

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À RIMOUSKI

**ÉVALUATION DES RISQUES ENVIRONNEMENTAUX  
DANS LE PARC MARIN DU SAGUENAY-SAINTE-LAURENT  
(QUÉBEC, CANADA)**

Thèse présentée  
dans le cadre du programme du doctorat en océanographie  
en vue de l'obtention du grade de *philosophiæ doctor*

PAR  
© NICOLAS LEMAIRE

MAI 2012

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 :**

**Jean-Claude Brêthes, président du jury, Institut des Sciences de la Mer de Rimouski**

**Émilien Pelletier, directeur de recherche, Institut des Sciences de la Mer de Rimouski**

**Richard Saint-Louis, examinateur interne, Université du Québec à Rimouski**

**Gijsbert Breedveld, examinateur externe, Norwegian Geotechnical Institute**

Dépôt initial : septembre 2011

Dépôt final : mai 2012





**THE  
EARTH  
WITHOUT  
ART  
IS  
JUST**

anonymous





comité de thèse. Je n'oublie pas le professeur François Saucier (décédé le 6 juillet 2008), de l'Institut des Sciences de la Mer de Rimouski, avec qui j'ai eu l'opportunité de collaborer au début de ce projet de doctorat.

Un grand merci à toute l'équipe du parc marin du Saguenay-Saint-Laurent pour son accueil ainsi qu'aux membres du Comité de coordination et du Comité conseil sur la gestion des écosystèmes et la recherche pour m'avoir offert l'opportunité de présenter et discuter mes travaux. D'une manière plus personnel, merci à Nadia Ménard, scientifique des écosystèmes, pour sa connaissance du parc et nos nombreuses discussions qui m'ont guidées tout au long de ce projet. Merci également à Benoît Dubeau, Frédéric Deland, Gérard Therrien, Jean-Louis Provencher, Martin Gaudreault, Pascal Grégoire, Valérie Busque et Jean Desaulniers pour leur soutien logistique, technique et scientifique lors de mes campagnes d'échantillonnages et même au delà.

J'adresse également mes remerciements aux municipalités de Sainte-Rose-du-Nord, Anse-Saint-Jean, Petit-Saguenay, Saint-Siméon, Baie-Sainte-Catherine, Tadoussac, Les Bergeronnes et Les Escoumins, ainsi qu'au parc national du fjord du Saguenay (SÉPAQ) et plus particulièrement au personnel des secteurs de Baie Éternité, Baie Sainte-Marguerite et Baie du Moulin-à-Baude pour m'avoir accueilli et facilité l'accès sur ces différents sites d'échantillonnages.

Merci au personnel de l'Institut des Sciences de la Mer de Rimouski pour son support académique, administratif et technique. Un merci tout particulier à Patrick Poulin, Sébastien Cloutier et Sébastien Pommerleau de m'avoir aidé à rassembler l'ensemble des échantillons et surtout de ne pas avoir compté leurs heures sur le terrain. Merci aussi à Dominique Lavallée, Marie-Ève Angelhart et Pascal Rioux pour leur aide lors de la préparation et l'analyse des échantillons. Merci aux collègues et amis du laboratoire pour leurs conseils et leur soutien.

## *REMERCIEMENTS*

Un doctorat ne se réalise pas seul. C'est pourquoi, en préambule de cette thèse, j'aimerais prendre un moment pour remercier l'ensemble des personnes et des organismes qui, par leur soutien financier, scientifique, académique, administratif, logistique, technique et moral, m'ont permis de mener à bien ce projet de recherche.

Mes premiers remerciements s'adressent, bien évidemment, au professeur Émilien Pelletier, mon directeur de recherche et titulaire de la Chaire de recherche du Canada en écotoxicologie moléculaire des milieux côtiers froids à l'Institut des Sciences de la Mer de Rimouski. Son accueil au sein de son laboratoire, sa disponibilité ainsi que son soutien constant m'ont fourni les atouts nécessaires à la réalisation de mon projet de thèse. Je le remercie également pour m'avoir offert l'opportunité de présenter et discuter mes travaux de recherche lors de plusieurs rassemblements scientifiques, nationaux et internationaux, ainsi que devant les membres des comités de coordination et de conseil scientifique du parc marin du Saguenay-Saint-Laurent.

