (by tides, bottom currents) determined for the north shore (near Baie-Comeau) by Cremer (1979). The surface layer of bottom sediments is thus comprised of this mixed zone between 0 and 5 cm. The deeper (5-10 cm) sediment fraction was examined to look for new cyst beds, where cysts would be absent in older sediments. A second sample of surface sediments was collected for granulometric analysis (see below). Overlying water at the sediment surface was also collected because it can potentially contain cysts of dinoflagellates from the surface of the sediment. Samples were stored with no headspace in plastic bags (to reduce oxygen presence) at 4°C in the dark to limit cyst germination (Anderson *et al.*, 1987).

Preparation of sediment samples

The sediment was mixed manually and 1 cm^3 of that mixture was taken using a plastic syringe (narrow end cut) and suspended in 20 ml of cold filtered sea water (0.2 μm). This preparation was sonified (Fischer Scientific FS29 ultrasonic bath; 60 kHz) for 2 min at an intensity of 75 W, in order to separate cysts from other particles often stuck to them. This preparation was then poured over two Nitex sieves; the top one with a mesh size of 73 μm and the bottom one at 15 μm. Since the size of cysts ranges between 15 and 50 μm, the cysts are found in the 15-73 μm fractions. The cysts and other material present on the 15 μm mesh were then transferred into 20 ml of cold filtered sea water. This procedure was done four times for every sample to obtain four sub-samples for cyst identification and enumeration. The same procedure was also applied for the deeper sediment and for overlying seawater. These sub-samples were placed at 4°C in darkness until microscopic analysis, which was always done in the half-day following the preparation of samples to avoid cyst germination in the prepared solution.

Cyst identification and enumeration

Identification and cyst counts were done using an inverted microscope (Zeiss Axiovert 100) with a 200X magnification. A Sedgwick-Rafter counting chamber (1 ml) was used and the abundance (cysts cm^{-3}) was calculated using the following equation: [(cysts in 1 ml) * final volume of the cyst solution (ml)] divided by the number of cm^3 of prepared wet weight sediment. The viability was determined simultaneously in the same counting chamber (see below).

Cyst viability

Binet and Stauber (2006) successfully used SYTOX® Green (Molecular Probes, USA) to determine the viability of dinoflagellate (*Alexandrium catenella*) cysts with flow cytometry. SYTOX® Green is a nucleic acid stain that penetrates in cells with compromised plasma membranes but does not cross the membranes of live cysts. Gregg and Hallegraeff (2007) used the same stain on dinoflagellate cysts but with an inverted microscope. We followed their method in the present work.

SYTOX® Green is supplied as a 5 mM solution in dimethylsulfoxide (DMSO). Prior to counting on each day, a fresh working solution of 2.5 μM SYTOX® Green was prepared volumetrically in Milli-Q water. For each viability test, a 400 μl volume of this working solution was added to the cyst preparation to give a final concentration of 0.2 μM SYTOX® Green. The working solution of SYTOX® Green was added to a cyst preparation, homogenized in a beaker with a magnetic stir-bar, and incubated for 30 min in the dark at room temperature after which the stained preparation was transferred with a Pasteur pipette in a Sedgwick-Rafter counting chamber. Viability was determined with a Zeiss Axiovert 100 microscope equipped with a 450 nm fluorescent light source. SYTOX® Green binds to the nucleic acid of dead cells, emitting an intense green fluorescence (Figure 2.2.c) when these cells are excited with light of wavelength between 450 and 490 nm.

Granulometric analysis of sediments

For the granulometric analysis, sediments were passed through a column of decreasing sieve size according to the protocol of Blott and Pye (2001) and thereafter measured by laser diffraction (Beckman Coulter Multi-Wavelength LS 13 320 Aqueous liquid module). This instrument determines continuously the diameter of particles between 0.04 and 2000 µm. Approximately 1 g of wet sediment was added to 25 ml of an aqueous solution of 20 g. L^{-1} of hexametaphosphate of sodium. This preparation was shaken during 3 hours before analysis. The granulometric data were treated using the software *Gradistat* (Kenneth Pye Associates Ltd, Crowthorne) which gives the average size of the grains and their distance-type by using the logarithmic moments method in phi scale, defined as the negative logarithm diameter (mm) difference between two particles (Phi =-log in base 2 of size in mm). The granulometric parameters were calculated according to the method of Folk and Ward (1957). The sandy (> 63 µm), silty (between 63 and 0.63 µm) and clay (< 0.63 µm) fractions were calculated according to the Wentworth classification (Wentworth, 1922).

Mapping procedures

All maps were produced with ArcGIS 9.2 (ESRI), using a kriging method for interpolation. These maps include cyst concentrations from 1988 (data from Turgeon, 1989) and 2009 (data from the present study, surface and deeper sediment), as well as a map of viable cysts for the 2009 data and one for the type of sediment based on granulometry. To examine the spatial variability, we used semivariograms to determine similarities in the values (abundance and size grading) between each sampling point according to the distance and direction (anisotropically, i.e., in the four cardinal directions). For each map, we chose the best interpolation models, keeping those with the lowest standard error (Table 2.1).

Table 2.1. Results of the best interpolation models used for *Alexandrium tamarense* distributions in 1988 (surface sediments) and 2009 (surface and deeper sediments) as well as for cyst viability (surface sediments) and size fraction of sediments in 2009.

	***Alexandrium tamarense* 1988 (Surface)**	***Alexandrium tamarense* 2009 (Surface)**	***Alexandrium tamarense* 2009 (Deeper)**	**Cyst viability 2009 (Surface)**	**Size fraction of sediments 2009**
Distance (km)	12	12	12	12	12
Anisotropy	X	X	X	X	X
Kriging used	Simple	Universal	Simple	Universal	Simple
Transformation used	Exponential	Hole-effect	Gaussian	Hole-effect	Exponential
Standard Error	1.004	0.982	0.857	1.027	1.780

Paralytic shellfish poisoning data

Molluscs were collected by the Canadian Food Inspection Agency (CFIA) for PSP (Paralytic Shellfish Poisoning) analyses at specific sampling stations (n=28) along the north and the south shore of the St. Lawrence Estuary during the spring, summer and fall of 2008 and 2009. Shellfish toxicity was determined using the mouse bioassay (Sommer and Meyer, 1937) such as described in Blasco *et al.* (1998). The toxicity results were expressed in μg saxitoxin (STX) per 100 g of shellfish tissue (detection limit was 42 μg STX eq./100 g of tissue) and when the toxicity was 80 μg STX eq./100 g of tissue, shellfish harvesting was closed (Blasco *et al.*, 1998). We kept the month with the maximum mean value for each sampling site and each year as a surrogate of maximal concentration of vegetative cells in suspension.

To examine the relationships between shellfish toxicity and cyst concentration, we delimited a zone of one kilometer around each CFIA station. As the CFIA stations were very near shore, the terrestrial part was excluded from this zone. For each zone, the weighted average of cyst concentrations obtained from the kriging maps was calculated. We compared shellfish toxicity in 2008 and mean cyst concentration in 2009 to determine if zones with high PSP toxicity (used as a proxy for vegetative cell concentrations) were correlated with high cyst deposition. We also compared PSP toxicity and cyst concentration (viable cysts and total; see below) in 2008 and in 2009 to examine if high concentration cyst beds induced an increase in vegetative cells on the following growth season.

Statistical and spatial analysis

To establish if there was any statistical relationship between PSP toxicity and cyst concentrations, we used Pearson correlation (R project). Normality was verified and the data were log-transformed when necessary.

To compare cyst distribution between 1988 and 2009, we subtracted the 1988 interpolation raster map from the 2009 map, quantifying the extent of change for each pixel

between these two years. A similar approach was used to compare cyst distribution between surface and deeper sediment in 2009.

Results

The resting cysts of *Alexandrium tamarense* from the St. Lawrence Estuary (Figure 2.2a) had a mean length of 49.6 µm ± 5 µm and a mean width of 27.6 ± 3.7 µm (n=200). These dimensions were comparable to specimens observed from other North American regions like the Bay of Fundy and the Gulf of Maine (Anderson and Wall, 1978).

Cyst concentration and distribution

In 2009, the highest concentrations of resting cysts in surface sediments (0-5 cm) on the south shore of the lower SLE were found between Sainte-Flavie and Sainte-Anne-des-Monts (respectively 100 and 900 cysts·cm^{-3}). The maximum abundance was found for stations located in the Saint-Ulric region (1200 cysts·cm^{-3}) (Figure 2.3a). On the north shore, the Betsiamites/Baie-Comeau region showed high cyst abundances, between 300 and 600 cysts·cm^{-3}. In contrast, the region of Tadoussac/Saguenay River and that of the upper estuary (from La Malbaie to the mouth of the Saguenay River) showed relatively lower cyst abundances (0-300 cysts·cm^{-3}).

In deeper sediments (5-10 cm), the highest concentrations of resting cysts were found in two regions of the lower estuary: on the south shore between Sainte-Flavie and Sainte-Anne-des-Monts (respectively 20 and 520 cysts·cm^{-3}) and on the north shore in the M-O region (545 cysts·cm^{-3}) (Figure 2.3b). In contrast, the region of Tadoussac/Saguenay River and that of the upper estuary from La Malbaie to the mouth of the Saguenay River showed low concentrations (0 to 10 cysts·cm^{-3}) but there are few data because the sediment in this region was more sandy and sampling with the Shipek grab was difficult, particularly for sediment depths greater than 5 cm (Figure 2.3b).

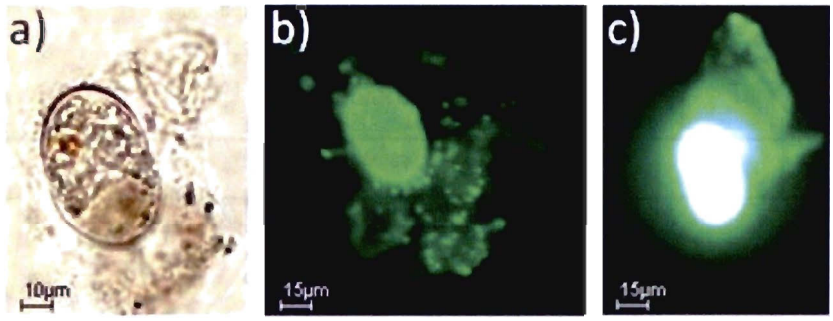


Figure 2.2. Micrographs of *Alexandrium tamarense* cysts with visible mucous coating a) viewed under light microscope; and stained with SYTOX® Green and viewed under fluorescence microscope for b) live cysts and c) dead *Alexandrium tamarense* cysts.

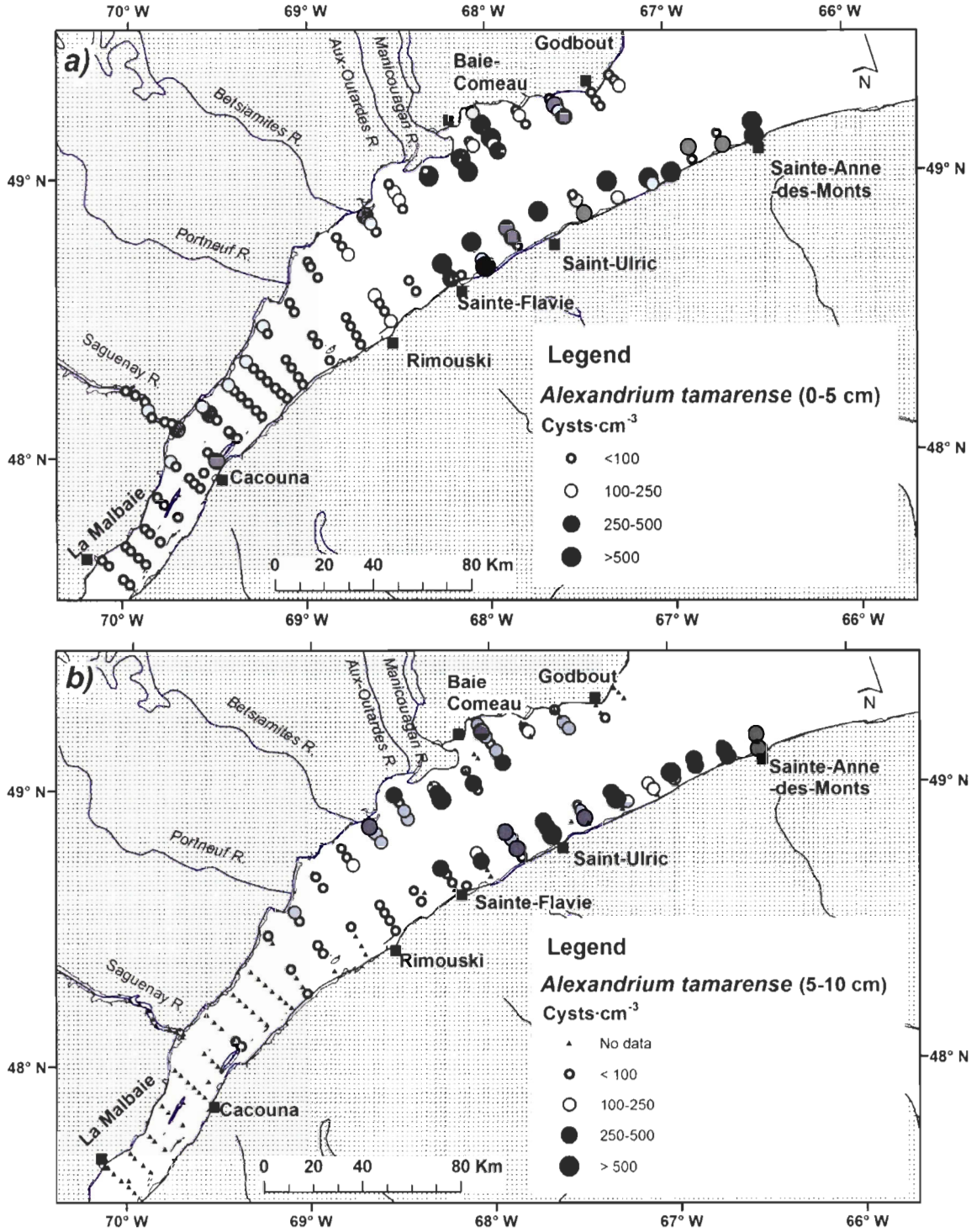


Figure 2.3. Location of sampling stations showing the concentration of *Alexandrium tamarense* resting cysts (2009), a) in surface sediments (0-5 cm), and b) in deeper sediments (5-10 cm) of the St. Lawrence Estuary (Québec, Canada).

Similarity between the cyst distributions from the surface (0-5 cm) and the deeper (5-10 cm) sediments was greater for the Sainte-Flavie, the Godbout and the Cacouna/ Saguenay river regions (Figure 2.4c). In contrast, major differences between these distributions were observed for the Rimouski and Saint-Ulric/Sainte-Anne-des-Monts region on the south shore and the Betsiamites region on the north shore.

Over all the study region, the Pearson correlation coefficient (r) between cyst abundances in surface and deeper sediment was 0.71 ($p < 0.001$; n=67).

Comparison with earlier data

In summer 1988, the highest concentrations of *Alexandrium tamarense* cysts were found mainly along the north and south shores of the lower estuary, for depths less than 100 m (Figures 2.5, 2.6a). On the north shore, maximum concentrations were found in the zone of the M-O rivers, with a maximum near Godbout (> 500 cysts·cm^{-3}). On the south shore, the highest cyst concentrations were sampled on the south shore between Sainte-Flavie and Sainte-Anne-des-Monts (250 to > 500 cysts·cm^{-3}). The middle part of the estuary had the lowest cyst concentration (< 100 cysts·cm^{-3}, Figure 2.5).

When comparing the cyst distributions between the two years (1988 and 2009), the Betsiamites/Baie-Comeau region on the north shore was the most similar and the Saint-Ulric region on the south shore, the least, with a sharp increase in cyst concentration in 2009 (Figure 2.6c).

Bloom progression in 2008 and shellfish toxicity in 2008 and 2009

This major toxic bloom was first detected on 4 August 2008 near the mouth of the Saguenay River (Figure 2.1), following a period of heavy precipitations at the end of July and early August (Environment Canada Online Climatic Data). Quickly the bloom moved towards the south shore between Cacouna and the Bic Islands near Rimouski (5 August). The red tide covered a large surface area as estimated from visual observations (Figure 2.1). On 6 August, the bloom arrived at the Bic Islands and it spread towards the center of the estuary. It remained in this region for about 8 days, at a time when wind speed was low

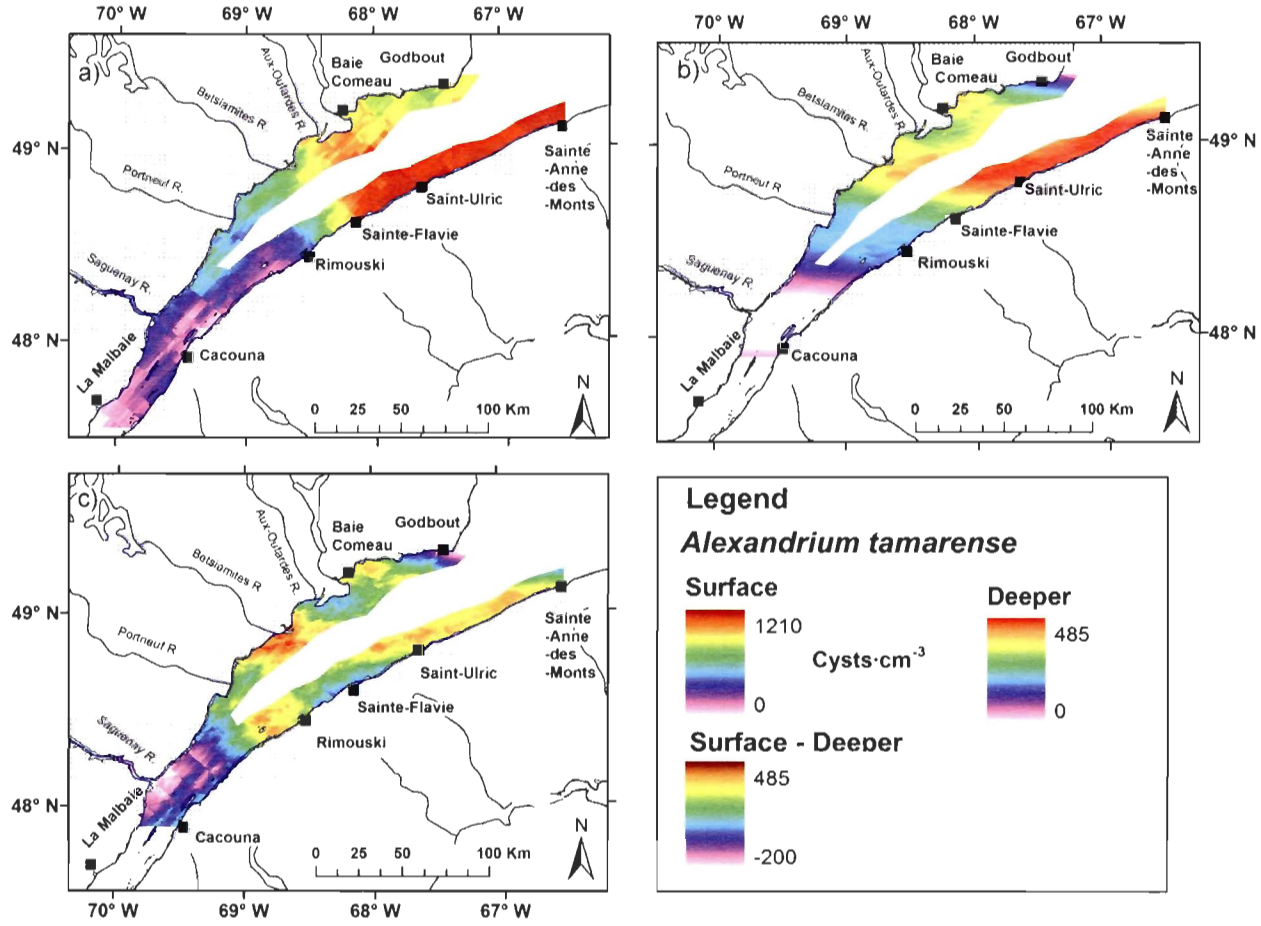


Figure 2.4. Isometric extrapolation maps of *Alexandrium tamarense* resting cysts a) in surface sediments (0-5 cm), b) in deeper sediments (5-10 cm), c) and comparison of the surface and deeper cysts distribution in the St. Lawrence Estuary. The dark red and the red colour indicate the greatest cyst abundance or difference between the two distributions (surface-deeper) and the white and pale pink colour, the smallest.

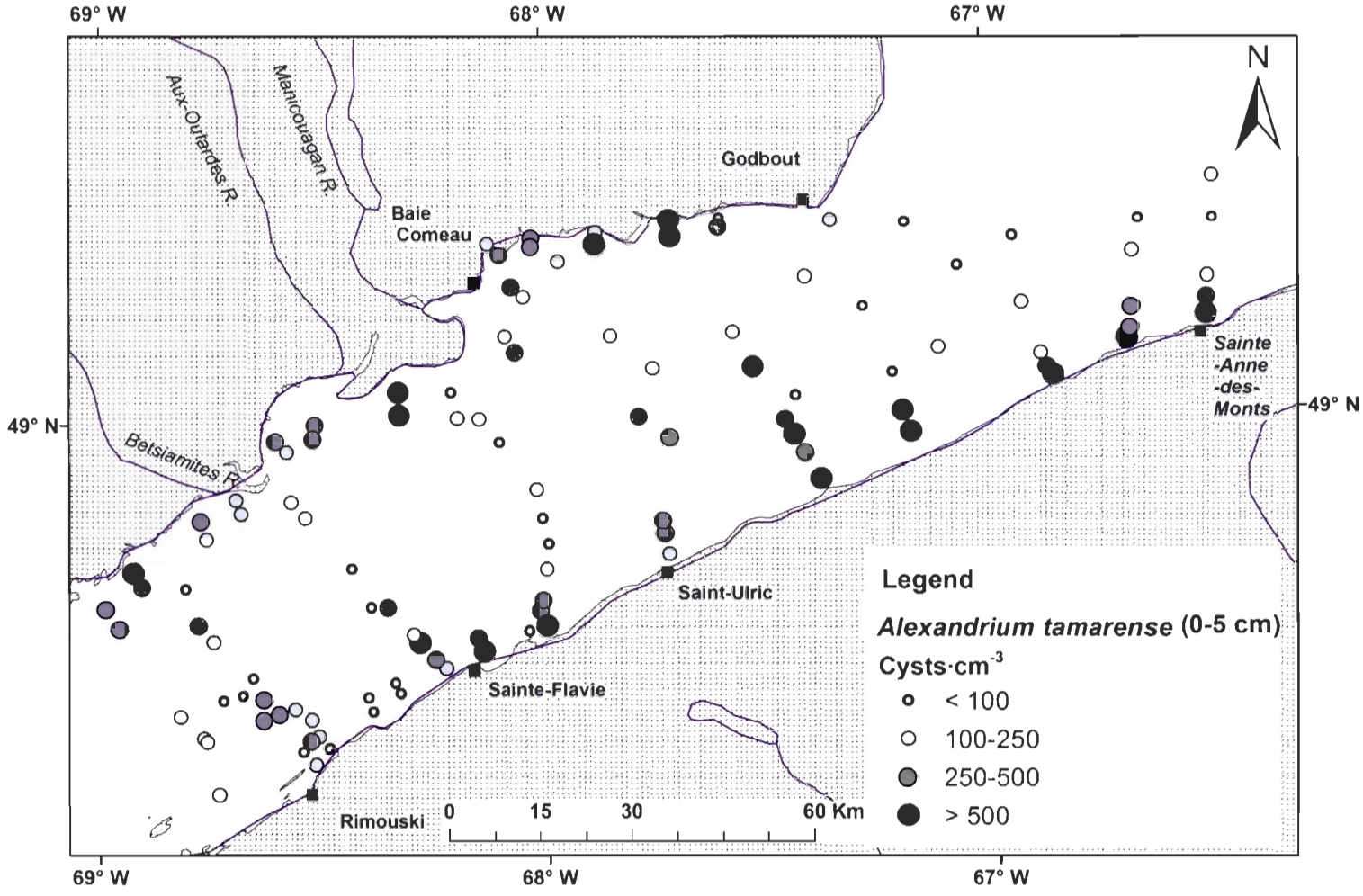


Figure 2.5. Location of sampling stations and abundances of *Alexandrium tamarense* resting cysts (1988) in surface sediments (0-5 cm) of the St. Lawrence Estuary (adapted from Turgeon *et al.*, 1990)

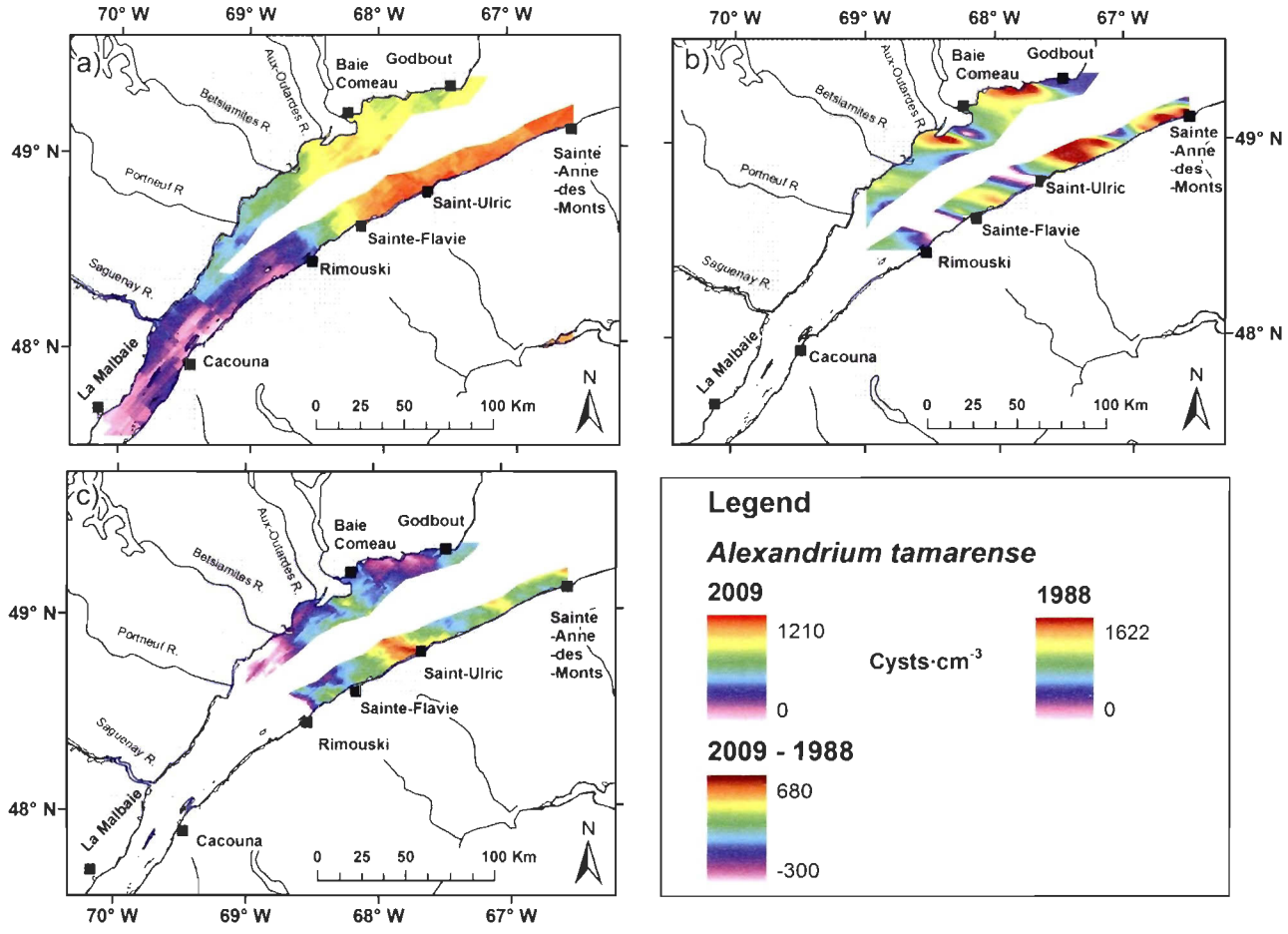


Figure 2.6. Isometric extrapolation maps of *Alexandrium tamarense* resting cysts in surface sediment a) in 2009, b) in 1988, and c) comparison of the 1988 and 2009 cysts distribution in the St. Lawrence Estuary. The dark red (2009) and the red (1988) colour indicate the greatest cyst abundance or difference between the two distributions (2009-1988) and the white and pale pink colour, the smallest.

(mean of 9.0 km h^{-1} for 5-15 August) and from the north-east, then moved eastward around the 15 August. Winds changed direction (from the west-north-west) and increased following that date (mean of 17.2 km h^{-1} for 16-26 August), and the bloom quickly moved towards Sainte-Anne-des-Monts (19 August) to dissipate in the western Gulf of St. Lawrence in the next few days.

In 2008, PSP was first detected in May for the north shore and increased to a maximum in June (98 µg STX eq/100 g of tissue) for the Betsiamites/aux-Outardes region and July for Portneuf (43 µg STX eq/100 g of tissue). For the south shore, PSP toxicity at the Cacouna sampling station was detected only in August but at a low level (16 µg STX eq/100 g of tissue). For the Bic station, PSP toxicity started in June (606 µg STX eq/100 g of tissue) and increased rapidly in August reaching a maximum PSP toxicity of 4211 µg STX eq/100 g of tissue (average for that month as used in the maps, but the maximum PSP value actually encountered was 10600 µg STX eq/100 g of tissue on the 15 August). This level was the highest for all the stations in the estuary. Finally, for the Rivière-Au-Renard station, PSP toxicity began in May and increased to a maximum in July (362 µg STX eq/100 g of tissue). In contrast to the Cacouna and Bic stations, no significant increase was observed in August for the Rivière-Au-Renard station, located further east in the Gulf (Figure 2.7a).

For 2009, similar trends were found for PSP levels, although levels were much lower overall compared to 2008 (Figure 2.7: pale gray). The maximum PSP toxicity in the estuary was found at the Bic station in July (189 µg STX eq/100 g of tissue).

The Pearson correlation coefficient (r) between PSP levels and Log_{10} cyst concentrations was -0.52 ($p = 0.004$; $n = 26$) in 2008 and -0.48 ($p = 0.017$; $n = 22$) in 2009.

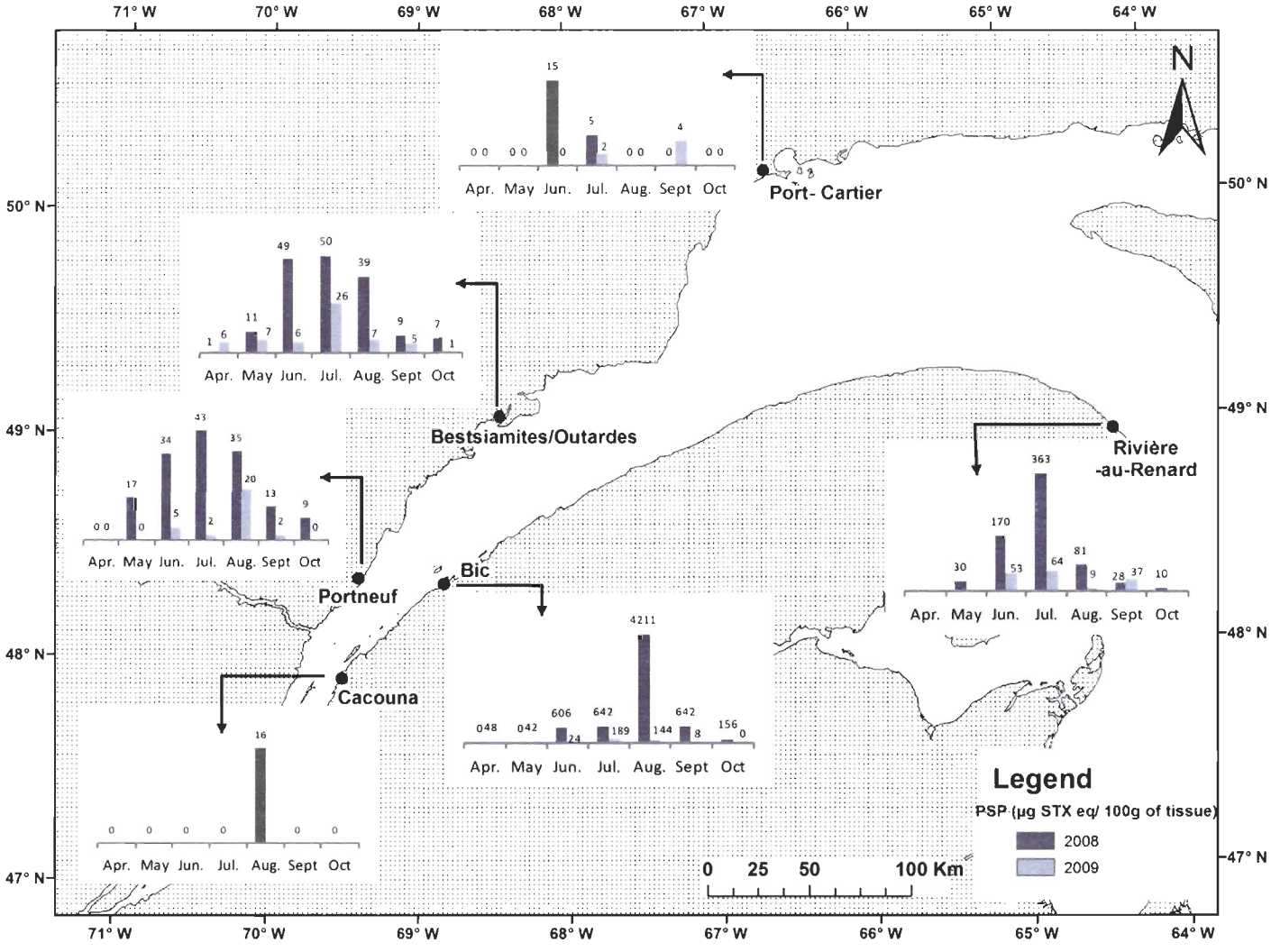


Figure 2.7. PSP toxicity (µg STX eq/ 100g of tissue) in the St. Lawrence Estuary in 2008 (dark gray) and in 2009 (pale gray).

Granulometry

Granulometric analysis of the sediments from the lower estuary showed that the surface fraction was composed mostly of fine-sand (55% of total fraction) and secondly of silt (37%). Maximum cyst concentrations were found in the silt and fine sand category (10-100 μm), averaging almost 200 cysts cm^{-3} (Figure 2.8). Cyst concentrations were positively correlated with the percentage of silt and clay (Pearson correlation $r = 0.266$, $p < 0.001$, $n = 159$), but negatively correlated with the sand fraction ($r = -0.282$, $p < 0.001$, $n = 159$).

Cyst viability

According to the SYTOX® Green results, a mean of 28% of the cysts counted in the surface sediments (0-5 cm) from the whole region were viable (Figure 2.2b). In addition, there was a weak but significant negative correlation between cyst viability and Log_{10}cyst concentration ($r = -0.266$, $n = 89$ and $p < 0.01$). Although we observed a small decrease in viability with time during microscopic analyses that spread over several months (expressed in the form of the following equation: viability of *Alexandrium tamarense* = 76.81 - 0.08 (date), $r^2 = 0.15$, $p < 0.05$, $n = 89$), the date of analysis explained only a small fraction (15%) of the variability in our data. The effect of sonification on cyst viability was tested. No significant difference was found in the viability of cysts that were sonified or not.

In 2009, the highest viability of resting cysts in surface sediments (0-5 cm) was found in two regions: Betsiamites/Baie-Comeau region (north shore) and between Cacouna and Rimouski (south shore, Figure 2.9). On the north shore, maximum viability was found in the zone of the M-O Rivers, with a maximum near aux-Outardes Rivers (with 100% of cyst viability). On the south shore, a maximum of 100% of cyst viability was found near Bic and Saint-Ulric (where the highest cyst concentrations were found).

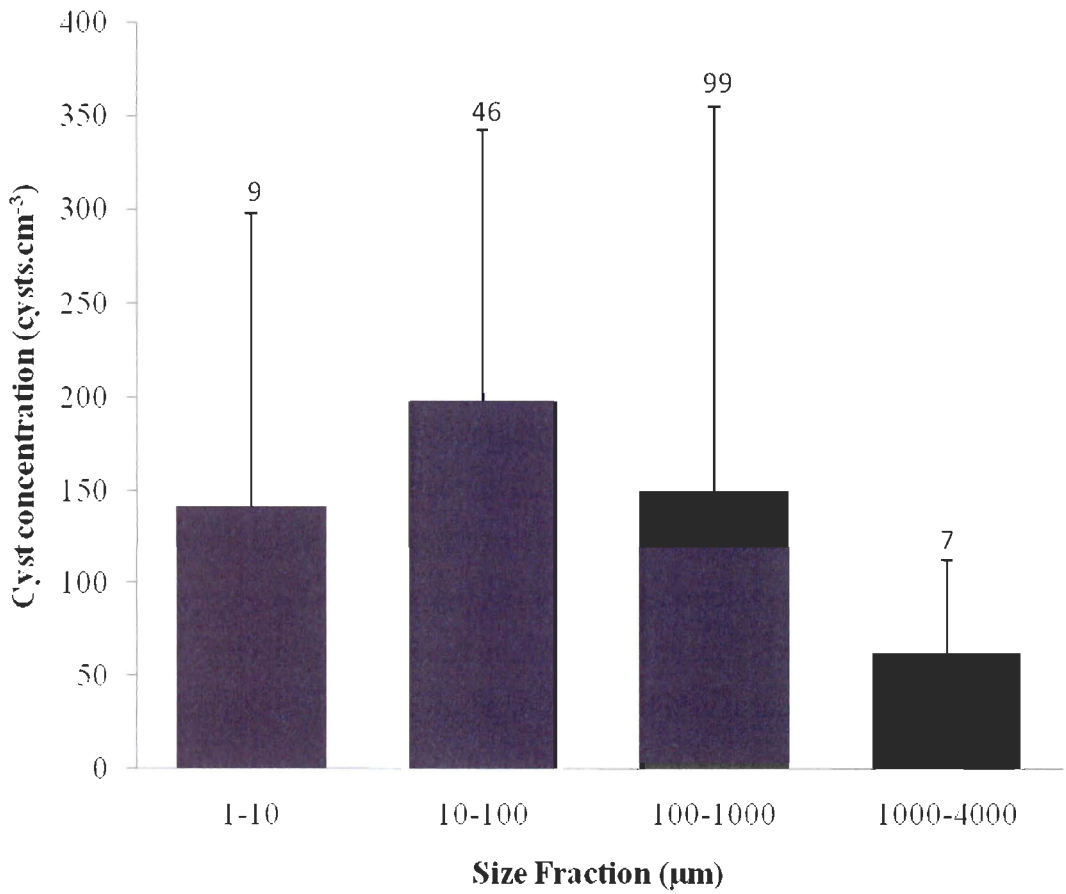


Figure 2.8. Size fraction (µm) analysis of surface sediments (0-5 cm): mean cyst concentrations according to the sediment size fraction (1-10, 10-100,100-1000 and 1000-4000 µm). The size fraction between 1-10 µm represents the clay fraction and fine silt, the 10-100 µm class is composed of coarse silt and fine sand, the third class (100-1000 µm) is composed of sand and fine gravel and the last class (1000-4000 µm) represents the gravel fraction. The standard error (±SE) is shown and the number of stations for a given size fraction is indicated above the bars.