J'aimerais ensuite remercier les différents membres de mon jury et comité de thèse. Merci au professeur Jean-Claude Brêthes, de l'Institut des Sciences de la Mer de Rimouski, pour avoir présidé mon jury de thèse. Merci au docteur Gijsbert Breedveld, du Norwegian Geotechnical Institute, pour avoir officié en tant qu'examineur externe. Merci au professeur Richard Saint-Louis, de l'Université du Québec à Rimouski, pour son rôle d'examineur interne, mais également pour sa disponibilité et son aide lors des différentes phases d'analyses de ce projet. Merci à la professeure Jocelyne Pellerin de l'Institut des Sciences de la Mer de Rimouski, pour sa participation en tant que membre interne sur mon

Un tel projet ne se réalise pas sans les contributions financières et logistiques de plusieurs organismes partenaires. J'aimerais donc remercier à ce titre, la Chaire de recherche du Canada en écotoxicologie moléculaire des milieux côtiers froids, Parcs Canada et le parc marin du Saguenay-Saint-Laurent, l'Institut des Sciences de la Mer de Rimouski ainsi que le regroupement Québec-Océan.

Je terminerai par des remerciements plus personnels à l'intention de mes amis qui m'ont aidé, conseillé, changé les idées, écouté et supporté tout au long de ce projet. Enfin, j'adresse un énorme merci à mes sœurs et mes parents pour leur soutien, leur écoute et leur présence (même à distance) tout au long de mon parcours.



## RÉSUMÉ

Depuis sa création en 1998, le parc marin du Saguenay-Saint-Laurent (PMSSL), situé dans la province du Québec, protège une portion représentative du Saint-Laurent et de son principal tributaire, le fjord du Saguenay. Dans cette vaste zone côtière, l'étonnante biodiversité et la complexité des écosystèmes sont confrontées aux activités humaines et à leurs multiples impacts. Afin de soutenir les gestionnaires du parc marin dans leurs efforts de conservation, nous avons adapté un modèle de risques relatifs afin de servir d'outil de gestion pour localiser les zones cumulant le plus de risques environnementaux, identifier les sources anthropiques de stress impliquées et développer des approches de gestion permettant de réduire les risques et augmenter le niveau général de protection du parc.

Avant de mettre en place un tel outil, nous nous sommes intéressés aux variables gouvernant les risques environnementaux dans notre région d'étude et avons procédé à une mise à jour ciblée des données existantes, nécessaire au développement de notre modèle. Nous avons d'abord caractérisé les principales sources de contamination terrestre (encore peu documentées), pour ensuite déterminer le niveau d'exposition des écosystèmes à celles-ci. Nos résultats ont montré que la contamination du parc était ubiquiste mais distribuée de manière hétérogène dans les écosystèmes car influencée par la localisation des activités humaines et des facteurs environnementaux. Plus particulièrement, nous avons identifié les rejets d'effluents municipaux comme une source importante de contamination au niveau local mais un vecteur peu important face à la contamination diffuse apportée par le fleuve Saint-Laurent et la rivière Saguenay. Nous avons estimé la contribution relative de celle-ci de 88 à 100 % en fonction du contaminant considéré. De plus, une analyse détaillée de la composition en hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) nous a permis de mettre en évidence l'influence du trafic maritime (une source non terrestre) sur la contamination du parc. Enfin, des données inattendues ont particulièrement retenu notre attention. Dans la baie Sainte-Marguerite, un site important pour le béluga (une espèce menacée du parc marin), nous avons enregistré les concentrations en HAP et métaux lourds les plus élevées du parc marin, en l'absence de source locale de contamination. Notre meilleure hypothèse repose sur la présence de facteurs hydrodynamiques, influençant le transport et l'accumulation de contaminant dans ce secteur. Néanmoins, des travaux complémentaires seront nécessaires pour approfondir la question.