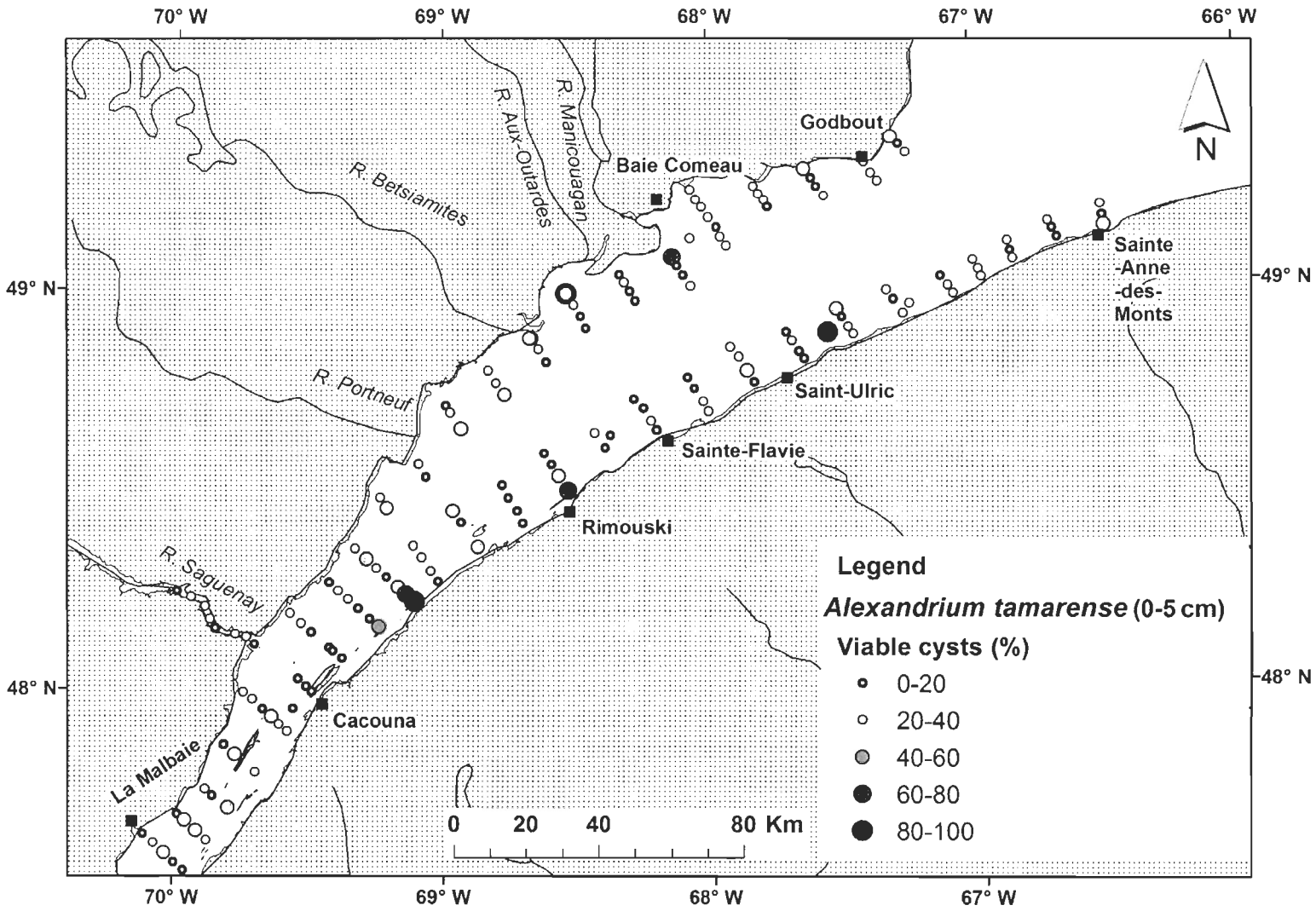


Figure 2.9. Map of cyst viability (%) in the surface sediments (0-5 cm) of the St. Lawrence Estuary in 2009.

The viable cyst concentrations of 2009 (averaged using the mapping method), were compared with PSP levels for the same year (averaged similarly). A Pearson correlation between the $\log_{10}$ viable cyst concentration and PSP levels gave the following results: $r = -0.481$, $n = 22$ and $p = 0.017$. There is thus a negative relationship between PSP levels and the concentration of viable cysts from the same year. Similar results were obtained when we considered non-viable cysts altogether ($\log_{10}$-transformed): $r = -0.544$, $n = 23$ and $p = 0.005$). Finally, there was a significant negative correlation between viable cyst concentrations in the M-O region and PSP levels in 2009 (Pearson correlation $r = -0.658$, $n = 11$ and $p = 0.014$).

Cyst viability was lower (mean: 6%) in the deeper sediments and in contrast to surface sediments, there was a significant positive correlation between cyst viability and $\log_{10}$ cyst concentration in deeper sediments ($r = 0.245$, $n = 67$ and $p = 0.043$).

Discussion

This study presents a detailed map of the *Alexandrium tamarense* resting cyst distribution in surface sediments (0-5 cm) of the St. Lawrence Estuary. Compared with cyst distributions previously reported for the region (Cembella *et al.*, 1988, Turgeon *et al.*, 1990), our results (1) confirm the presence of a cyst bed in the Betsiamites/Baie Comeau region on the north shore (Figure 2.2), (2) reveal an increase of cyst concentrations near Saint-Ulric and confirm high cyst concentrations previously observed on the south shore between Saint-Ulric and Sainte-Anne-des Monts, facing the Baie-Comeau region (Figure 2.2). The maximum cyst concentrations found there (1200 cysts·cm^{-3}) are among the highest in the world, in the same range as those observed for the closely-related *Alexandrium fundyense* in the Bay of Fundy and the Gulf of Maine (~ 2000 cysts·cm^{-3}, Anderson *et al.*, 2005c). Cembella *et al.* (1988) had already identified this region as having high cyst concentrations. Our results suggest that the maximum cyst concentration in this

region in 2009 was located near Saint-Ulric. On the north shore, cyst concentrations in the Betsiamites/Baie-Comeau region ranged between 300 and 600 cysts·cm^{-3}. These concentrations are similar to those found in the 1988 survey of Turgeon *et al.* (1990), indicating that the dinoflagellate *A. tamarense* is well established in this region and suggesting that there was no particular influence of the August 2008 bloom on this cyst bed.

As mentioned in the introduction, depending on the wind pattern, cells developing on the north shore can be retained in this region (e.g. supporting the Betsiamites/Baie-Comeau cyst bed) or be advected towards the south shore (Fauchot *et al.*, 2008). The strong (20 cm s^{-1}) coastal downstream current along the south shore (Gaspé Current) likely contributed to an abnormal accumulation of substantial quantities of cysts on the south shore (or of cells which then encysted in this region). Already, in 1988, Cembella *et al.* had suggested this type of bloom displacement (confirmed by Fauchot *et al.*, 2008) to explain the benthic cysts presence on the south shore (Figure 3a). If we consider that cysts found deeper in the sediments (5-10 cm) reflect recent past cyst deposition events, then the relative similarity between these deeper cyst concentrations with surface sediments (Figure 2.3c) suggests that cyst accumulation in the south shore region (around Saint-Ulric) is not a new phenomenon and may reflect frequent southward bloom advection events.

It is interesting to note that even though the August 2008 toxic bloom was the largest ever reported for this region in terms of PSP levels (maximum value of 10.6 mg/100 g of tissue), as well as harmful effects on the local fauna (Measures and Lair, 2009), the bloom did not result in much overall higher cyst abundances in surface sediment except for the Saint-Ulric region. Although our cyst samples were collected 11 months after this event, we expected higher cyst concentrations than observed based on the fact that our sampling took place before the local annual bloom of *A. tamarense* which generally occurs between July and August. Reasons for our rather average cyst concentrations, similar to those obtained in 1988, could include an undetected bloom in 2009 prior to our sampling, reducing cyst concentration through cyst germination (unlikely since monitoring by the Department of

Fisheries and Oceans and PSP levels recorded no significant bloom in 2009), low encystment rates following the August 2008 bloom, changes in the cyst concentrations within the sediment layer (owing, for example, to bioturbation; Piot *et al.*, 2008), or the seeding of cysts throughout a large region (instead of deposition of a large concentration at one site) as the bloom was being advected seaward along the axis of the St. Lawrence Estuary. The high cyst concentration between Sainte-Flavie and Sainte-Anne-des-Monts (Figure 52.4c) seems to support this last suggestion.

Recent studies (Garcés *et al.*, 2004; Joyce *et al.*, 2005) have shown that large concentrations of resting cysts are generally found in places where high abundances of their vegetative cells are observed. One of the goals of this study was to see if there was such a link between PSP levels and benthic cysts in surface sediments. Although PSP levels in molluscs are not totally representative of the bloom pattern and concentration, it gives a good idea of the toxicity levels found near the coasts and informs about the displacement of the toxic vegetative cells (Cox *et al.*, 2008). The maximum PSP toxicity was observed in the Bic region in 2008 but we did not find maximum cyst concentration in this region (only 100 cysts cm^{-3}). We presume that cysts were formed near the end of the bloom, after mid-August, time at which the bloom was near Saint-Ulric on the south shore. Hence the high PSP toxicity near Bic must reflect the large cell abundance in this region during the first half of August (the highest PSP level was found on 14 August 2008), while maximum cyst concentrations were found east of this region and corresponded to a time when adverse winds and oceanographic conditions (increased turbulence) were observed between Saint-Ulric and Sainte-Anne-des-Monts (Starr *et al.*, personal observations), favouring bloom demise and encystment. This spatio-temporal decoupling between phytoplankton cell growth and encystment could explain the observed negative relationship between PSP levels in 2008 and cysts concentration in 2009. In view of this spatial mismatch between regions of cell proliferation and cyst deposition, it is not surprising that our results show a negative relationship between the *A. tamarense* cysts in sediment and PSP levels in 2008 and 2009 (respectively $r = -0.52$ and $r = -0.48$). Our results also indicated a similar pattern of PSP levels between 2008 and 2009. For these two years, the maximum PSP toxicity was

found in the Bic region (Figure 2.7). Although the cyst concentration was relatively high (particularly in the Saint-Ulric region), we observed no significant bloom in 2009 (as seen in the PSP values and in DFO's monitoring data), in contrast with 2008. Hence, cyst concentrations in surface sediments seem less variable temporally than cell concentrations in the water column, as seen from the largest bloom ever observed locally in 2008, followed by no significant bloom in 2009. Cysts may provide the inoculum for local blooms, but environmental factors are clearly very important for bloom control in this environment.

The accumulation of *A. tamarense* cysts in the sediments requires that the depositional rate exceed the rate of various cyst losses (through grazing, excystment and dispersive transport). Several studies have found an association between dinoflagellate cysts and fine-grained sediments (silt, clay) (Dale, 1979; Anderson and Keafer, 1985; Yamaguchi *et al.*, 2002; Anglés *et al.*, 2010; Hwang *et al.*, 2011). In general, sandy and rocky zones indicate environments prone to erosion by strong hydrological forces, preventing cyst accumulation. In contrast, zones dominated by silt and/or clay particles are favourable to cyst deposition and accumulation. Our results show similar trends for the entire estuary, with most cysts associated with the silt and fine sand fractions (Figure 2.8). They also show a decreasing cyst concentration with depth in the sediment, as found elsewhere (Anderson *et al.*, 1982; Garcés *et al.*, 2004, Genovesi et al., 2009), as well as an expected decline in cyst viability with increasing depth.

Overall cyst viability was relatively low (28% on average). Aside from ballast water treatment methods, there are few studies reporting cyst viability based on the SYTOX® Green staining method. However, Binet and Stauber (2006) showed that the SYTOX® Green method gave similar results to the standard cyst germination tests, hence we can compare our cyst viability results with previous cyst germination studies. In the SLE, Castell-Perez *et al.* (1998) have shown a similarly low germination rate of 20% during most of the year, except for a favourable period in August and September when it increased to 80%. However, the fact that germination rates reached such high values indicates that these

cysts were highly viable even though their rates of germination were low a few months before this period (recent studies also highlight seasonal variability of cyst germination rates, e.g. Ní Rathaille and Raine, 2011). A closer look at our data shows high (> 60%) cyst viability values near the M-O region on the north shore as well as between Cacouna and Rimouski and near Saint-Ulric on the south shore: two of these regions are high cyst concentrations regions (M-O and Saint-Ulric) where cysts had probably been recently deposited and are probably deposited on a regular basis, while the third region (Cacouna-Rimouski) corresponds to the region where the 2008 bloom hovered over one week in mid-August 2008. We assume that these last two regions are sites of recent cyst deposition linked with the 2008 bloom displacement (Figure 2.9), hence likely to contain highly viable cysts.

Further explanations for the variability in cyst viability are outside the reach of this study, but they could include early summer cyst germination (decreasing the cyst concentration in surface sediment) since historical data indicates possible increases in the abundance of *A. tamarense* cells and in PSP levels in June (Blasco *et al.*, 2003), even though we have no evidence for this. Other factors which may affect cyst viability include the nutrient conditions when encystment occurs (Figueroa *et al.*, 2005), or a mixture of cysts from surface and deeper sediments which were not produced in the same year (generally the deeper the cysts, the older they are, with consequent decrease in cyst viability: Anderson, 1998, Lundholm *et al.*, 2011).

The overall negative relationship between cyst concentration in surface sediment and cyst viability suggests that sites with high germination rates (decreasing the cyst abundance in the sediment) are associated with high cyst viability. However, this is not supported by examination of data from the high cyst viability regions (see above), where high viability is associated with high cyst concentrations in the M-O and Saint-Ulric regions. We propose that regions with high cyst viability are regions where cyst deposition has occurred recently. We assume that in the rest of the St. Lawrence estuary, cysts would not be deposited as frequently as in those regions (this deposition would depend on the particular

displacement of the blooms, affected by local hydrodynamics and meteorological conditions), and could perhaps be mixed with cysts from deeper in the sediment, with consequent lower values of cyst viability. These less viable cysts would accumulate in the sediment, having less chances of successful germination.

Links between the concentration of viable cysts and PSP levels, our proxy for the abundance of vegetative cells, were examined more closely for the M-O region (where we had several PSP data, in contrast to some of the other regions in the SLE where no PSP values were available). The negative relationship between high viable cysts concentrations and low PSP levels in 2009 suggests low rates of cyst germination for that year and no significant bloom. This contrasts with the "high cyst concentration – strong upcoming bloom" hypothesis (e.g. He *et al.*, 2008) and suggests that using cyst mapping for bloom prediction in the SLE may not be very successful. Clearly, more work is needed on cyst viability, particularly since this is needed to estimate the fraction of the resting cysts population which could potentially participate in future blooms.

One of the incentives for this work was a concern for potential increases in toxic blooms in the vicinity of the Saguenay Marine Park. Our results showed relatively low cyst concentrations near the Saguenay fjord (Figure 3a), but a clear increase in recent years when the surface sediment data were compared with deeper sediments (Figure 2.3c), which suggests that this zone should be under close scrutiny in the future. However, the local circulation (Koutitonsky *et al.*, 1990) will likely entrain any emerging bloom towards the south shore, as was seemingly the case here for the August 2008 bloom. Depending on the strength of the bloom, wind strength and direction and surface currents, cysts may end up being deposited in various regions of the south shore and possibly more upstream than Saint-Ulric as observed here. A general pattern of surface circulation, from El-Sabh (1979, see Figure 2.1), shows that surface currents near the Bic region split into two branches. The first one joins the Pointe-des-Monts gyre and could thus feed the Bestsiamites/Baie Comeau cyst beds whereas the second branch follows the south shore, possibly depositing cysts near the Saint-Ulric region. Vegetative cells emerging from cysts in this last region

are unlikely to remain there, as they should be entrained in the Gaspé current, possibly feeding the Gulf region. Hence the M-O region on the north shore remains a major source of cysts for the SLE.

Conclusion

This study confirms the presence of a cyst bed in the Betsiamites/Baie-Comeau region on the north shore and reveals an increase of cyst concentrations near Saint-Ulric on the south shore of the St. Lawrence estuary (Figure 2.2). Our results indicated a similar cyst distribution between 1988 and 2009, with only the Saint-Ulric region presenting a difference. There is a mismatch between the zones with high cyst concentrations and those where the highest PSP toxins were detected (used as a proxy for vegetative cells in the water column). Cyst concentrations were negatively correlated with PSP levels from the same region, suggesting that cysts were formed and deposited near the end of the bloom, when it had reached the eastern boundary of the SLE. This highlights the dynamic behaviour of local blooms, influenced by the estuarine and mesoscale circulation. The major bloom from 2008 was not followed by particularly large cyst deposition or by any major bloom in 2009 in this region, calling for further tests of the cyst mapping hypothesis (high cyst concentrations associated with large blooms on the following growth season). The local estuarine circulation seems to have an overriding influence on cysts deposition in this region.

ACKNOWLEGDGEMENTS

The authors wish to thank the captain and crew of the CCGS Frederick G. Creed; E. Alou, O. Casas-Monroy, B. Cayouette, G. Desmeules, D. Lavallée, S. Leblanc, M. Parenteau, P. Rioux, M. Simard, L. St-Amant, for field and laboratory assistance; P. Archambault, A. Caron, F. Lesmerises, R. Lesmerises for help with the statistical analyses. This work was supported in part by funds from the Department of Fisheries and Oceans and

from the Institut des Sciences de la Mer (ISMER - Université du Québec à Rimouski, Québec, Canada) and Québec-Océan, as well as S. Roy's NSERC discovery grant.

CHAPITRE 3
CONCLUSION

Au cours de cette étude, nous avons effectué une campagne d'échantillonnage et des mesures en laboratoire afin de pouvoir dresser une nouvelle cartographie des kystes de résistance d'*Alexandrium tamarense* dans les sédiments de surface et tenté d'évaluer les différents facteurs contrôlant l'initiation et le développement des floraisons toxiques d'*A. tamarense* et la déposition de leurs kystes de résistance dans l'ESL. Dans ce troisième chapitre, nous ferons une synthèse des principaux résultats obtenus. Et, à la lumière des nouveaux points apportés, nous suggérerons quelques pistes de recherches additionnelles pouvant permettre d'approfondir la compréhension des floraisons toxiques. Pour terminer, nous conclurons sur les implications plus globales de cette étude sur la dynamique des floraisons toxiques.

La distribution spatiale des kystes de résistance d'*Alexandrium tamarense* a été réalisée dans l'ESL de La Malbaie jusqu'à Sainte-Anne-des-Monts. Nos résultats suggèrent que la distribution spatiale des kystes d'*A. tamarense* dans l'ESL est le résultat de l'association de plusieurs facteurs dont principalement la circulation estuarienne du Saint-Laurent et les régimes de vents favorisant la rétention ou l'advection des cellules vers l'une des deux côtes de l'estuaire et enfin le cycle de vie des cellules.

La première partie de l'étude avait pour objectif de vérifier si la distribution spatiale des kystes de résistance d'*Alexandrium tamarense* reflétait celle des cellules végétatives lors de la floraison de 2008. La présence de ce type de cellules benthiques à la surface des sédiments suppose une sédimentation de ces dernières à partir de la colonne d'eau. La sédimentation des kystes de résistance implique généralement un patron de distribution qui serait directement relié aux déplacements des floraisons dans la colonne d'eau lesquelles

sont fonction de l'hydrodynamisme des masses d'eau de surface (Cembella *et al.*, 1988, Anderson *et al.*, 2005c). Nos résultats révèlent qu'il n'existe vraisemblablement pas de couplage direct entre les cellules végétatives du bloom de 2008 et les kystes benthiques recueillis en juillet 2009. De fait, il semble exister une relation inverse entre les données de PSP et les distributions spatiales des kystes d'*A. tamarense*. Ces différences de distribution peuvent être reliées dans un premier temps au cycle de vie d'*A. tamarense* mais aussi à l'hydrodynamisme du Saint-Laurent. En effet, il est connu que la circulation des eaux de surface contrôle largement le déplacement des floraisons toxiques dans l'estuaire du Saint-Laurent (Cembella *et al.*, 1988; Fauchot *et al.*, 2008) . Nos résultats tendent à démontrer ce phénomène. L'évolution temporelle de la floraison de 2008 suit le modèle prédictif de Fauchot *et al.* (2008), selon lequel le déplacement des floraisons toxiques serait dominé par les cycles de rétention-advection des eaux de surfaces du panache de turbidité des Rivières M-O. En effet, ces cycles, influencés par les régimes de vents, contrôlent le transport des populations d'*A. tamarense* de la partie nord de l'estuaire où ils se développent habituellement vers la partie sud. Dans notre cas, un cycle d'advection expliquerait l'évolution spatiale de la floraison de 2008 et en partie la déposition des kystes benthiques le long de la côte sud.

Dans l'estuaire du Saint-Laurent les kystes de résistance sont essentiellement associés avec des sédiments dominée par des silts et des sables fins et il existe une relation positive entre les fractions composées de boue (silt et argile) et la présence de kystes (Anderson *et al.*, 1982 ; Cembella *et al.*, 1988; Hwang *et al.*, 2011 ; nos résultats). A l'opposé, les fractions composées de sables et de gravier semblent présenter une faible association avec les kystes benthiques. Cette distribution tend aussi à indiquer que la taille des particules sédimentaires a un comportement similaire dans l'accumulation des kystes de résistance d'*Alexandrium tamarense* mais ce rôle est probablement moins important que les processus hydrodynamiques des masses d'eau de surface.

Nous avons aussi comparé les distributions spatiales des concentrations de kystes de résistance provenant des sédiments de surface (0-5 cm) et des sédiments plus profonds (5-

10 cm). De manière générale, ces deux distributions sont quasi-identiques à l'exception de la région de Godbout. De plus, nos résultats révèlent aussi un gradient vertical décroissant de l'abondance des kystes en fonction de la profondeur. Ce même type de relation avait déjà été mis en évidence dans d'autres environnements à travers le monde, notamment dans le Golfe du Maine (Anderson *et al.,* 1982) et en Méditerranée (Garcés *et al.,* 2004 ; Genovesi *et al.,* 2009). Toutefois, certaines études ont suggéré que les kystes de résistance même situés en profondeur peuvent éventuellement participer aux floraisons (Anderson *et al.*, 1982, Anderson, 1998). En effet, ces cellules benthiques et leur répartition verticale sont sous l'influence des plusieurs facteurs environnementaux. La bioturbation causée par la faune benthique, et la remise en suspension des cellules par les phénomènes de courant de fond et de marée ainsi que des vagues peuvent permettre aux kystes de rester dans une zone oxique, favorisant la germination et donc d'être potentiellement prêts à participer aux floraisons. Toutefois, d'autres études seront nécessaires afin de pouvoir réellement déterminer les effets de ces différents facteurs environnementaux sur la participation ou non à de futurs blooms des kystes trouvés à des profondeurs supérieures à 5 cm.

La troisième hypothèse de travail examinait la similarité entre les distributions de kystes dans les sédiments de surface en 1988 et en 2009. Les résultats obtenus dans ce volet de l'étude ont permis de confirmer la pérennité du lit de kystes de la région de Betsiamites/ Baie-Comeau, d'identifier une augmentation des abondances de kystes dans la région de Saint-Ulric, de confirmer les forte densités de kystes entre Saint-Ulric et Sainte-Anne-des-Monts suggérant la présence d'un lit de kystes (permanent ou temporairement lié à la marée rouge de 2008) dans cette région de la côte sud de l'ESL (la région de Saint-Ulric). Cette répartition spatiale des kystes est en lien direct avec la première hypothèse de travail et souligne les effets cumulatifs des courants de surface de l'estuaire, les cycles de rétention-advection de eaux de surface du panache M-O, les vents et le cycle de vie d'*Alexandrium tamarense*.

Une corrélation négative entre l'abondance des kystes et le taux de toxicité des mollusques le long de la côte nord et sud de l'estuaire du Saint-Laurent (2008 et 2009) a été

observée. Cette relation suggère que des taux élevés de germination (donc des concentrations de kystes plus faibles dans les sédiments de surface) sont liés aux phénomènes d'IPM.

Anderson *et al.* (2005 a,b,c,) ont établi que de fortes abondances de kystes pouvaient initier de fortes floraisons quelques mois plus tard et ont proposé d'utiliser la cartographie des kystes de sédiment de surface comme méthode prédictive pour les blooms de la prochaine saison de croissance. Dans cette optique, nous avons voulu vérifier si ce lien pouvait être présent dans l'ESL. Nous avons donc vérifié si la répartition des kystes de surface recueillis en 2009, kystes produits suite à la floraison massive de 2008, pouvait refléter les taux de toxicité chez les mollusques retrouvés en 2009. Dans un premier temps, il est important de souligner que les taux maximaux de PSP retrouvés en 2008 étaient les plus élevés jamais enregistrés dans l'estuaire et figurent parmi les plus élevés dans le monde. Malheureusement, aucune donnée d'abondance de kystes n'était disponible pour la période précédant la floraison de 2008, donc l'hypothèse 3 n'a pas pu être vérifiée pour cette année particulière. Par contre, les résultats pour 2009 montrent une relation inverse entre les niveaux de PSP et les abondances de kystes viables qui diffère des tendances retrouvées par Anderson *et al.* (2005 a,b,c). La déposition de kystes suivant l'importante floraison d'aout 2008 s'étant vraisemblablement produite dans le secteur sud-est de l'estuaire, la germination de ceux-ci (si elle s'est produite) n'a probablement pas fourni des cellules pour l'estuaire, à cause de l'entrainement vers le golfe lié à la circulation. Si tel est le cas, les abondances de kystes n'ont pas de lien direct avec les cellules végétatives (PSP ici). Il est donc important de considérer non seulement les abondances de kystes mais également la localisation des zones de dépositions de kystes.

Les deux dernières hypothèses étaient en lien avec les valeurs de viabilité pour les kystes des sédiments de surface (0-5 cm) et de profondeur (5-10 cm) déterminées par analyse en microscopie et montrent des valeurs moyennes respectives de 28% et 6%. Ces résultats permettent de mettre en évidence un gradient vertical décroissant de la viabilité des kystes d'*Alexandrium tamarense* avec la profondeur. De manière générale, de

nombreux facteurs tels que les faibles températures, le manque de lumière, la présence des bactéries et de virus, l'âge du kyste, peuvent expliquer les faibles mesures de viabilité enregistrées. Il est toutefois à noter que les kystes de résistance peuvent survivre pendant plusieurs années en présence de conditions favorables (absence d'oxygène, absence de lumière, faible température,...). La faible viabilité des kystes de surface ne peut être expliquée directement par nos résultats, mais elle reflète les données des taux de germination en continu (20%) précédemment obtenus dans l'ESL (Castell Perez *et al.*, 1998). De plus, il semble exister un couplage direct entre les kystes benthiques de surface et ceux de profondeur. Cette répartition quasi identique indique que les zones de déposition de kystes ont peu changées au cours du temps à l'exception de quelques régions spécifiques telles que la région de Saint-Ulric et qu'il peut exister une homogénéisation verticale par l'intermédiaire des phénomènes de bioturbation des particules et par ce fait même des kystes. Enfin, une relation négative entre les abondances de kystes de résistance dans les sédiments de surface et la viabilité a aussi été observée. Bien que difficile à expliquer ce résultat suggère que les sites avec de forts taux de germination (diminuant les abondances de kystes dans les sédiments) soient associés à de fortes viabilités de kystes. Toutefois, d'autres hypothèses pourraient aussi expliquer ce type de relation. Premièrement, les kystes récents (notamment ceux produits par la floraison de 2008), considérés comme fortement viables, auraient été déposés dans des zones atypiques telles que dans la région de Saint-Ulric où la déposition y est peu fréquente (peu d'accumulation progressive de kystes). Deuxièmement, les faibles valeurs de viabilité obtenues dans cette étude, pourraient être expliquées par la production de kystes de résistance moins viables causée par un épuisement plus marqué des éléments nutritifs de la colonne d'eau lors de ces fortes floraisons. Enfin, les faibles viabilités pourraient aussi être expliquées par le fait que les kystes contenus dans les sédiments de surface et de profondeur ne sont pas nécessairement tous contemporains les uns avec les autres. En effet, certains kystes de résistance perdent leur viabilité après une période déterminée, ces derniers pourraient donc contribuer à diminuer de façon artificielle les taux de viabilité calculés dans l'étude.

Depuis de nombreuses années déjà un effort considérable a été déployé dans le but de mieux comprendre la dynamique des floraisons d'algues toxiques tels qu'*Alexandrium tamarense* et ainsi pouvoir prédire l'imminence d'un tel phénomène. Avec l'intensification de l'industrie de l'aquaculture et l'urbanisation côtière grandissante, les phénomènes de floraisons toxiques posent de plus en plus de problèmes (pertes financières, pertes animales, maladies, voir décès, etc). A un niveau plus général, cette étude a permis de réaliser un portrait général de la répartition spatiale des kystes dans les sédiments de surface et de profondeur et contribue à améliorer notre compréhension de la physiologie et de l'écologie des espèces de dinoflagellés toxiques et tout particulièrement d'*A. tamarense*. De plus, cette étude appuie la dynamique de contrôle des floraisons d'*A. tamarense* présentée par Fauchot *et al.* (2008) et tout particulièrement l'interaction entre la dynamique de germination des kystes et les panaches d'eau douce, contribuant ainsi à comprendre la distribution des floraisons dans l'estuaire. Mais cette étude a aussi soulevé certaines interrogations quant à l'origine des kystes d'*A. tamarense* dans l'ESL par exemple. L'utilisation d'outils génétiques pourrait permettre d'identifier dans un prochain avenir la ou les souches majeures de ce dinoflagellé et de voir si les caractéristiques liées à leurs kystes (taux d'enkystement et de germination par exemple) sont similaires. L'estuaire étant un milieu unique et très dynamique, il serait intéressant de pouvoir réaliser des suivis réguliers des lits de kystes identifiés dans cette étude afin de pouvoir approfondir nos connaissances du dinoflagellé *A. tamarense* et de ses lits de kystes.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Anderson, D.M. et D. Wall, 1978. Potential importance of benthic cysts of *Gonyaulax tamarensis* and *G. excavata* in initiating toxic dinoflagellate blooms. J. Phycol. 14(2): 224-234.

Anderson, D.M. et M.M. Morel, 1979. The seeding of two red tide blooms by the germination of benthic *Gonyaulax tamarensis* hypnocysts. Estuar. Coast. Mar. Sci. 8: 279-293.

Anderson, D.M., 1980. Effects of temperature conditioning on development and germination of *Gonyaulax tamarensis* (Dinophyceae) hypnozygotes. J. Phycol. 16: 166-172.

Anderson, D.M., D.G. Aubrey, M.A. Tyler et D.W. Coats, 1982. Vertical and horizontal distributions of dinoflagellate cysts in sediments, Limnol. Oceanogr. 27(4): 757-765.

Anderson, D.M., S.W. Chisholm et C.J. Watras, 1983. Importance of life cycle events in the population dynamics of *Gonyaulax tamarensis*. Mar. Biol. 76: 179-183.

Anderson, D.M. et B.A. Keafer, 1985. Dinoflagellate cyst dymanics in coastal and estuarine waters. Dans: Toxic Dinoflagellates, (eds. D.M. Anderson, A.W. White et D.G. Baden). Proc. 3rd Int. Conf., Elsevier, New York, pp. 219-224.

Anderson, D.M., C.D. Taylor et E.V. Armbrust, 1987. The effect of darkness and anaerobiosis on dinoflagellate cyst germination. Limnol. Oceanogr. 32(2): 340-351.

Anderson, D.M., 1989. Toxic algal blooms and red tides: a global perspective. Dans: Red Tides: Biology, Environmental Science and Toxicology (eds. T. Okaichi, D. M. Anderson et T. Nemoto), Elsevier, New York, pp. 11-16.

Anderson, D.M., D.M. Kulis, G.J. Doucette, J.C. Gallager et E. Balech, 1994. Biogeography of toxic dinoflagellates in the genus *Alexandrium* from the northeastern United States and Canada. Mar. Biol. 120: 467-478.

Anderson, D.M., 1995. Identification of harmful algal species using molecular probes: an emerging perspective. Dans : Harmful Marine Algal Blooms, (eds. P. Lassus, G. Arzul, E. Erard, P. Gentien et C. Marcaillou), Technique et Documentation - Lavoisier, Intercept Ltd., pp. 3-13.

Anderson, D.M., Y. Fukuyo et K. Matsuoka, 1995. Cyst methodologies. Dans: Manual on Harmful Marine Microalgae, (eds. G.M. Hallegraeff, D.M. Anderson et A.D. Cembella), IOC Manuals and Guides No. 33. UNESCO Press, pp. 229-245.

Anderson, D.M., 1997. Bloom dynamics of toxic *Alexandrium* species in the northeastern U.S. Limnol. Oceanogr. 42(5 Part 2): 1009-1022.

Anderson, D.M., 1998. Physiology and bloom dynamics of toxic *Alexandrium* species, with emphasis on the cycle transitions. Dans: Physiological Ecology of Harmful Algal Blooms (eds. D.M. Anderson, A.D. Cembella et G.M. Hallegraeff), NATO ASI Series, Vol. G41, Springer-Verlag, New York, pp. 29-48.

Anderson, D.M., 2001. Phytoplankton blooms. Dans: Encyclopedia of Ocean Sciences. (eds. Steele, J. S. Thorpe, et K. Turekia), Academic Press, London, pp. 2179-2192.

Anderson, D.M., P.M. Glibert, et J.M. Burkholder, 2002. Harmful algal blooms and eutrophication: Nutrient sources, composition, and consequences. Estuaries 25(4b): 704-726.

Anderson, D.M., B.A. Keafer, W.R. Geyer, R.P. Signell et T.C. Loder, 2005a. Toxic *Alexandrium* blooms in the western Gulf of Maine: The "plume advection hypothesis" revisited. Limnol. Oceanogr. 50: 328-345.

Anderson, D.M., B.A. Keafer, D.J. McGillicuddy, M.J. Mickelson, K.E. Keay, P.S. Libby, J.P. Manning, C.A. Mayo, D.K. Whittaker, J.M. Hickey, R. He, D.R. Lynch et K.W. Smith, 2005b. Initial observation of the 2005 *Alexandrium fundyense* bloom in southern New England: General pattern and mechanisms. Deep-Sea Res. II 52: 2856-2876.

Anderson, D.M., C.A. Stock, B.A. Keafer, A.B. Nelson, D.J. McGillicuddy, M. Keller, B. Thompson, P.A. Matrai et J. Martin, 2005c. *Alexandrium fundyense* cysts dynamics in the Gulf of Maine. Deep-Sea Res. II 52: 2522-2542.

Anderson, D.M., 2007. The ecology and oceanography of harmful algal blooms: multidisciplinary approaches to research and management. Anton Bruun Memorial Lecture, Intergovernmental Oceanographic Commission, series 74 UNESCO, Paris, 31 p.

Anderson, D.M., B.A. Keafer, K. Norton, D.J McGillicuddy, R. He, C.H. Pitskain, D. Couture et J.L. Martin, 2008. Toxic blooms of *Alexandrium fundyense* in the Gulf of Maine: the role of cysts in population dynamics and long-term pattern of shellfish toxicity. Dans: Abstract of the 13th International Conference on Harmful Algae, November 3-7, 2008, Hong Kong, p. 4.

Anderson, D.M., 2009. Approaches to monitoring, control, and management of harmful algal blooms (HABs). Ocean & Coastal Management J. 52: 342-347.

Anderson, D.M., B. Reguera, G.C. Pitcher, et H.O. Enevoldsen. 2010. The IOC International Harmful Algal Bloom Program: History and science impacts. Oceanography 23(3): 72-85.

Anderson, D.M., T.J. Alpermann, A.D. Cembella, Y. Collos, E. Masseret et M. Montresor, 2011. The globally distributed genus *Alexandrium*: Multifaceted roles in marine ecosystems and impacts on human health, Harmful Algae: Sous presse.

Anglès, S., A. Jordi, E. Garcés, G. Basterrexea et A. Palanques, 2010. *Alexandrium minutum* resting cyst distribution dynamics in a confined site. Deep-Sea Res. II 57: 210-221.

Binet, M.T. et J.L. Stauber, 2006. Rapid flow cytometric method for the assessment of toxic dinoflagellate cyst viability. Mar. Env. Res. 62: 247-260.

Blasco, D., M. Levasseur, R. Gélinas, R. Larocque, A.D. Cembella, B. Huppertz et E. Bonneau, 1998. Monitorage du phytoplancton toxique et des toxines de type IPM dans les mollusques du Saint-Laurent: 1989 à 1994. Rapp. Stat. Can. Hydrogr. Sci. Océan. 151: x -117 p.

Blasco, D., M. Levasseur, E. Bonneau, R. Gélinas et T.T. Packard, 2003. Pattern of paralytic shellfish in the St. Lawrence region in relationship with the abundance and distribution of *Alexandrium tamarense*. Sci. Mar. 67(3): 261-278.

Blott, S.J. et K. Pye, 2001. GRADISTAT: a grain size distribution and statistics package for the analysis of unconsolidated sediments. Earth Surf. Proc. Landforms 26(11): 1237-1248.

Bloch, C.J. et G.M. Hallegraeff, 1900. Dinoflagellate cysts in recent marine sediments from Tasmania, Australia. Bot. Mar. 33: 173-192.

Bravo, I., E. Garcés, J. Diogène, S. Fraga, N. Sampedro et R.I Figueroa, 2006. Resting cysts of the toxigenic dinoflagellate genus *Alexandrium* in recent sediments from the Western Mediterranean coast, including the first description of cysts of *A. kutnerae* and *A. peruvianum*. Eur. J. Phycol. 41(3): 293-302.

Brosnahan, M.L., D.M. Kulis, A.R. Solow, D.L. Erdner, L. Percy, J. Lewis et D.M. Anderson, 2010. Outbreeding lethality between toxic Group I and nontoxic Group III *Alexandrium tamarense* spp. isolates: Predominance of heterotypic encystment and implications for mating interactions and biogeography. Deep-Sea Res. II 57: 175-189.

Brussaard, C.P.D., D. Marie, R. Thyrhaug et G. Bratbak, 2001. Flow cytometric analysis of phytoplankton viability following viral infection, Aquat. Microb. Ecol. 26: 157-166.

Castell Perez, C., S. Roy, M. Levasseur et D.M. Anderson, 1998. Control of germination of *Alexandrium tamarense* (Dinophyceae) cysts from the lower St. Lawrence estuary (Canada). J. Phycol. 34: 242-249.

Cembella, A.D., J. Turgeon, J.-C. Therriault et P. Béland, 1988. Spatial distribution of *Protogonyaulax tamarensis* resting cysts in nearshore sediments along the north coast of the lower St. Lawrence estuary. J. Shellfish Res. 7(4): 597-609.

Cembella, A.D. et J-C. Therriault, 1989. Population dynamics and toxin composition of *Protogonyaulax tamarensis* from the St. Lawrence Estuary. Dans: Red Tides: Biology, Environmental Science and Toxicology (eds. T. Okaichi, D.M. Anderson et T. Nemoto), Elsevier, New York, pp. 81-84.

Cox, A.M., D.H. Shull et R.A. Horner, 2008. Profiles of *Alexandrium catenella* cysts in Puget Sound sediments and the relationship to paralytic shellfish poisoning events. Harmful Algae 7: 379-388.

Crémer, M., 1979. Influence de l'histoire géologique du Saint-Laurent sur ses aspects morphosédimentaires actuels. Bulletin de l'Institut de géologie du Bassin d'Aquitaine. 26: 5-41.

Dale, B., 1979. Collection, preparation and identification of dinoflagellates resting cysts. Dans: Toxic Dinoflagellate Blooms (eds. D.L. Taylor et H.H. Seliger), Proc. Sec. Int. Conf. on Toxic Dinoflagellate Blooms, New York, Elsevier, pp. 443-452.

Doblin, M.A., S.I. Blackburn et G.M. Hallegraeff, 1999. Growth and biomass stimulation of the toxic dinoflagellate *Gymnodium catenatum* (Graham) by dissolved organic substances. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 236: 33-47.

Doucette, G.J., A.D. Cembella et G.L. Boyer, 1989. Cyst formation in the red tide dinoflagellate *Alexandrium tamarense* (Dinophyceae): Effects of the iron stress. J. Phycol. 25: 721-731.

El-Sabh, M.I., 1979. The Lower St. Lawrence Estuary as a physical oceanographic system. Naturaliste Can. 106: 55-73.