Dans leur ensemble, ces résultats nous ont permis de consolider nos connaissances existantes sur le stress anthropique et ont contribué à une meilleure compréhension des impacts liés aux activités humaines dans le PMSSL. Nous les avons ensuite intégrés afin de



développer notre outil de gestion environnementale. Ce premier déploiement du modèle sur le territoire du parc nous a permis de tirer un portrait régional des risques dans le parc marin. Les résultats ont permis d'identifier l'embouchure du fjord ainsi que la zone côtière de l'estuaire maritime comme les secteurs les plus à risques dans le parc marin et d'incriminer le trafic maritime, les effluents municipaux et le ruissèlement urbain comme les sources principales de stress. Grâce à sa flexibilité le modèle peut être utilisé pour simuler différents scénarios de gestion environnementale. Cette fonctionnalité permet d'évaluer les bénéfices probables de chaque action potentielle avant de statuer sur la meilleure approche. Nous avons testé deux options de gestion dans les zones les plus exposées aux risques du parc : (1) la mise en place de traitements efficaces des effluents municipaux et (2) une diminution de l'intensité du trafic maritime. Selon les prédictions du modèle, la mise en application de ces actions environnementales diminuerait le risque environnemental relatif de 25 à 32 %. Nous recommandons donc aux gestionnaires du PMSSL de prioriser leurs efforts de gestion sur l'amélioration du traitement des eaux usées municipales et une meilleure régulation du trafic maritime dans les secteurs de l'embouchure et de l'estuaire maritime. La souplesse du modèle est finalement une garantie de la pérennité de notre outil. Celui-ci étant un système ouvert, il sera possibles de réaliser des optimisations et des mises à jours, au grès des avancés des connaissances scientifiques.

*Mots clés* : évaluation des risques environnementaux ; gestion environnementale ; aire marine protégée ; parc marin du Saguenay-Saint-Laurent ; modèle de risque relatif ; outil d'aide à la décision ; stress anthropique

## *ABSTRACT*

Since its foundation in 1998, the Saguenay-St. Lawrence Marine Park (SSLMP), located in the Province of Québec, is protecting a significant portion of the St. Lawrence Estuary and the Saguenay Fjord. In this large coastal area, the important biodiversity and complexity of the ecosystem are facing human activities and their multiple impacts. In support to conservation goals, we adapted the relative risk model (RRM) as a management tool to highlight the zones the most at risk, identify the main sources of stress and develop environmental strategies to reduce global risk level in the Park.

To build such a model we focussed on variables governing environmental risk in this marine area and proceeded to an update of the necessary dataset to develop our tool. The relative significance of main land-based inputs on the global environmental contamination were first developed and then we examined the chemical and microbial contamination of several compartments of the ecosystem in the main semi-enclosed bays and streams of the Saguenay St. Lawrence Marine Park (SSLMP). Our study provided a first estimation of each source of contamination, particularly local ones, as only a few unpublished data were previously available. Results showed a ubiquitous contamination but a heterogeneous distribution of the contamination in the ecosystem of the marine park in relation with the location of human activities. Particularly, urban effluents were highlighted as an important source of stress at a local scale but a low contributor to global contamination compared to diffuse external inputs from the St. Lawrence and Saguenay rivers, which relative apportionment was estimated from 88 to 100 % depending on the analysed pollutant. This huge discrepancy between sources is mainly driven by their daily discharge but also by some local hydrodynamic factors discussed in this paper. Moreover, a closer look at the polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) distribution in intertidal sediments revealed the influence of maritime traffic. Finally, unexpected data were subject to a special focus. In the Bay of Sainte-Marguerite, an important site for belugas (endangered species of the Park), in absence of any local source of contamination, the highest level of contamination for PAH and some metals was recorded. Some hypotheses are discussed to explain observations and provide insight for further works on contamination fate in this bay.