Estrada, M., J. Solé, S. Anglès et E. Garcés, 2010. The role of resting cysts in *Alexandrium minutum* population dynamics. Deep-Sea Res. 57: 308-321.

Erdner, D.L., L. Percy, B. Keafer, J. Lewis et D.M. Anderson, 2010. A quantitative real-time PCR assay for the identification and enumeration of *Alexandrium* cysts in marine sediments. Deep-Sea Res. II. 57(3-4): 279-287.

Fauchot, J., M. Levasseur et S. Roy, 2005. Daytime and nighttime vertical migrations of *Alexandrium tamarense* in the St. Lawrence estuary (Canada). Mar. Ecol. Prog. Ser. 296: 241-250.

Fauchot, J., F.J. Saucier, M. Levasseur, S. Roy et B. Zakardjian, 2008. Wind-driven river plume dynamics and toxic *Alexandrium tamarense* blooms in the St. Lawrence estuary (Canada): A modelling study. Harmful Algae 7: 214-227.

Figueroa, R.I., I. Bravo et E. Garcés, 2005. Effects of nutritional factors and different parental crosses on the encystment and excystment of *Alexandrium catenella* (Dinophyceae) in culture. Phycologia 44(6): 658-670.

Folk, R.L. et W.C. Ward, 1957. Brazos river bar: a study of significance of grain size parameters. J. Sediment. Petrol. 27: 3-26.

Gagnon, R., M. Levasseur, A.M. Weise, J. Fauchot, P.G.G Campbell, B. Vigneault, B. Weissenboeck, A. Merzouk et M. Gosselin, 2005. Growth stimulation of *Alexandrium tamarense* (Dinophyceae) by humic substances from the Manicouagan river (Eastern Canada). J. Phycol. 41: 489-497.

Garcés, E., M. Delgado, M. Masó et J. Camp, 1999. In situ growth rate and distribution of the ichthyotoxic dinoflagellates *Gyrodinium corsium* Paulmier in an estuarine embayment (Alfacs Bay, NW Mediterranean Sea). J. Plankton Res. 21: 1977-1991.

Garcés, E., I. Bravo, M. Vila, R.I. Figueroa, M. Masó et N. Sampedro, 2004. Relationship between vegetative cells and cyst production during *Alexandrium minutum* bloom in Arenys de Mar Harbour (NW Mediterranean). J. Plankton Res. 26(6): 637-645.

Genovesi, B., M. Laabir, E. Masseret, Y. Collos, A. Vaquer et D. Grzebyk, 2009. Dormancy and germination features in resting cysts of *Alexandrium tamarense* species complex (Dinophyceae) can facilitate bloom formation in a shallow lagoon (Thau, southern France). J. Plankton Res. 31(10): 1209-1224.

Glibert, P.M., J. Harrison, C. Heil, et S. Seitzinger. 2006. Escalating worldwide use of urea – a global change contributing to coastal eutrophication. Biogeochemistry 77: 441-463.

Godhe, A., F. Noren, M. Kuylenstiersna, C. Ekberg et B. Karlson, 2001. Relationship between planktonic dinoflagellate abundance, cysts recovered in sediments traps and environmental factors in the Gullmar Fjord, Sweden. J. Plankton Res. 23: 923-938.

Granéli, E. et M.O. Moreira, 1990. Effects of river water of different origin on the growth of marine dinoflagellates and diatoms in laboratory cultures. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 136: 89-106.

Gregg, M.D. et G.M. Hallegraeff, 2007. Efficacy of three commercially available ballast water biocides against vegetative microalgae, dinoflagellate cysts and bacteria. Harmful Algae 6: 567-584.

Hallegraeff, G.M., 1993. A review of harmful algal blooms and their apparent global increase. Phycologia 32: 79-99.

Hallegraeff, G.M., 1998. Transport of toxic dinoflagellates via ships' ballast water: bioeconomic risk assessment and efficacy of possible ballast water management strategies. Mar. Ecol. Prog. Ser. 168: 297-309.

Head, M.J., 1996. Modern dinoflagellate cysts and their biological affinities. Dans: Palynology: Principles and Applications (eds. J. Jansonius et D. C. McGregor), Vol. 3. American Association of Stratigraphic Palynologists Foundation, Dallas, pp. 1197-1248.

He, R.Y., D.J. McGillicuddy Jr., B.A. Keafer et D.M. Anderson, 2008. Historic 2005 toxic bloom of *Alexandrium fundyense* in the western Gulf of Maine: 2. Coupled biophysical numerical modeling. J. Geophys. Res.-Oceans 113: 125-137.

Hwang, C-H., K-Y. Kim, Y. Lee et C-H. Kim, 2011. Spatial distribution of dinoflagellate resting cysts in Yellow Sea surface sediments. Algae 26(1): 41-50.

Ichimi, K., M. Yamasaki, Y. Okumura et T. Suzuki, 2001. The growth and cyst formation of a toxic dinoflagellate, *Alexandrium tamarense*, at low water temperatures in northeastern Japan. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 261: 17-29.

Joyce, L.B., G.C. Pitcher, A. du Randt et P.M.S. Monteiro, 2005. Dinoflagellate cysts from surface sediments of Saldanha Bay, South Africa: an indication of the potential risk of harmful algal blooms. Harmful Algae 4: 309-318.

Keafer, B.A., J. Churchill, D.J. McGillicuddy Jr et D.M. Anderson, 2005. Bloom development and transport of toxic *Alexandrium fundyense* populations within a coastal plume in the Gulf of Maine. Deep-Sea Res. II 52: 2674-2697.

Kim, Y.O., M-H. Park et M-S. Han, 2002. Role of cyst germination in the bloom initiation of *Alexandrium tamarense* (Dinophyceae) in Massan Bay, Korea. Aquat. Microb. Ecol. 29: 279-286.

Koutitonsky, V.G., R.E. Wilson et M.I. El-Sabh, 1990. On the seasonal response of the lower St. Lawrence: A review with emphasis on the synoptic variability of the motion. Dans: The Gulf of St. Lawrence: Small Ocean or Big Estuary ? (ed. J.-C. Therriault), Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 113: 57-90.

Kremp, A. et D.M. Anderson, 2000.Factors regulating germination of resting cysts of the spring bloom dinoflagellate *Scrippsiella hangoei* from the northern Baltic Sea. J. Plankton. Res. 22(7): 1311-1327.

Larocque, R. et A.D. Cembella, 1990. Ecological parameters associated with the seasonal occurrence of *Alexandrium* spp. and consequent shellfish toxicity in the lower St. Lawrence estuary (eastern Canada). Dans: Toxic Marine Phytoplankton (eds. E. Graneli, D.M. Anderson et L. Edler), Elsevier Science Publishing, New-York, pp. 368-373.

Levasseur, M., L. Bérard-Therriault, E. Bonneau, et S. Roy, 1998. Distribution of the toxic dinoflagellate *Alexandrium ostenfeldii* in the gulf of St. Lawrence, Canada. Dans: Harmful algae. (eds. B. Reguera, J. Blanco, M.L Fernandez et T. Wyatt) Xunta de Galicia and Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, 1998, Vigo, pp. 54-57.

Lilly, E.L., D.M. Kulis, P. Gentien, et D.M. Anderson, 2002. Paralytic shellfish poisoning toxins in France linked to a human-introduced strain of *Alexandrium catenella* from the western Pacific: evidence from DNA and toxin analysis. J. Plankton. Res. 24(5): 443-452.

Lundholm, N., S. Ribeiro, T.J. Andersen, T. Koch, A. Godhe, F.Ekelund et M. Ellegaard, 2011. Buried alive — germination of up to a century-old marine protest stages. Phycologia. 50(6): 629-640.

Measures, L. et S. Lair, 2009. Multispecies mortalities associated with saxitoxin intoxication due to a toxic algal bloom of *Alexandrium tamarense*. Newsletter of the Wildlife Disease Association, Jan. 2009, pp. 4-5.

Molecular Probes, 2001. SYTOX® green nucleic acid stain (S-7020). Product Information. www.probes.com. Page consultée le 8 mars 2010.

Ní Rathaille, A. et R. Raine, 2011. Seasonality in the excystement of *Alexandrium minutum* and *Alexandrium tamarense* in Irish coastal waters. Harmful Algae 10(6): 629-635.

Pfiester, L.A. et D.M. Anderson, 1987. Dinoflagellate reproduction. Dans: The Biology of Dinoflagellates (ed. F.J.R. Taylor), Blackwell Scientific Publication, Ltd, London, pp. 611-648.

Piot, A., A. Rochon, G. Stora et G. Desrosiers, 2008. Experimental study on the influence of bioturbation performed by *Nephtys caeca* (Fabricus) and *Nereis virens* (Sars) annelidae on the distribution of dinoflagellates cysts in the sediment. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 359: 92-101.

Prakash, A., J.C. Medcof et A.D. Tennant, 1971. Paralytic shellfish poisoning in eastern Canada. Bull. Fish. Res. Bd. Can. 177: 1-87.

Shimada, H., M. Sawada, T. Kuribayashi, A Nakata, A. Miyazono et H. Asami, 2010. Spatial distribution of the toxic dinoflagellates *Alexandrium tamarense* in summer in the Okhotsk Sea off Hokkaido, Japan. Plankton Benthos Res. 5(1): 1-10.

Sommer, H. et K.F. Meyer, 1937. Paralytic shellfish poisoning. Arch. Path. 24(5): 560-598.

Ståhl-Delbanco, A. et L-A. Hansson, 2002. Effects of bioturbation on recruitment of algal cells from the ''seed bank'' of lake sediments. Limnol. Oceanogr. 47(6): 1836-1843.

Steindinger, K.A., 2010. Research on the life cycles of harmful algae: A commentary. Deep-Sea Res. II 57: 162-165.

Stock, C.A., D.J. McGillicuddy, A.R. Solow et D.M. Anderson, 2005. Evaluating hypotheses for the initiation and development of *Alexandrium fundyense* blooms in the western Gulf of Maine using a coupled physical–biological model. Deep-Sea Res. II 52: 2715-2744.

Taylor, F.J.R., M. Hoppenrath et J.F. Saldarriaga, 2008. Dinoflagellate diversity and distribution. Biodivers. Conserv. 17(2): 407-418.

Therriault, J-C., J. Painchaud et M. Levasseur, 1985. Factors controlling the occurrence of *Protogonyaulax tamarensis* and shellfish toxicity in the St. Lawrence Estuary: freshwater runoff and the stability of the water column. Dans: Toxic Dinoflagellates (eds. D.M. Anderson, A.W. White et D.G. Baden), Elsevier Science Publishing Co., New-York, pp. 141-146.

Therriault, J-C. et M. Levasseur, 1986. Freshwater runoff control of the spatio-temporal distribution of phytoplankton in the Lower St. Lawrence Estuary. Dans: The Role of Freshwater Outflow in Coastal Marine Ecosystems (ed. S. Skreslet), Springer-Verlag, Berlin, pp. 251-260.

Turgeon, J., 1989. Distribution spatial des kystes d'*Alexandrium* spp. (Braarud) Balech & Tangen dans les sédiments de l'estuaire maritime du Saint-Laurent, le long de la côte de Gaspé ainsi que dans le havre et la baie de Gaspé. Mémoire de maîtrise en océanographie, Rimouski, 115 p.

Turgeon, J., A.D. Cembella, J-C. Therriault et P. Béland, 1990. Spatial distribution of resting cysts of *Alexandrium* spp. in sediments of the lower St. Lawrence estuary and the Gaspé coast (eastern Canada). Dans: Toxic Marine Phytoplankton, (eds. E. Graneli, B. Sundström, L. Edler et D.M. Anderson), Elsevier Science Publishing Co., New York Inc., pp. 238-243.

Turpin, D.H., P.E.R. Dobell et F.J.R. Taylor, 1978. Sexuality and cyst formation in Pacific strains of the toxic dinoflagellates *Gonyaulax tamarensis*. J. Phycol. 14: 235-238.

Veldhuis, M.J.W., T.L. Cucci et M.E. Sieracki, 1997. Cellular DNA content of marine phytoplankton using two new Fluorochromes: taxonomic and ecological implications. J. Phycol. 33: 527-541.

Vershinin, A., S. Morton, T. Leighfield, S. Pankov, L. Smith, M. Quilliam et J. Ramsdell, 2006. *Alexandrium* in the Black Sea- identity, ecology and PSP toxicity. Afr. J. Mar. Sci. 28(2): 209-213.

Weise, A.M., M. Levasseur, F.J. Saucier, S. Senneville, E. Bonneau, S. Roy, G. Sauvé, S. Michaud et J. Fauchot, 2002. The link between precipitation, river runoff, and blooms of the toxic dinoflagellate *Alexandrium tamarense* in the St. Lawrence. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 59: 464-473.

Wentworth, C.K., 1922. A scale of grade and class terms for clastic sediments. J. Geol. 30: 377-392.

Yamaguchi, M., S. Itakura, K. Nagasaki et Y. Kotani, 2002. Distribution and abundance of resting cysts of the toxic *Alexandrium* spp. (Dinophyceae) in sediments of the western Seto Inland Sea, Japan. Fish. Sci. 68: 1012-1019.

ANNEXES

Annexe 1- Localisation des stations échantillonnées en juillet 2009 dans l'estuaire du Saint-Laurent et le fjord du Saguenay.

Annexe 1. Localisation des stations de l'estuaire du Saint-Laurent et du fjord du Saguenay en coordonnées UTM 19 Nord en 2009 ainsi que leur profondeur et abondance de kystes benthiques d'*Alexandrium tamarense*.

Station	Date	Latitude (°N)	Longitude (°O)	Profondeur (m)	Abondance (kystes·cm^{-3})
10-A	2009-07-06	-70,11063556	47,63906056	104	0
10-B	2009-07-06	-70,07192167	47,61796667	104	5
10-C	2009-07-06	-70,03063500	47,59300917	104	35
10-D	2009-07-06	-69,99479667	47,57063667	104	10
10-E	2009-07-06	-69,95897833	47,55052000	104	5
11-A	2009-07-07	-69,23866000	48,48532783	14	145
11-B	2009-07-07	-69,21273170	48,45894670	81	15
11-C	2009-07-07	-69,11211700	48,36420170	207	40
11-D	2009-07-07	-69,08173670	48,33527830	110	40
11-E	2009-07-07	-69,04654500	48,30190000	19	10
11-F	2009-07-07	-69,02001830	48,27559670	10	0
12-2A	2009-07-07	-69,09226670	48,56925000	45	80
12-A	2009-07-07	-69,09177670	48,56930000	87	90
12-B	2009-07-07	-69,06581170	48,53661830	44	85
12-C	2009-07-07	-68,96636670	48,45208670	227	30
12-D	2009-07-07	-68,93616500	48,42229330	53	0
12-E	2009-07-07	-68,87242330	48,36116670	22	55
13-A	2009-07-07	-68,99152170	48,71535500	26	0
13-B	2009-07-07	-68,97557083	48,69782670	70	40

13-C	2009-07-07	-68,93540670	48,65790170	116	85
13-E	2009-07-07	-68,78069830	48,51685500	62	50
13-F	2009-07-07	-68,75703000	48,48486500	34	0
14-A	2009-07-09	-68,83216830	48,80341000	77	90
14-B	2009-07-09	-68,80236670	48,77074170	121	60
14-C	2009-07-09	-68,76854000	48,74208500	153	100
14-E	2009-07-09	-68,62206670	48,59555170	137	150
14-F	2009-07-09	-68,59512670	48,56670500	50	20
14-G	2009-07-09	-68,56895670	48,53894830	28	90
14-H	2009-07-09	-68,53508000	48,50220000	14	105
15-2A	2009-07-09	-68,66763330	48,88221000	75	10
15-A	2009-07-09	-68,67438330	48,88213670	70	290
15-B	2009-07-09	-68,64183170	48,85532830	147	150
15-C	2009-07-09	-68,61264500	48,82381500	317	75
15-F	2009-07-09	-68,43403330	48,64643000	150	15
15-G	2009-07-09	-68,39333000	48,60795830	27	15
15-H	2009-07-09	-68,37320830	48,64050000	17	420
16-2A	2009-07-09	-68,53851000	48,99369000	13	90
16-A	2009-07-09	-68,53888000	48,99322670	27	400
16-B	2009-07-09	-68,50988170	48,96565000	136	100
16-C	2009-07-09	-68,48346330	48,93626170	170	120
16-D	2009-07-09	-68,46467170	48,90576700	231	30
16-E	2009-07-09	-68,28375500	48,72876670	248	495
16-F	2009-07-09	-68,24956670	48,70631830	149	333

16-G	2009-07-09	-68,22025330	48,67517670	51	55
17-B	2009-07-09	-68,31741330	49,02033000	39	350
17-C	2009-07-09	-68,29621500	48,99831330	112	480
17-D	2009-07-09	-68,27535500	48,97444170	152	425
17-E	2009-07-09	-68,08418500	48,78295000	214	340
17-F	2009-07-09	-68,05834670	48,75381500	99	485
17-G	2009-07-09	-68,02550500	48,72219170	37	190
17-H	2009-07-09	-68,00630670	48,69759500	18	315
18-2A	2009-07-10	-68,13668670	49,08085170	57	340
18-2B	2009-07-10	-68,06944000	49,12780000	82	140
18-2C	2009-07-10	-68,09783000	49,03565170	71	300
18-A	2009-07-10	-68,13688170	49,08094500	53	222
18-B	2009-07-10	-68,12037670	49,05928670	79	5
18-C	2009-07-10	-68,09742330	49,03575670	123	110
18-D	2009-07-10	-68,06973000	49,00964670	279	450
18-E	2009-07-09	-67,92072000	48,85727670	297	440
18-F	2009-07-09	-67,88755330	48,83252500	206	220
18-G	2009-07-09	-67,85728330	48,79847000	67	220
18-H	2009-07-09	-67,83080500	48,76941700	29	90
19-2A	2009-07-11	-68,06873000	49,24800000	19	140
19-2B	2009-07-11	-67,55417000	48,89040000	96	285
19-A	2009-07-10	-68,06818670	49,24836830	104	450
19-B	2009-07-10	-68,04672170	49,22314500	101	415
19-E	2009-07-10	-67,96746830	49,15467330	151	355

19-F	2009-07-10	-67,95371000	49,13072330	162	155
19-G	2009-07-10	-67,93069500	49,10866830	188	260
19-H	2009-07-10	-67,71165000	48,89159000	255	340
19-I	2009-07-10	-67,69074330	48,87081170	156	430
19-J	2009-07-10	-67,66352330	48,84400500	63	1210
19-K	2009-07-10	-67,64447500	48,82574330	29	730
1-A	2009-07-04	-69,33216830	48,35665830	280	110
1-B	2009-07-04	-69,29092170	48,33151670	285	45
1-C	2009-07-04	-69,25261500	48,30866000	260	75
1-D	2009-07-04	-69,21386170	48,28588170	210	40
1-E	2009-07-04	-69,17076170	48,26173000	35	30
1-F	2009-07-04	-69,14010170	48,24317170	25	45
1-G	2009-07-04	-69,10717830	48,22552830	10	15
20-A	2009-07-10	-67,82498830	49,25485500	139	15
20-B	2009-07-10	-67,80599830	49,23537670	136	100
20-C	2009-07-10	-67,78594330	49,22044000	179	510
20-D	2009-07-10	-67,77356830	49,20352330	200	0
20-E	2009-07-11	-67,51908830	48,94867830	253	90
20-F	2009-07-11	-67,49794330	48,92722670	186	120
20-G	2009-07-11	-67,47491330	48,90309500	174	405
20-H	2009-07-11	-67,45567170	48,88452500	24	205
21-B	2009-07-10	-67,60896830	49,27457670	140	220
21-C	2009-07-10	-67,58829830	49,25252670	198	185
21-D	2009-07-10	-67,55971170	49,22871830	260	285

21-E	2009-07-11	-67,33006330	48,99313500	239	355
21-F	2009-07-11	-67,30488000	48,96942330	154	510
21-G	2009-07-11	-67,24383330	48,95893300	80	420
21-H	2009-07-11	-67,26998000	48,93422170	41	150
22-A	2009-07-10	-67,40408343	49,31259830	138	70
22-B	2009-07-10	-67,37863170	49,28450500	267	60
22-C	2009-07-10	-67,35458170	49,26414670	329	85
22-D	2009-07-11	-67,12319830	49,02371000	174	535
22-E	2009-07-11	-67,09537170	49,00173500	136	335
22-F	2009-07-11	-67,07480000	48,98107670	51	185
23-A	2009-07-10	-67,30361330	49,37354000	24	60
23-B	2009-07-10	-67,27518830	49,35594670	123	20
23-C	2009-07-10	-67,24763830	49,33465670	169	110
23-D	2009-07-11	-66,99809330	49,06192830	221	445
23-E	2009-07-11	-66,97989670	49,03951000	159	525
23-F	2009-07-11	-66,96953830	49,02036000	49	315
24-D	2009-07-11	-66,86904500	49,10843330	233	230
24-E	2009-07-11	-66,85896000	49,08330830	165	505
24-F	2009-07-11	-66,85091500	49,06329830	47	90
25-F	2009-07-11	-66,67834330	49,11471670	32	285
26-D	2009-07-11	-66,51291830	49,19326000	210	315
26-E	2009-07-11	-66,50748170	49,16607000	109	485
26-F	2009-07-11	-66,50263670	49,14153000	33	330
2-A	2009-07-04	-69,42871330	48,27218670	315	120

2-B	2009-07-04	-69,39450330	48,25186830	330	15
2-C	2009-07-04	-69,35929830	48,23073670	315	70
2-D	2009-07-04	-69,32123670	48,20830170	60	0
2-E	2009-07-04	-69,27694330	48,18227170	35	0
2-F	2009-07-07	-69,24299330	48,16219830	11	65
3-A	2009-07-05	-69,57132330	48,19467830	172	105
3-B	2009-07-05	-69,53055330	48,16991500	179	200
3-C	2009-07-05	-69,49245000	48,14777000	56	50
3-D	2009-07-05	-69,42724830	48,10833750	60	0
3-E	2009-07-05	-69,41390670	48,10032170	87	0
3-F	2009-07-07	-69,37973830	48,08274170	13	0
4-2B	2009-07-05	-69,70518170	48,11568000	65	280
4-E	2009-07-06	-69,54082170	48,03128170	34	0
4-F	2009-07-05	-69,51114500	48,01195000	52	0
4-G	2009-07-05	-69,48995000	47,99944670	29	270
4-H	2009-07-05	-69,55971000	47,95593170	31	60
5-A	2009-07-05	-69,99223330	48,24826700	125	15
5-D	2009-07-05	-69,86836670	48,17946830	75	135
5-E	2009-07-05	-69,84904170	48,15660670	139	80
5-F	2009-07-05	-69,77761170	48,14160000	213	15
5-G	2009-07-05	-69,73649830	48,13463170	171	80
6-A	2009-07-06	-69,74448170	47,99676170	63	190
6-B	2009-07-06	-69,71216670	47,97840170	65	15
6-C	2009-07-06	-69,67229500	47,95448670	15	0

6-D	2009-07-05	-69,63997670	47,93514000	26	10
6-E	2009-07-05	-69,61093330	47,91681330	21	60
6-F	2009-07-05	-69,58105000	47,89909000	28	25
7-A	2009-07-06	-69,81511583	47,86550000	104	20
7-B	2009-07-06	-69,77368667	47,84135167	104	35
7-D	2009-07-06	-69,69979139	47,79667583	104	20
8-A	2009-07-06	-69,88075333	47,75332000	104	0
8-B	2009-07-06	-69,85460000	47,73731500	104	30
8-C	2009-07-07	-69,79807333	47,70797500	104	10
9-A	2009-07-06	-69,98321750	47,69052167	104	0
9-B	2009-07-06	-69,95580833	47,67588667	104	20
9-C	2009-07-06	-69,91325667	47,64916333	104	10
9-D	2009-07-06	-69,87457667	47,62570000	104	35

Annexe 2 : Composition granulométrique du sédiment de surface (0-5 cm) de l'estuaire du Saint-Laurent.

Annexe 2. Abondances des kystes benthiques d'*Alexandrium tamarense* ainsi que la composition granulométrique (%) du sédiment de surface (0-5 cm) dans l'estuaire du Saint-Laurent et dans le fjord du Saguenay.

Station	Abondance (kystes·cm^{-3})	Gravier (%)	Sable (%)	Silt (%)	Argile (%)
10-A	0	0,0	96,8	2,5	0,7
10-B	5	0,0	57,0	34,9	8,1
10-C	35	0,0	0,0	80,1	19,9
10-D	10	0,0	91,0	7,3	1,7
10-E	5	0,0	66,5	26,6	7,0
11-A	145	0,6	84,0	12,7	2,7
11-B	15	0,0	43,6	50,4	5,9
11-C	40	0,0	9,8	83,3	6,9
11-D	40	0,3	38,2	53,8	7,8
11-E	10	1,1	66,0	27,4	5,4
11-F	0	0,0	89,5	8,2	2,4
12-2A	80	0,0	81,1	15,3	3,6
12-A	90	0,2	97,3	2,0	0,6
12-B	85	2,3	65,9	25,1	6,7
12-C	30	0,0	5,6	87,5	6,9
12-D	0	0,5	0,2	84,5	14,8
12-E	55	0,0	55,9	39,7	4,4
13-A	0	2,6	96,4	0,8	0,2
13-B	40	0,7	0,2	86,0	13,0
13-C	85	0,0	19,7	74,4	5,9

13-E	50	5,7	60,9	25,3	8,1
13-F	0	0,6	64,1	27,2	8,1
13-G	0	13,3	79,4	5,7	1,5
13-H	0	12,3	86,4	1,4	0,0
14-A	90	0,4	65,8	24,6	9,2
14-B	60	0,0	6,2	85,4	8,5
14-C	100	0,0	27,3	64,3	8,4
14-E	150	0,0	6,0	86,8	7,2
14-F	20	0,0	18,7	73,8	7,5
14-G	90	0,5	37,0	55,0	7,5
14-H	105	9,8	61,2	24,6	4,4
15-2A	10	0,0	45,5	49,5	5,0
15-A	290	0,0	56,1	40,2	3,7
15-B	150	0,0	40,2	54,9	4,9
15-C	75	0,0	1,2	86,4	12,4
15-F	15	0,0	22,5	70,7	6,8
15-G	15	3,3	72,6	17,4	6,7
15-H	420	2,8	89,8	5,0	2,4
16-2A	90	22,4	70,0	5,7	2,0
16-A	400	0,0	88,8	8,5	2,7
16-B	100	0,0	16,2	75,0	8,8
16-C	120	0,0	37,4	51,0	11,6
16-D	30	0,0	14,5	76,7	8,8
16-E	495	0,0	22,4	67,9	9,7

16-F	333	0,0	5,5	83,8	10,7
16-G	55	0,6	56,1	38,0	5,3
16-H	230	4,4	77,7	12,1	5,8
17-A	90	0,4	88,2	8,6	2,8
17-B	350	0,0	56,1	40,0	3,9
17-C	480	0,0	54,9	38,6	6,5
17-D	425	3,8	62,3	26,5	7,4
17-E	340	0,0	9,3	82,5	8,3
17-F	485	0,0	27,7	65,5	6,8
17-G	190	0,4	84,8	13,2	1,6
17-H	315	4,9	86,8	7,3	1,0
18-2A	340	0,0	88,3	9,4	2,3
18-2B	140	0,7	83,2	13,9	2,2
18-2C	300	0,0	55,3	42,1	2,6
18-A	222	0,6	94,6	3,3	1,5
18-B	5	0,0	88,3	8,7	3,0
18-C	110	2,1	81,3	11,9	4,8
18-D	450	0,5	26,7	63,3	8,9
18-E	440	0,0	32,2	57,7	10,1
18-F	220	0,0	17,1	72,8	10,1
18-G	220	0,0	45,5	47,6	6,9
18-H	90	3,7	82,2	12,5	1,6
19-2A	140	29,1	38,8	24,6	7,5
19-2B	285	0,0	15,8	77,3	6,9

19-A	450	0,5	88,7	8,1	2,7
19-B	415	0,0	60,3	36,1	3,6
19-C	315	0,0	34,5	56,7	8,8
19-D	80	2,8	42,9	48,8	5,5
19-E	355	0,0	45,8	49,0	5,2
19-F	155	0,0	63,0	32,0	5,0
19-G	260	0,9	39,7	54,4	5,0
19-H	340	0,0	3,2	83,5	13,3
19-I	430	0,0	13,0	77,2	9,8
19-J	1210	0,0	57,6	38,6	3,8
19-K	730	4,3	70,0	18,5	7,2
1-A	110	0,0	0,0	80,6	19,4
1-B	45	0,0	0,0	85,4	14,6
1-C	75	0,0	0,0	86,7	13,3
1-D	40	0,0	52,0	39,5	8,5
1-E	30	0,0	75,1	20,9	4,1
1-F	45	0,0	67,2	26,6	6,2
1-G	15	0,0	95,2	3,7	1,2
20-A	15	0,0	85,1	12,8	2,1
20-B	100	0,6	72,4	23,8	3,2
20-C	510	0,0	54,9	40,5	4,6
20-D	0	0,6	16,7	75,5	7,2
20-E	90	0,0	0,0	81,0	19,0
20-F	120	0,0	30,3	62,1	7,6

20-G	405	0,0	42,5	52,2	5,3
20-H	205	0,0	83,3	14,7	2,0
21-2A	75	0,0	12,9	77,7	9,4
21-A	75	0,0	94,1	4,5	1,4
21-B	220	17,7	71,3	7,7	3,3
21-C	185	0,0	73,7	23,9	2,4
21-D	285	0,0	18,9	73,3	7,8
21-E	355	0,0	23,2	66,0	10,8
21-F	510	0,0	18,5	74,4	7,1
21-G	420	0,0	34,8	60,5	4,7
21-H	150	0,0	81,3	14,4	4,3
22-A	70	0,0	82,0	16,7	1,3
22-B	60	0,0	70,9	27,0	2,1
22-C	85	0,0	18,8	72,4	8,8
22-E	335	0,0	24,8	66,9	8,3
22-F	185	1,3	72,5	21,2	5,0
23-A	60	0,0	94,8	4,0	1,2
23-B	20	0,0	82,0	15,8	2,2
23-C	110	0,0	27,1	69,0	3,9
23-D	445	0,0	19,5	69,7	10,8
23-E	525	0,0	17,2	75,4	7,4
23-F	315	17,7	67,5	11,5	3,3
24-D	230	0,0	18,5	71,3	10,2
24-E	505	35,4	14,7	46,8	3,1

24-F	90	6,3	84,7	6,7	2,3
25-D	95	0,0	10,2	79,4	10,4
25-E	415	0,0	19,7	73,9	6,4
25-F	285	15,3	75,5	7,2	2,0
26-D	315	0,0	18,9	70,5	10,6
26-E	485	0,0	56,4	38,3	5,3
26-F	330	0,0	89,8	8,2	2,0
2-A	120	0,0	0,0	79,0	21,0
2-B	15	0,0	0,0	81,6	18,4
2-C	70	0,0	0,0	79,5	20,5
2-D	0	0,0	93,1	5,7	1,2
2-E	0	0,0	95,6	3,7	0,8
2-F	65	0,0	87,4	10,8	1,8
3-A	105	0,0	78,9	16,8	4,3
3-B	200	0,0	75,9	20,0	4,2
3-C	50	0,0	93,8	5,2	1,0
3-E	0	0,0	89,7	6,3	4,0
3-F	0	0,0	93,5	2,5	4,0
4-2B	280	0,0	93,5	5,0	1,5
4-E	0	0,0	93,9	4,9	1,2
4-F	0	0,0	83,5	13,6	2,8
4-G	270	0,0	81,6	14,9	3,5
4-H	60	0,0	73,2	22,2	4,7
5-A	15	0,0	98,1	1,6	0,3

5-B	0	0,0	96,7	2,7	0,6
5-C	75	0,0	80,4	16,6	3,2
5-D	135	0,0	40,1	50,1	9,8
5-E	80	0,0	69,9	25,3	4,8
5-F	15	0,0	94,5	4,7	0,8
5-G	80	0,0	96,0	3,3	0,7
6-A	190	0,0	90,5	7,2	2,4
6-B	15	0,0	93,7	5,7	0,7
6-D	10	0,0	97,0	2,4	0,7
6-E	60	0,0	88,5	9,6	1,9
6-F	25	0,0	88,6	9,8	1,7
7-A	20	0,0	95,4	3,8	0,8
7-B	35	0,0	73,0	22,1	5,0
7-D	20	0,0	78,8	18,5	2,7
8-A	0	0,0	97,8	1,8	0,4
8-B	30	0,0	54,4	36,2	9,4
8-C	10	0,0	0,0	78,3	21,7
9-A	0	0,0	90,2	4,9	4,9
9-B	20	0,0	56,5	39,2	4,3
9-C	10	0,0	0,0	80,8	19,2
9-D	35	0,0	72,1	23,0	4,9

Annexe 3 : Taux de toxicité en 2008 (3.1) et 2009 (3.2) dans l'estuaire du Saint-Laurent

Annexe 3.1. Taux de toxicité moyenne par mois des mollusques (*Mya arenaria* et *Mytilus edulis*) en µg de STX eq /100 g de tissu pour les stations de l'estuaire du Saint-Laurent en 2008 ainsi que l'abondance moyenne des kystes benthiques d'*Alexandrium tamarense* (log_{10}).

Nom du secteur	Toxicité moyenne/mois *Mya arenaria* (µg/100g de tissu)	Toxicité moyenne/mois *Mytilus edulis* (µg/100g de tissu)	Mois échantillonné	Moyenne des kystes benthiques (log_{10})
Pointe Rouge	ND	0,00	avril	1,3201
Pointe Rouge	0,00	26,40	mai	1,3201
Pointe Rouge	ND	ND	juin	1,3201
Pointe Rouge	ND	ND	juillet	1,3201
Pointe Rouge	ND	ND	août	1,3201
Pointe Rouge	ND	30,67	septembre	1,3201
Pointe Rouge	ND	22,50	octobre	1,3201
Baie des Petites Bergeronnes	ND	ND	avril	1,4619
Baie des Petites Bergeronnes	ND	ND	mai	1,4619
Baie des Petites Bergeronnes	0,00	ND	juin	1,4619
Baie des Petites Bergeronnes	ND	ND	juillet	1,4619
Baie des Petites Bergeronnes	56,50	ND	août	1,4619
Baie des Petites Bergeronnes	0,00	ND	septembre	1,4619
Baie des Petites Bergeronnes	ND	ND	octobre	1,4619

Baie des Grandes Bergeronnes	ND	ND	avril	1,4375
Baie des Grandes Bergeronnes	ND	ND	mai	1,4375
Baie des Grandes Bergeronnes	ND	ND	juin	1,4375
Baie des Grandes Bergeronnes	53,80	ND	juillet	1,4375
Baie des Grandes Bergeronnes	45,00	ND	août	1,4375
Baie des Grandes Bergeronnes	0,00	ND	septembre	1,4375
Baie des Grandes Bergeronnes	0,00	ND	octobre	1,4375
Batture à Théophile (Batture de Bon-Désir)	0,00	ND	avril	1,3167
Batture à Théophile (Batture de Bon-Désir)	10,75	ND	mai	1,3167
Batture à Théophile (Batture de Bon-Désir)	14,60	ND	juin	1,3167
Batture à Théophile (Batture de Bon-Désir)	10,75	ND	juillet	1,3167
Batture à Théophile (Batture de Bon-Désir)	22,50	ND	août	1,3167
Batture à Théophile (Batture de Bon-Désir)	0,00	ND	septembre	1,3167
Batture à Théophile (Batture de Bon-	0,00	ND	octobre	1,3167

Désir)				
Baie des Escoumins	ND	ND	avril	1,5536
Baie des Escoumins	ND	ND	mai	1,5536
Baie des Escoumins	24,00	ND	juin	1,5536
Baie des Escoumins	39,70	ND	juillet	1,5536
Baie des Escoumins	21,71	ND	août	1,5536
Baie des Escoumins	ND	ND	septembre	1,5536
Baie des Escoumins	ND	ND	octobre	1,5536
Baie de Bon-Désir / Cran Noir	ND	ND	avril	1,5545
Baie de Bon-Désir / Cran Noir	ND	ND	mai	1,5545
Baie de Bon-Désir / Cran Noir	ND	ND	juin	1,5545
Baie de Bon-Désir / Cran Noir	ND	36,00	juillet	1,5545
Baie de Bon-Désir / Cran Noir	ND	0,00	août	1,5545
Baie de Bon-Désir / Cran Noir	ND	28,50	septembre	1,5545
Baie de Bon-Désir / Cran Noir	ND	0,00	octobre	1,5545
Pointe à Émile	0,00	0,00	avril	1,5545
Pointe à Émile	0,00	ND	mai	1,5545
Pointe à Émile	33,00	ND	juin	1,5545
Pointe à Émile	0,00	ND	juillet	1,5545
Pointe à Émile	25,50	ND	août	1,5545
Pointe à Émile	0,00	15,00	septembre	1,5545

Pointe à Émile	0,00	0,00	octobre	1,5545
Pointe à Boisvert	0,00	ND	avril	1,5545
Pointe à Boisvert	13,25	ND	mai	1,5545
Pointe à Boisvert	87,80	ND	juin	1,5545
Pointe à Boisvert	0,00	ND	juillet	1,5545
Pointe à Boisvert	51,25	ND	août	1,5545
Pointe à Boisvert	0,00	ND	septembre	1,5545
Pointe à Boisvert	0,00	0,00	octobre	1,5545
Pointe de Mille-Vaches	0,00	ND	avril	1,5100
Pointe de Mille-Vaches	0,00	ND	mai	1,5100
Pointe de Mille-Vaches	17,60	ND	juin	1,5100
Pointe de Mille-Vaches	0,00	ND	juillet	1,5100
Pointe de Mille-Vaches	21,00	ND	août	1,5100
Pointe de Mille-Vaches	0,00	ND	septembre	1,5100
Pointe de Mille-Vaches	0,00	ND	octobre	1,5100
Baie des Chevaux	8,60	ND	avril	1,6257
Baie des Chevaux	22,25	ND	mai	1,6257
Baie des Chevaux	ND	ND	juin	1,6257
Baie des Chevaux	ND	ND	juillet	1,6257
Baie des Chevaux	ND	ND	août	1,6257
Baie des Chevaux	43,67	ND	septembre	1,6257

Baie des Chevaux	41,50	ND	octobre	1,6257
Banc Marie-Marthe (Île Laval)	2,21	0,00	avril	1,6257
Banc Marie-Marthe (Île Laval)	27,75	ND	mai	1,6257
Banc Marie-Marthe (Île Laval)	90,50	ND	juin	1,6257
Banc Marie-Marthe (Île Laval)	68,10	ND	juillet	1,6257
Banc Marie-Marthe (Île Laval)	54,38	ND	août	1,6257
Banc Marie-Marthe (Île Laval)	18,07	14,00	septembre	1,6257
Banc Marie-Marthe (Île Laval)	15,21	0,00	octobre	1,6257
Baie Didier	4,20	ND	avril	1,6257
Baie Didier	38,42	ND	mai	1,6257
Baie Didier	92,38	ND	juin	1,6257
Baie Didier	85,50	ND	juillet	1,6257
Baie Didier	45,88	ND	août	1,6257
Baie Didier	0,00	ND	septembre	1,6257
Baie Didier	0,00	ND	octobre	1,6257
Battures aux Gibiers	0,00	ND	avril	1,6257
Battures aux Gibiers	11,00	ND	mai	1,6257
Battures aux Gibiers	26,75	ND	juin	1,6257
Battures aux Gibiers	33,40	ND	juillet	1,6257
Battures aux Gibiers	28,33	ND	août	1,6257
Battures aux Gibiers	0,00	ND	septembre	1,6257