The information derived from the bulk analysis and multi-contaminant data provided good insights to enforce our understanding of anthropogenic stress in the SSLMP. Then, dataset was integrated to develop our tool. This first deployment of the methodology over a marine conservation area allowed to depict the regional environmental pressure from multiple anthropogenic sources of stress in the SSLMP. The RRM highlighted the mouth of

the Saguenay Fjord and the coastal area of the Lower St. Lawrence Estuary as the sub-regions to be the most at risk and incriminated vessel traffic, sewage discharges and urban runoff as the main sources of stress in those areas. Moreover, the flexibility of this risk model allowed us to proactively explore future management options (to deal with environmental risks) and assess their probable benefits. The RRM predicts that the implementation of wastewater treatment plans (to solve contamination problems) and a reduction of the navigation pressure would decrease the global risk from 25 to 32 % in the sub-regions identified as the most at risk. Finally, uncertainty and sensitivity analysis was used to provide preliminary insights on the RRM behaviour and performance, and to assist in guiding possible fine tuning in the data integration and focusing future studies to optimize the RRM and its uses.

*Keywords:* Environmental risk assessment; environmental management; marine conservation area; Saguenay-St. Lawrence Marine Park; Relative risk model; Multi-criteria decision tool; anthropogenic stress

## *TABLE DES MATIÈRES*

Remerciements.....	IX
Résumé .....	XIII
Abstract.....	XV
Table des matières .....	XVII
Liste des tableaux.....	XXI
Liste des figures .....	XXIII
<b>INTRODUCTION GÉNÉRALE .....</b>	<b>1</b>
1. LA ZONE CÔTIÈRE SOUS PRESSION.....	1
2. DE LA PROTECTION DANS L' AIRE .....	1
3. UN PARC POUR PROTÉGER LE SAINT-LAURENT .....	2
4. UN ÉCOSYSTÈME EXCEPTIONNEL .....	3
4.1. Le milieu physique.....	3
4.2. Les habitats et les communautés aquatiques.....	4
5. LE PARC MARIN STRESSÉ.....	6
5.1. Les sources de contamination terrestre .....	6
5.2. Le trafic maritime.....	8
5.3. Les déversements accidentels .....	9
5.4. Les activités de prélèvements de ressources .....	10
6. BILAN DE SANTÉ DES ÉCOSYSTÈMES .....	12
6.1. La contamination biologique .....	12
6.2. La pollution chimique .....	13
6.3. L' état de la ressource exploitée.....	17

7. PRÉSENTATION DE LA PROBLÉMATIQUE.....	18
7.1. La stratégie de gestion du parc et ses limites.....	18
7.2. Une nouvelle approche pour une gestion adaptée .....	19
7.3. Le modèle de risque relatif .....	20
8. ÉNONCÉ DES OBJECTIFS .....	22
8.1. L'objectif principal .....	22
8.2. Les objectifs spécifiques.....	22
9. ORIGINALITÉ ET INTÉRÊT DU PROJET .....	23
10. STRATÉGIE POUR LE DÉROULEMENT DU PROJET.....	23

## CHAPITRE 1

### **IMPORTANCE RELATIVE DES SOURCES TERRESTRES**

<b>SUR LA CONTAMINATION DU PARC MARIN .....</b>	<b>25</b>
RÉSUMÉ .....	25
ABSTRACT .....	26
1. INTRODUCTION .....	27
2. MATERIALS AND METHODS .....	29
2.1. Sampling procedure .....	29
2.2. Analyses.....	31
2.3. Flux estimation .....	31
2.4. Modelling water circulation pattern .....	34
3. RESULTS AND DISCUSSION.....	34
3.1. Water discharge in the park .....	34
3.2. Suspended particles load .....	36
3.3. Biogeochemical fluxes .....	36
3.4. Fecal contamination.....	40
3.5. Trace metallic elements .....	42
3.6. Spatial variability in sources apportionment .....	44
4. CONCLUSION .....	47