Battures aux Gibiers	0,00	45,00	octobre	1,6257
Cran à Gagnon	0,00	0,00	avril	1,6257
Cran à Gagnon	0,00	ND	mai	1,6257
Cran à Gagnon	66,00	ND	juin	1,6257
Cran à Gagnon	62,40	ND	juillet	1,6257
Cran à Gagnon	63,00	ND	août	1,6257
Cran à Gagnon	18,88	16,33	septembre	1,6257
Cran à Gagnon	15,00	22,75	octobre	1,6257
Rivière Blanche	ND	ND	avril	1,6423
Rivière Blanche	ND	ND	mai	1,6423
Rivière Blanche	ND	ND	juin	1,6423
Rivière Blanche	0,00	ND	juillet	1,6423
Rivière Blanche	38,50	ND	août	1,6423
Rivière Blanche	23,50	ND	septembre	1,6423
Rivière Blanche	0,00	ND	octobre	1,6423
Anse du Colombier	0,00	ND	avril	1,6881
Anse du Colombier	11,10	ND	mai	1,6881
Anse du Colombier	25,60	ND	juin	1,6881
Anse du Colombier	42,63	ND	juillet	1,6881
Anse du Colombier	22,75	ND	août	1,6881
Anse du Colombier	0,00	ND	septembre	1,6881
Anse du Colombier	0,00	ND	octobre	1,6881
Anse à Norbert	0,00	ND	avril	1,6926
Anse à Norbert	0,00	ND	mai	1,6926

Anse à Norbert	9,60	ND	juin	1,6926
Anse à Norbert	0,00	ND	juillet	1,6926
Anse à Norbert	24,25	ND	août	1,6926
Anse à Norbert	0,00	ND	septembre	1,6926
Anse à Norbert	0,00	ND	octobre	1,6926
Anse Noire	0,00	ND	avril	1,7554
Anse Noire	0,00	ND	mai	1,7554
Anse Noire	0,00	ND	juin	1,7554
Anse Noire	0,00	ND	juillet	1,7554
Anse Noire	0,00	ND	août	1,7554
Anse Noire	0,00	ND	septembre	1,7554
Anse Noire	0,00	ND	octobre	1,7554
Îlets Jérémie	0,00	ND	avril	1,7577
Îlets Jérémie	0,00	ND	mai	1,7577
Îlets Jérémie	ND	ND	juin	1,7577
Îlets Jérémie	ND	ND	juillet	1,7577
Îlets Jérémie	ND	ND	août	1,7577
Îlets Jérémie	0,00	ND	septembre	1,7577
Îlets Jérémie	0,00	ND	octobre	1,7577
Réserve Betsiamites	0,00	0,00	avril	1,8699
Réserve Betsiamites	ND	0,00	mai	1,8699
Réserve Betsiamites	9,00	0,00	juin	1,8699
Réserve Betsiamites	ND	6,14	juillet	1,8699
Réserve Betsiamites	6,14	10,75	août	1,8699

Réserve Betsiamites	0,00	0,00	septembre	1,8699
Réserve Betsiamites	0,00	0,00	octobre	1,8699
Pointe-aux-Outardes (ouest)	0,00	ND	avril	2,1216
Pointe-aux-Outardes (ouest)	0,00	ND	mai	2,1216
Pointe-aux-Outardes (ouest)	ND	ND	juin	2,1216
Pointe-aux-Outardes (ouest)	ND	ND	juillet	2,1216
Pointe-aux-Outardes (ouest)	ND	ND	août	2,1216
Pointe-aux-Outardes (ouest)	0,00	ND	septembre	2,1216
Pointe-aux-Outardes (ouest)	0,00	ND	octobre	2,1216
Pointe-aux-Outardes (est)	0,00	ND	avril	2,2025
Pointe-aux-Outardes (est)	9,00	21,50	mai	2,2025
Pointe-aux-Outardes (est)	43,25	266,67	juin	2,2025
Pointe-aux-Outardes (est)	67,17	ND	juillet	2,2025
Pointe-aux-Outardes (est)	73,00	ND	août	2,2025
Pointe-aux-Outardes (est)	0,00	ND	septembre	2,2025
Pointe-aux-Outardes (est)	0,00	ND	octobre	2,2025
La Grosse Pointe	0,00	0,00	avril	2,1747

La Grosse Pointe	0,00	0,00	mai	2,1747
La Grosse Pointe	0,00	ND	juin	2,1747
La Grosse Pointe	0,00	ND	juillet	2,1747
La Grosse Pointe	0,00	ND	août	2,1747
La Grosse Pointe	0,00	0,00	septembre	2,1747
La Grosse Pointe	0,00	0,00	octobre	2,1747
Pointe Paradis	0,00	ND	avril	2,1766
Pointe Paradis	0,00	ND	mai	2,1766
Pointe Paradis	ND	ND	juin	2,1766
Pointe Paradis	ND	ND	juillet	2,1766
Pointe Paradis	ND	ND	août	2,1766
Pointe Paradis	0,00	ND	septembre	2,1766
Pointe Paradis	0,00	ND	octobre	2,1766
Rivière Mistassini	0,00	0,00	avril	1,9709
Rivière Mistassini	0,00	ND	mai	1,9709
Rivière Mistassini	0,00	ND	juin	1,9709
Rivière Mistassini	46,50	ND	juillet	1,9709
Rivière Mistassini	26,50	ND	août	1,9709
Rivière Mistassini	0,00	0,00	septembre	1,9709
Rivière Mistassini	0,00	0,00	octobre	1,9709
Baie Saint-Nicolas	0,00	0,00	avril	2,0148
Baie Saint-Nicolas	0,00	ND	mai	2,0148
Baie Saint-Nicolas	0,00	ND	juin	2,0148
Baie Saint-Nicolas	0,00	ND	juillet	2,0148

Baie Saint-Nicolas	110,75	ND	août	2,0148
Baie Saint-Nicolas	0,00	30,33	septembre	2,0148
Baie Saint-Nicolas	0,00	0,00	octobre	2,0148
Cacouna-Est	0,00	ND	avril	0,9099
Cacouna-Est	0,00	ND	mai	0,9099
Cacouna-Est	0,00	ND	juin	0,9099
Cacouna-Est	0,00	ND	juillet	0,9099
Cacouna-Est	16,00	ND	août	0,9099
Cacouna-Est	0,00	ND	septembre	0,9099
Cacouna-Est	0,00	ND	octobre	0,9099
Saint-Fabien-sur-mer	ND	0,00	avril	1,0200
Saint-Fabien-sur-mer	ND	0,00	mai	1,0200
Saint-Fabien-sur-mer	ND	511,25	juin	1,0200
Saint-Fabien-sur-mer	ND	700,25	juillet	1,0200
Saint-Fabien-sur-mer	ND	4901,00	août	1,0200
Saint-Fabien-sur-mer	ND	765,75	septembre	1,0200
Saint-Fabien-sur-mer	ND	169,00	octobre	1,0200
Baie du Ha! Ha!	ND	0,00	avril	1,1302
Baie du Ha! Ha!	ND	0,00	mai	1,1302
Baie du Ha! Ha!	ND	935,33	juin	1,1302
Baie du Ha! Ha!	ND	567,70	juillet	1,1302
Baie du Ha! Ha!	ND	4524,00	août	1,1302
Baie du Ha! Ha!	ND	486,75	septembre	1,1302
Baie du Ha! Ha!	0,00	134,25	octobre	1,1302

Îles Penchées	0,00	ND	avril	1,5626
Îles Penchées	18,00	ND	mai	1,5626
Îles Penchées	99,20	ND	juin	1,5626
Îles Penchées	66,50	ND	juillet	1,5626
Îles Penchées	189,50	ND	août	1,5626
Îles Penchées	8,60	ND	septembre	1,5626
Îles Penchées	10,50	ND	octobre	1,5626
Baie des Plongeurs	0,00	ND	avril	1,6257
Baie des Plongeurs	22,25	ND	mai	1,6257
Baie des Plongeurs	105,00	ND	juin	1,6257
Baie des Plongeurs	119,80	ND	juillet	1,6257
Baie des Plongeurs	71,25	ND	août	1,6257
Baie des Plongeurs	44,00	ND	septembre	1,6257
Baie des Plongeurs	54,25	ND	octobre	1,6257

Annexe 3.2. Taux de toxicité moyenne par mois des mollusques (*Mya arenaria* et *Mytilus edulis*) en µg STX eq /100g de tissu pour les stations de l'estuaire du Saint-Laurent en 2009 ainsi que l'abondance moyenne des kystes benthiques d'*Alexandrium tamarense* (log_{10}).

Nom du secteur	Toxicité moyenne/mois *Mya arenaria* (µg/100g de tissu)	Toxicité moyenne/mois *Mytilus edulis* (µg/100g de tissu)	Mois échantillonné	Moyenne des kystes benthiques (log_{10})
Pointe Rouge	ND	0,00	avril	1,3201
Pointe Rouge	ND	ND	mai	1,3201
Pointe Rouge	ND	ND	juin	1,3201
Pointe Rouge	ND	ND	juillet	1,3201
Pointe Rouge	ND	ND	août	1,3201
Pointe Rouge	ND	ND	septembre	1,3201
Pointe Rouge	ND	ND	octobre	1,3201
Baie des Petites Bergeronnes	ND	ND	avril	1,4619
Baie des Petites Bergeronnes	ND	ND	mai	1,4619
Baie des Petites Bergeronnes	ND	ND	juin	1,4619
Baie des Petites Bergeronnes	14,33	ND	juillet	1,4619
Baie des Petites Bergeronnes	0,00	ND	août	1,4619
Baie des Petites Bergeronnes	0,00	ND	septembre	1,4619
Baie des Petites	0,00	ND	octobre	1,4619

Bergeronnes				
Baie des Grandes Bergeronnes	ND	ND	avril	1,4375
Baie des Grandes Bergeronnes	ND	ND	mai	1,4375
Baie des Grandes Bergeronnes	0,00	ND	juin	1,4375
Baie des Grandes Bergeronnes	0,00	ND	juillet	1,4375
Baie des Grandes Bergeronnes	0,00	ND	août	1,4375
Baie des Grandes Bergeronnes	0,00	ND	septembre	1,4375
Baie des Grandes Bergeronnes	ND	ND	octobre	1,4375
Batture à Théophile (Batture de Bon-Désir)	0,00	0,00	avril	1,3167
Batture à Théophile (Batture de Bon-Désir)	0,00	42,00	mai	1,3167
Batture à Théophile (Batture de Bon-Désir)	0,00	ND	juin	1,3167
Batture à Théophile (Batture de Bon-Désir)	0,00	ND	juillet	1,3167
Batture à Théophile (Batture de Bon-Désir)	0,00	ND	août	1,3167
Batture à Théophile (Batture de Bon-Désir)	0,00	ND	septembre	1,3167
Batture à Théophile	0,00	ND	octobre	1,3167

(Batture de Bon-Désir)				
Baie des Escoumins	ND	ND	avril	1,5536
Baie des Escoumins	ND	ND	mai	1,5536
Baie des Escoumins	0,00	ND	juin	1,5536
Baie des Escoumins	0,00	ND	juillet	1,5536
Baie des Escoumins	0,00	ND	août	1,5536
Baie des Escoumins	0,00	ND	septembre	1,5536
Baie des Escoumins	ND	ND	octobre	1,5536
Baie de Bon-Désir / Cran Noir	ND	ND	avril	1,5545
Baie de Bon-Désir / Cran Noir	ND	ND	mai	1,5545
Baie de Bon-Désir / Cran Noir	ND	ND	juin	1,5545
Baie de Bon-Désir / Cran Noir	ND	ND	juillet	1,5545
Baie de Bon-Désir / Cran Noir	ND	ND	août	1,5545
Baie de Bon-Désir / Cran Noir	ND	ND	septembre	1,5545
Baie de Bon-Désir / Cran Noir	ND	ND	octobre	1,5545
Pointe à Émile	0,00	0,00	avril	1,5545
Pointe à Émile	0,00	0,00	mai	1,5545
Pointe à Émile	0,00	ND	juin	1,5545
Pointe à Émile	0,00	ND	juillet	1,5545
Pointe à Émile	0,00	ND	août	1,5545

Pointe à Émile	0,00	0,00	septembre	1,5545
Pointe à Émile	0,00	0,00	octobre	1,5545
Pointe à Boisvert	0,00	0,00	avril	1,5545
Pointe à Boisvert	0,00	0,00	mai	1,5545
Pointe à Boisvert	0,00	ND	juin	1,5545
Pointe à Boisvert	18,50	ND	juillet	1,5545
Pointe à Boisvert	0,00	ND	août	1,5545
Pointe à Boisvert	0,00	0,00	septembre	1,5545
Pointe à Boisvert	0,00	0,00	octobre	1,5545
Pointe de Mille-Vaches	0,00	ND	avril	1,5100
Pointe de Mille-Vaches	0,00	ND	mai	1,5100
Pointe de Mille-Vaches	0,00	ND	juin	1,5100
Pointe de Mille-Vaches	11,50	ND	juillet	1,5100
Pointe de Mille-Vaches	0,00	ND	août	1,5100
Pointe de Mille-Vaches	0,00	ND	septembre	1,5100
Pointe de Mille-Vaches	0,00	ND	octobre	1,5100
Baie des Chevaux	38,00	ND	avril	1,6257
Baie des Chevaux	49,50	ND	mai	1,6257
Baie des Chevaux	48,00	ND	juin	1,6257
Baie des Chevaux	ND	ND	juillet	1,6257
Baie des Chevaux	ND	ND	août	1,6257

Baie des Chevaux	0,00	ND	septembre	1,6257
Baie des Chevaux	0,00	ND	octobre	1,6257
Banc Marie-Marthe (Île Laval)	29,33	0,00	avril	1,6257
Banc Marie-Marthe (Île Laval)	17,12	0,00	mai	1,6257
Banc Marie-Marthe (Île Laval)	12,80	ND	juin	1,6257
Banc Marie-Marthe (Île Laval)	60,60	ND	juillet	1,6257
Banc Marie-Marthe (Île Laval)	11,62	ND	août	1,6257
Banc Marie-Marthe (Île Laval)	13,20	15,83	septembre	1,6257
Banc Marie-Marthe (Île Laval)	0,00	0,00	octobre	1,6257
Baie Didier	34,28	ND	avril	1,6257
Baie Didier	16,37	ND	mai	1,6257
Baie Didier	22,60	ND	juin	1,6257
Baie Didier	44,41	ND	juillet	1,6257
Baie Didier	16,62	ND	août	1,6257
Baie Didier	5,37	ND	septembre	1,6257
Baie Didier	0,00	ND	octobre	1,6257
Battures aux Gibiers	0,00	ND	avril	1,6257
Battures aux Gibiers	11,00	ND	mai	1,6257
Battures aux Gibiers	26,75	ND	juin	1,6257
Battures aux Gibiers	33,40	ND	juillet	1,6257
Battures aux Gibiers	28,33	ND	août	1,6257

Battures aux Gibiers	0,00	ND	septembre	1,6257
Battures aux Gibiers	0,00	45,00	octobre	1,6257
Cran à Gagnon	0,00	0,00	avril	1,6257
Cran à Gagnon	0,00	0,00	mai	1,6257
Cran à Gagnon	0,00	ND	juin	1,6257
Cran à Gagnon	19,00	ND	juillet	1,6257
Cran à Gagnon	0,00	ND	août	1,6257
Cran à Gagnon	0,00	0,00	septembre	1,6257
Cran à Gagnon	0,00	0,00	octobre	1,6257
Rivière Blanche	ND	ND	avril	1,6423
Rivière Blanche	ND	ND	mai	1,6423
Rivière Blanche	17,00	ND	juin	1,6423
Rivière Blanche	10,50	ND	juillet	1,6423
Rivière Blanche	22,25	ND	août	1,6423
Rivière Blanche	10,75	ND	septembre	1,6423
Rivière Blanche	ND	ND	octobre	1,6423
Anse du Colombier	0,00	ND	avril	1,6881
Anse du Colombier	0,00	ND	mai	1,6881
Anse du Colombier	0,00	ND	juin	1,6881
Anse du Colombier	48,25	ND	juillet	1,6881
Anse du Colombier	0,00	ND	août	1,6881
Anse du Colombier	0,00	ND	septembre	1,6881
Anse du Colombier	0,00	ND	octobre	1,6881
Anse à Norbert	0,00	ND	avril	1,6926

Anse à Norbert	0,00	ND	mai	1,6926
Anse à Norbert	0,00	ND	juin	1,6926
Anse à Norbert	0,00	ND	juillet	1,6926
Anse à Norbert	0,00	ND	août	1,6926
Anse à Norbert	0,00	ND	septembre	1,6926
Anse à Norbert	0,00	ND	octobre	1,6926
Anse Noire	0,00	ND	avril	1,7554
Anse Noire	0,00	ND	mai	1,7554
Anse Noire	0,00	ND	juin	1,7554
Anse Noire	0,00	ND	juillet	1,7554
Anse Noire	0,00	ND	août	1,7554
Anse Noire	0,00	ND	septembre	1,7554
Anse Noire	0,00	ND	octobre	1,7554
Îlets Jérémie	0,00	ND	avril	1,7577
Îlets Jérémie	0,00	ND	mai	1,7577
Îlets Jérémie	0,00	ND	juin	1,7577
Îlets Jérémie	ND	ND	juillet	1,7577
Îlets Jérémie	ND	ND	août	1,7577
Îlets Jérémie	0,00	ND	septembre	1,7577
Îlets Jérémie	0,00	ND	octobre	1,7577
Réserve Betsiamites	0,00	0,00	avril	1,8699
Réserve Betsiamites	0,00	ND	mai	1,8699
Réserve Betsiamites	0,00	ND	juin	1,8699
Réserve Betsiamites	0,00	ND	juillet	1,8699

Réserve Betsiamites	0,00	ND	août	1,8699
Réserve Betsiamites	0,00	ND	septembre	1,8699
Réserve Betsiamites	0,00	ND	octobre	1,8699
Pointe-aux-Outardes (ouest)	0,00	ND	avril	2,1216
Pointe-aux-Outardes (ouest)	0,00	ND	mai	2,1216
Pointe-aux-Outardes (ouest)	0,00	ND	juin	2,1216
Pointe-aux-Outardes (ouest)	ND	ND	juillet	2,1216
Pointe-aux-Outardes (ouest)	ND	ND	août	2,1216
Pointe-aux-Outardes (ouest)	0,00	ND	septembre	2,1216
Pointe-aux-Outardes (ouest)	0,00	0,00	octobre	2,1216
Pointe-aux-Outardes (est)	0,00	ND	avril	2,2025
Pointe-aux-Outardes (est)	0,00	0,00	mai	2,2025
Pointe-aux-Outardes (est)	0,00	ND	juin	2,2025
Pointe-aux-Outardes (est)	0,00	ND	juillet	2,2025
Pointe-aux-Outardes (est)	0,00	ND	août	2,2025
Pointe-aux-Outardes (est)	0,00	0,00	septembre	2,2025
Pointe-aux-Outardes (est)	0,00	0,00	octobre	2,2025

La Grosse Pointe	ND	0,00	avril	2,1747
La Grosse Pointe	ND	0,00	mai	2,1747
La Grosse Pointe	ND	0,00	juin	2,1747
La Grosse Pointe	ND	ND	juillet	2,1747
La Grosse Pointe	ND	ND	août	2,1747
La Grosse Pointe	ND	0,00	septembre	2,1747
La Grosse Pointe	ND	0,00	octobre	2,1747
Pointe Paradis	0,00	ND	avril	2,1766
Pointe Paradis	0,00	ND	mai	2,1766
Pointe Paradis	ND	0,00	juin	2,1766
Pointe Paradis	ND	ND	juillet	2,1766
Pointe Paradis	ND	ND	août	2,1766
Pointe Paradis	0,00	0,00	septembre	2,1766
Pointe Paradis	0,00	0,00	octobre	2,1766
Rivière Mistassini	0,00	0,00	avril	1,9709
Rivière Mistassini	0,00	0,00	mai	1,9709
Rivière Mistassini	0,00	ND	juin	1,9709
Rivière Mistassini	0,00	ND	juillet	1,9709
Rivière Mistassini	0,00	ND	août	1,9709
Rivière Mistassini	0,00	0,00	septembre	1,9709
Rivière Mistassini	0,00	0,00	octobre	1,9709
Baie Saint-Nicolas	0,00	0,00	avril	2,0148
Baie Saint-Nicolas	0,00	0,00	mai	2,0148
Baie Saint-Nicolas	0,00	ND	juin	2,0148

Baie Saint-Nicolas	0,00	ND	juillet	2,0148
Baie Saint-Nicolas	0,00	ND	août	2,0148
Baie Saint-Nicolas	6,57	30,33	septembre	2,0148
Baie Saint-Nicolas	0,00	0,00	octobre	2,0148
Cacouna-Est	0,00	ND	avril	0,9099
Cacouna-Est	0,00	ND	mai	0,9099
Cacouna-Est	0,00	ND	juin	0,9099
Cacouna-Est	0,00	ND	juillet	0,9099
Cacouna-Est	0,00	ND	août	0,9099
Cacouna-Est	0,00	ND	septembre	0,9099
Cacouna-Est	0,00	ND	octobre	0,9099
Saint-Fabien-sur-mer	ND	46,33	avril	1,0200
Saint-Fabien-sur-mer	ND	39,20	mai	1,0200
Saint-Fabien-sur-mer	ND	24,50	juin	1,0200
Saint-Fabien-sur-mer	ND	271,50	juillet	1,0200
Saint-Fabien-sur-mer	ND	182,00	août	1,0200
Saint-Fabien-sur-mer	ND	28,00	septembre	1,0200
Saint-Fabien-sur-mer	ND	0,00	octobre	1,0200
Baie du Ha! Ha!	ND	ND	avril	1,1302
Baie du Ha! Ha!	ND	48,40	mai	1,1302
Baie du Ha! Ha!	ND	23,00	juin	1,1302
Baie du Ha! Ha!	ND	106,25	juillet	1,1302
Baie du Ha! Ha!	ND	115,00	août	1,1302
Baie du Ha! Ha!	ND	0,00	septembre	1,1302

Baie du Ha! Ha!	0,00	0,00	octobre	1,1302
Îles Penchées	0,00	ND	avril	1,5626
Îles Penchées	0,00	ND	mai	1,5626
Îles Penchées	8,60	ND	juin	1,5626
Îles Penchées	67,75	ND	juillet	1,5626
Îles Penchées	10,20	ND	août	1,5626
Îles Penchées	0,00	ND	septembre	1,5626
Îles Penchées	0,00	ND	octobre	1,5626
Baie des Plongeurs	62,00	ND	avril	1,6257
Baie des Plongeurs	32,60	ND	mai	1,6257
Baie des Plongeurs	51,80	ND	juin	1,6257
Baie des Plongeurs	71,80	ND	juillet	1,6257
Baie des Plongeurs	31,66	ND	août	1,6257
Baie des Plongeurs	35,40	ND	septembre	1,6257
Baie des Plongeurs	11,00	ND	octobre	1,6257

Annexe 4 : Données de viabilité obtenues avec le SYTOX® Green pour l'ensemble des stations échantillonnées

Annexe 4. Date de l'échantillonnage des stations, ainsi que la date julienne associée, l'abondance de kystes d'*Alexandrium tamarense* (kystes·cm^{-3}), la viabilité relative pour chaque station (%) et l'abondance de kystes benthiques ajustées selon le pourcentage de viabilité.