## CHAPITRE 2

**PORTRAIT DE LA CONTAMINATION CHIMIQUE**

<b>ET MICROBIENNE DANS LE PARC MARIN .....</b>	<b>49</b>
RÉSUMÉ .....	49
ABSTRACT .....	50
1. INTRODUCTION .....	51
2. MATERIALS AND METHODS .....	53
2.1. Study area and justification of choosing sampling sites .....	53
2.2. Sampling procedure .....	53
2.3. Analyses .....	55
2.4. Calculation for indices of physiological condition .....	56
3. RESULTS & DISCUSSION .....	56
3.1. Nutrient inputs.....	56
3.2. Source and fate of organic matter .....	58
3.3. Fecal contamination .....	60
3.4. Metallic contamination .....	62
3.5. PAH contamination.....	68
3.6. <i>Mya arenaria</i> physiological condition .....	71
4. CONCLUSION.....	75

## CHAPITRE 3

**UN NOUVEL OUTIL DE GESTION DES RISQUES**

<b>ENVIRONNEMENTAUX POUR LE PARC MARIN .....</b>	<b>77</b>
RÉSUMÉ .....	77
ABSTRACT .....	78
1. INTRODUCTION .....	79
2. METHODOLOGY .....	80
2.1. Problem formulation .....	81
2.2. Risk assessment method.....	87

3. RESULTS AND DISCUSSION .....	95
3.1. Risk characterization .....	95
3.2. Uncertainty and sensitivity analysis .....	99
3.3. Confirmation of risk rankings.....	102
3.4. Risk predictions to management options.....	102
4. CONCLUSION .....	105
<b>CONCLUSION GÉNÉRALE .....</b>	<b>107</b>
1. AMÉLIORER NOTRE COMPRÉHENSION PAR LA MODÉLISATION .....	108
1.1. Contribution relative des sources locale .....	108
1.2. Le cas « baie sainte-marguerite » .....	109
2. COMMENT AMÉLIORER LE MODÈLE ?.....	110
2.1. Optimiser les rangs .....	110
2.2. Optimiser les filtres .....	111
3. LE RRM DANS LE PROCESSUS DE PRISE DE DÉCISION .....	112
3.1. RRM et principe de précaution.....	112
3.2. RRM et contexte socio-économique.....	113
Références bibliographiques .....	115

## *LISTE DES TABLEAUX*

Table 1.1	Detection limit (DL) for each element measured by ICP/MS 7500c Agilent .....	32
Table 1.2	Hydrological characteristics, average concentration and daily flux of suspended particulate matter (SPM) in upstream sources, sewages and tributaries .....	35
Table 1.3	Average concentration ( $\mu\text{mol L}^{-1}$ ), daily flux ( $\text{kg d}^{-1}$ ) and source contribution (%) of nutrients ( $\text{PO}_4^{3-}$ and $\text{NO}_x$ ) in sewages, tributaries, the Saguenay River (SR) and the St. Lawrence Estuary (SLE).....	38
Table 1.4	Average concentration ( $\text{mg L}^{-1}$ ), daily flux ( $\text{kg d}^{-1}$ ) and source contribution (%) of total particulate carbon (PC), total particulate nitrogen (PN), C:N atomic ratio, in sewages, tributaries, the Saguenay River (SR) and the St. Lawrence Estuary (SLE) .....	39
Table 1.5	Average concentration ( $\text{CFU } 100 \text{ mL}^{-1}$ ), daily flux ( $10^9 \text{ CFU d}^{-1}$ ) and source contribution (%) of fecal coliforms (FC) in sewages, tributaries, the Saguenay River (SR) and the St. Lawrence Estuary (SLE).....	41
Table 1.6	Average concentration ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ), daily flux ( $\text{g d}^{-1}$ ) and source contribution (%) of particulate trace elements in all sewages (EFF), all rivers (RIV), the Saguenay River (SR) and the St. Lawrence Estuary (SLE).....	43