Station	Date	Date julienne	Abondance (kystes·cm^{-3})	Viabilité (%)	Abondance de cellules viables (kystes·cm^{-3})
3-B	4-08-2009	215,00	200,00	25	50,00
19-2A	4-08-2009	215,00	140,00	27	37,80
10-C	5-08-2009	216,00	35,00	40	14,00
1-B	5-08-2009	216,00	285,00	42	119,70
18-2B	7-08-2009	218,00	140,00	22	30,80
25-F	7-08-2009	218,00	45,00	0	0,00
17-A	11-08-2009	222,00	90,00	0	0,00
18-A	11-08-2009	222,00	222,00	66	146,52
4-H	14-08-2009	225,00	60,00	0	0,00
20-E	18-08-2009	229,00	90,00	37	33,30
16-F	18-08-2009	229,00	333,00	14	46,62
15-A	17-08-2009	228,00	290,00	40	116,00
19-2B	19-08-2009	230,00	285,00	100	285,00
16-2A	19-08-2009	230,00	90,00	83	74,70
19-K	20-08-2009	231,00	730,00	14	102,20
26-F	21-08-2009	232,00	330,00	43	141,90
2-B	21-08-2009	232,00	15,00	33	4,95
19-A	24-08-2009	235,00	450,00	20	90,00

16-A	25-08-2009	236,00	400,00	21	84,00
18-2C	17-09-2009	259,00	300,00	33	99,00
15-B	18-09-2009	260,00	150,00	39	58,50
14-G	22-09-2009	264,00	90,00	40	36,00
18-G	24-10-2009	296,00	220,00	41	90,20
13-B	24-10-2009	296,00	40,00	25	10,00
21-2A	29-11-2009	332,00	75,00	33	24,75
3-C	4-05-2010	488,00	50,00	0	0,00
14-H	5-05-2010	489,00	105,00	66	69,30
18-H	06-05-2010	490,00	90,00	16	14,40
2-F	6-05-2010	490,00	65,00	46	29,90
1-E	6-05-2010	490,00	30,00	40	12,00
1-F	6-05-2010	490,00	45,00	66	29,70
1-G	6-05-2010	490,00	15,00	100	15,00
21-A	7-05-2010	491,00	75,00	46	34,50
20-A	7-05-2010	491,00	15,00	25	3,75
15-G	7-05-2010	491,00	15,00	0	0,00
21-G	10-05-2010	494,00	420,00	29	121,80
17-H	14-05-2010	498,00	315,00	33	103,95
23-A	14-05-2010	498,00	60,00	50	30,00
12-C	17-05-2010	499,00	30,00	55	16,50
12-E	25-05-2010	509,00	55,00	46	25,30
4-G	27-05-2010	511,00	270,00	18	48,60
20-H	28-05-2010	512,00	205,00	33	67,65

21-H	28-05-2010	512,00	150,00	28	42,00
18-B	28-05-2010	512,00	5,00	0	0,00
20-C	31-05-2010	515,00	510,00	27	137,70
12-2A	2-06-2010	517,00	80,00	22	17,60
24-F	3-06-2010	518,00	90,00	25	22,50
16-G	3-06-2010	518,00	55,00	27	14,85
22-F	7-06-2010	522,00	185,00	31	57,35
19-D	7-06-2010	522,00	80,00	29	23,20
14-F	7-06-2010	522,00	20,00	0	0,00
15-2A	7-06-2010	522,00	10,00	50	5,00
14-C	08-06-2010	523,00	100,00	50	50,00
18-2A	9-06-2010	524,00	340,00	19	64,60
19-G	14-06-2010	529,00	260,00	25	65,00
11-D	15-06-2010	530,00	40,00	28	11,20
19-H	15-06-2010	530,00	340,00	13	44,20
15-H	17-06-2010	532,00	420,00	16	67,20
16-H	17-06-2010	532,00	230,00	18	41,40
11-E	18-06-2010	533,00	10,00	33	3,30
11-B	18-06-2010	533,00	15,00	50	7,50
20-F	29-06-2010	544,00	120,00	17	20,40
17-F	30-06-2010	545,00	485,00	19	92,15
13-E	5-07-2010	550,00	50,00	17	8,50
5-C	6-07-2010	551,00	75,00	20	15,00
11-A	6-07-2010	551,00	145,00	21	30,45

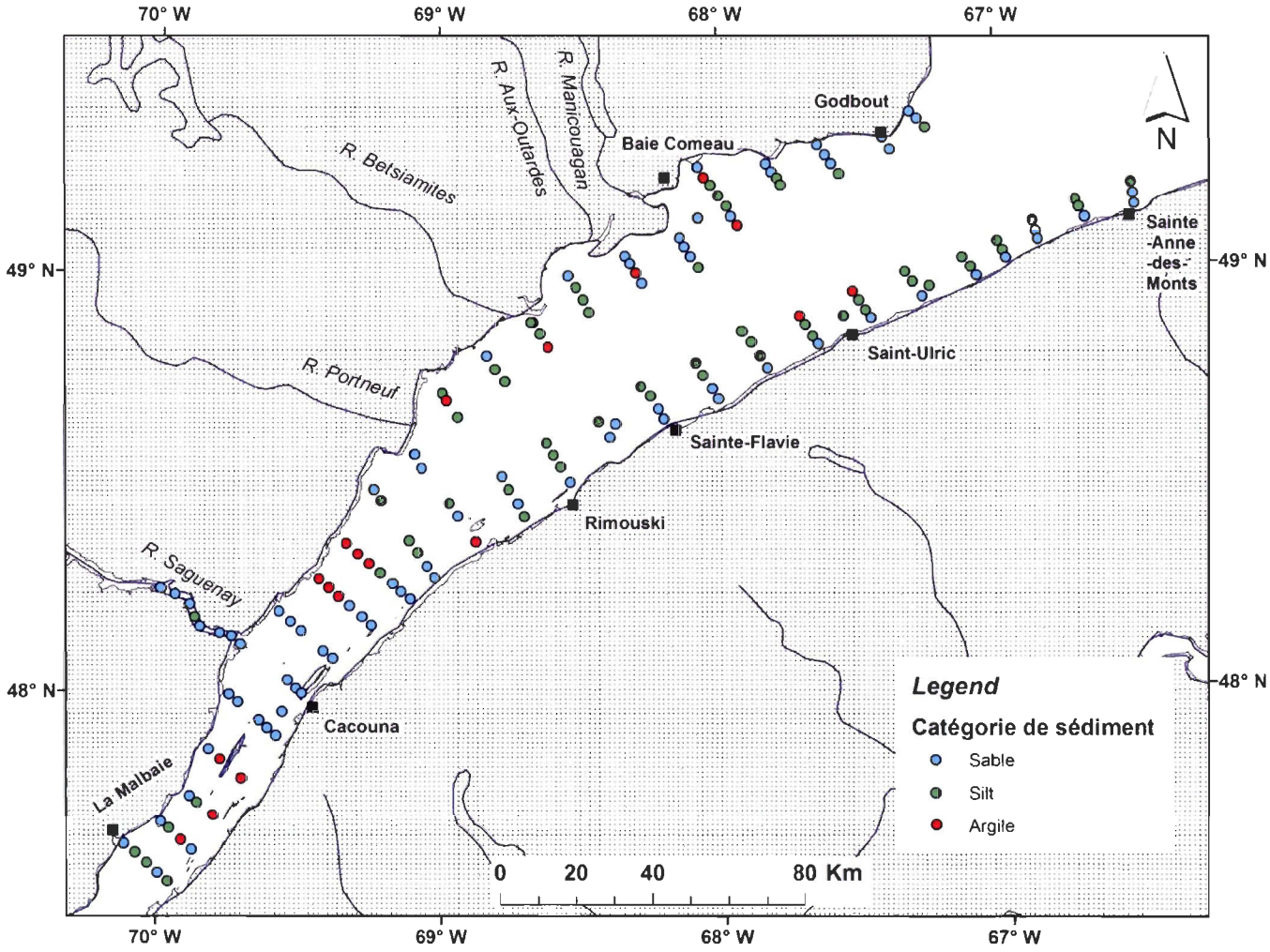
14-E	6-07-2010	551,00	150,00	0	0,00
4-2B2	7-07-2010	552,00	280,00	18	50,40
19-F	7-07-2010	552,00	155,00	20	31,00
22-E	8-07-2010	553,00	335,00	25	83,75
5-B	9-07-2010	554,00	250,00	31	77,50
2-A	9-07-2010	554,00	120,00	17	20,40
5-D	9-07-2010	554,00	135,00	33	44,55
19-C	12-07-2010	557,00	315,00	22	69,30
19-J	13-07-2010	558,00	1210,00	15	181,50
1-A	14-07-2010	559,00	110,00	25	27,50
19-E	14-07-2010	559,00	355,00	17	60,35
12-B	16-07-2010	561,00	85,00	15	12,75
5-G	21-07-2010	566,00	80,00	30	24,00
5-A	22-07-2010	567,00	15,00	19	2,85
18-E	22-07-2010	567,00	440,00	20	88,00
2-C	23-07-2010	568,00	70,00	35	24,50
1-D	23-07-2010	568,00	40,00	0	0,00
6-A	28-07-2010	573,00	190,00	28	53,20
6-B	28-07-2010	573,00	15,00	33	4,95
6-D	28-07-2010	573,00	10,00	50	5,00
6-E	29-07-2010	574,00	60,00	33	19,80
6-F	29-07-2010	574,00	25,00	33	8,25
12-A	29-07-2010	574,00	90,00	20	18,00
22-A	30-07-2010	575,00	70,00	23	16,10

17-G	9-08-2010	585,00	190,00	23	43,70
22-B	9-08-2010	585,00	60,00	33	19,80
5-E	10-08-2010	586,00	80,00	0	0,00
5-F	10-08-2010	586,00	15,00	36	5,40
21-F	12-08-2010	588,00	510,00	16	81,60
18-F	16-08-2010	592,00	220,00	33	72,60
1-C	16-08-2010	592,00	75,00	28	21,00
22-C	17-08-2010	593,00	85,00	33	28,05
3-A	17-08-2010	593,00	105,00	20	21,00
14-A	19-08-2010	595,00	90,00	33	29,70
13-C	20-08-2010	596,00	85,00	40	34,00
20-G	20-08-2010	596,00	405,00	21	85,05
23-E	23-08-2010	599,00	315,00	21	66,15
11-C	23-08-2010	599,00	40,00	33	13,20
23-E	23-08-2010	599,00	525,00	21	110,25
15-F	25-08-2010	601,00	15,00	33	4,95
14-B	26-08-2010	602,00	60,00	20	12,00
17-E	30-08-2010	606,00	340,00	14	47,60
16-B	6-09-2010	613,00	100,00	33	33,00
21-B	8-09-2010	615,00	220,00	12	26,40
24-D	8-09-2010	615,00	230,00	21	48,30
25-D	9-09-2010	616,00	95,00	34	32,30
23-C	9-09-2010	616,00	110,00	38	41,80
15-C	10-09-2010	617,00	75,00	11	8,25

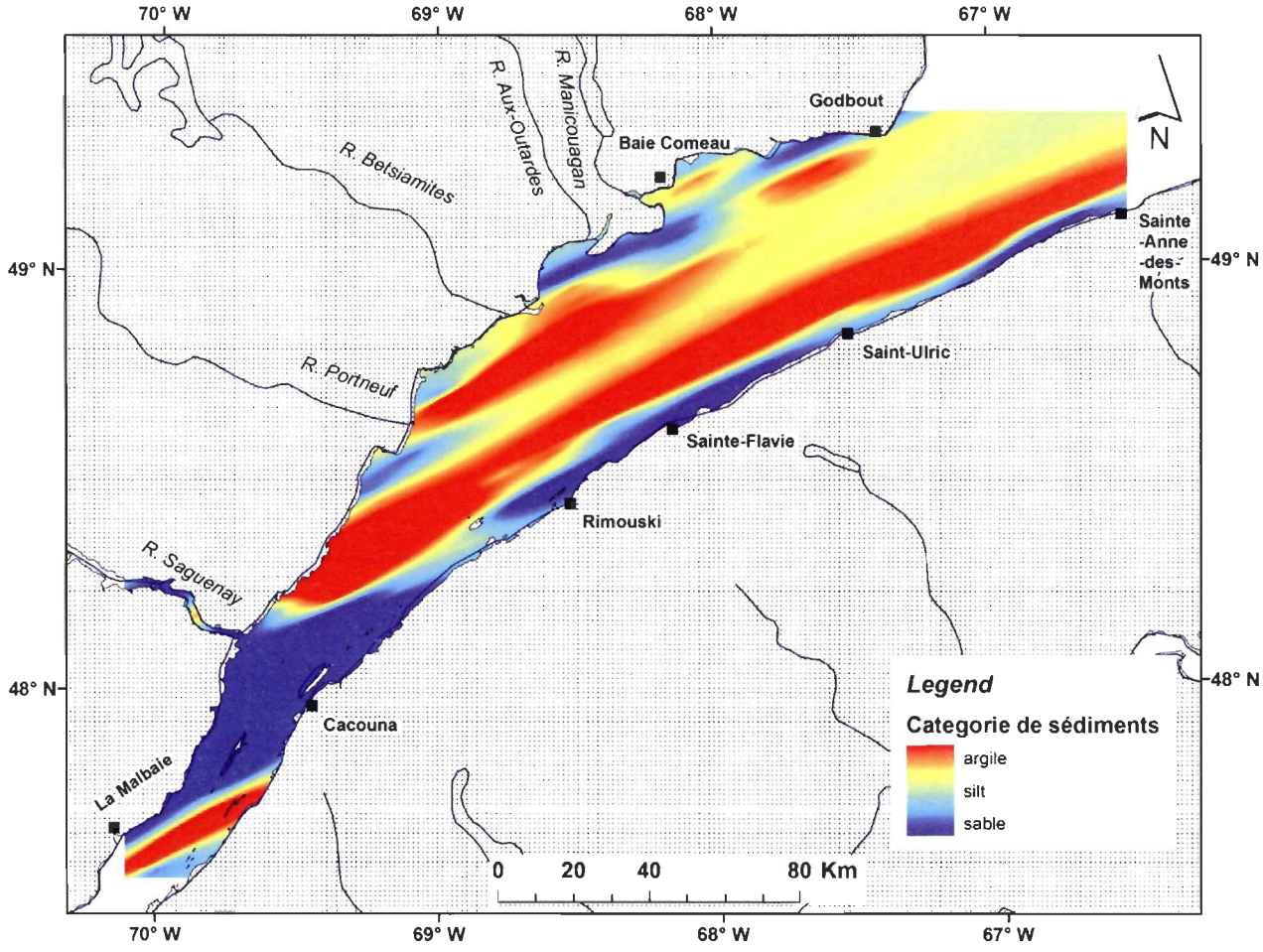
20-B	10-09-2010	617,00	100,00	20	20,00
23-B	10-09-2010	617,00	20,00	0	0,00
16-D	13-09-2010	620,00	30,00	14	4,20
21-E	13-09-2010	620,00	355,00	20	71,00
21-D	15-09-2010	622,00	285,00	20	57,00
24-E	16-09-2010	623,00	505,00	16	80,80
17-B	16-09-2010	623,00	350,00	29	101,50
19-I	17-09-2010	624,00	430,00	21	90,30
16-C	20-09-2010	627,00	120,00	12	14,40
22-D	21-09-2010	628,00	535,00	17	90,95
26-D	21-09-2010	628,00	315,00	20	63,00
18-D	22-09-2010	629,00	450,00	15	67,50
21-C	22-09-2010	629,00	185,00	14	25,90
18-C	23-09-2010	630,00	110,00	15	16,50
23-D	23-09-2010	630,00	445,00	19	84,55
17-C	24-09-2010	631,00	480,00	12	57,60
17-D	24-09-2010	631,00	425,00	10	42,50
16-E	27-09-2010	634,00	495,00	6	29,70
19-B	28-09-2010	635,00	415,00	20	83,00
26-E	29-09-2010	636,00	485,00	10	48,50
25-E	29-09-2010	636,00	415,00	14	58,10
9-A	18-10-2010	655,00	0,00	0	0,00
9-C	18-10-2010	655,00	10,00	50	5,00
7-A	18-10-2010	655,00	20,00	0	0,00

7-B	18-10-2010	655,00	35,00	50	17,50
10-B	19-10-2010	656,00	25,00	25	6,25
10-D	19-10-2010	656,00	10,00	0	0,00
8-B	19-10-2010	656,00	30,00	0	0,00
8-C	20-10-2010	657,00	10,00	42	4,20
9-B	20-10-2010	657,00	20,00	50	10,00
9-D	20-10-2010	657,00	35,00	30	10,50
8-A	20-10-2010	657,00	0,00	33	0,00
10-E	21-10-2010	658,00	5,00	0	0,00
7-D	21-10-2010	658,00	20,00	33	6,60

Annexe 5 : Répartition des sédiments dans l'estuaire du Saint-Laurent.



Annexe 5.1. Répartition des sédiments selon trois classes (sable, silt et argile) dans l'estuaire du Saint-Laurent.



Annexe 5.2. Extrapolation isométrique de la carte de répartition des sédiments selon trois classes (sable, silt et argile) dans l'estuaire du Saint-Laurent. La couleur rouge représente les zones dominées par les argiles tandis que la couleur bleue représente les zones dominées par les sables.