Table 2.1	Mean concentrations ( $\mu\text{mol L}^{-1}$ ) of nutrients in surface waters.....	57
Table 2.2	Concentration of fecal coliforms in surface waters, sediments and <i>Mya arenaria</i> .....	61
Table 2.3	Metal concentrations and their corresponding enrichment factor in surface water.....	63
Table 2.4	Metal concentrations and their corresponding enrichment factor in sediments .....	64
Table 2.5	Concentrations ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) of heavy metals in the digestive gland of <i>Mya arenaria</i> .....	67
Table 2.6	Concentration ( $\text{ng g}^{-1}$ dw) of total polycyclic aromatic hydrocarbons (t-PAH) and ligh:heavy (L:H) PAH ratio in sediments and <i>Mya arenaria</i> digestive gland.....	69
Table 2.7	Mean physiological condition indices of <i>Mya arenaria</i> , based on the total flesh weigh (CI), the gonad weigh (GSI) and the digestive gland weigh (DGI), in the different sampling sites .....	72
Table 3.1	Matrix of ranks for sources by risk zone .....	88
Table 3.2	Matrix of ranks for habitats by risk zone .....	89
Table 3.3	Exposure filters from each source to each habitat.....	91
Table 3.4	Effect filters from each habitat to each endpoint under evaluation.....	91
Table 3.5	Specific effect filters from each habitat to the endpoint “Marine mammals” .....	92
Table 3.6	Key factors leading to uncertainty in the application of the RRM.....	100

## *LISTE DES FIGURES*

Figure 1.1	Location of sampling sites across the SSLMP territory (in grey) and list of associated tributaries and urban effluents discharges .....	30
Figure 1.2	Linear regression between source flow and corresponding particles load .....	37
Figure 1.3	Hourly horizontal currents modelled over a mean summer semi-diurnal cycle at Anse Saint-Jean Bay (Saguenay Fjord); arrows symbolize the current direction and colors, the current velocity in $m\ s^{-1}$ ; grid resolution is 400 m and (x,y) positions refer to the coordinates in the grid system of the model, described in Saucier & Chassé (2000) .....	46
Figure 2.1	Location (in dark) of study area, the Saguenay St. Lawrence Marine Park (SLLMP) and position of sampling sites .....	54
Figure 2.2	Mean concentrations of nutrient in the Fjord (SAG), the mouth of the Saguenay and the Estuary (SLE); letters indicate a significant difference between group ( $P < 0.05$ ) .....	57
Figure 2.3	Isotopic pattern for carbon and nitrogen in intertidal sediments, <i>Mya arenaria</i> and surface waters in the SSLMP .....	59
Figure 2.4	Distribution of PAH in sediments and <i>Mya arenaria</i> (digestive gland) .....	70

Figure 2.5	Comparison of physiological condition indices of <i>Mya arenaria</i> , based on the total flesh weigh (CI), the gonad weigh (GSI) and the digestive gland weigh (DGI) between the Fjord, the mouth of the Saguenay and the Estuary (significant difference between group $P < 0.05$ are illustrated by letters) .....	73
Figure 3.1	Presentation of the study area and the defined sub-regions at risk .....	82
Figure 3.2	The conceptual model designed for the Saguenay-St. Lawrence Marine Park .....	86
Figure 3.3	Distribution (map) and level (graphic) of the environmental relative risks in the sub-regions of the Saguenay-St. Lawrence Marine Park (green: low risk; orange: moderate risk; red: high risk).....	96
Figure 3.4	Relative risk partitioning by sources (S1 to S7) and habitats (H1 to H5) calculated by equations 2 and 3 .....	97
Figure 3.5	Relative risk scores (RRS) by sources (S1 to S7) for the sectors the most at risk: the Stream Mouth (SF8), Les Bergeronnes (LE2) and Les Escoumins (LE3) .....	98
Figure 3.6	Model results when computed without source ranks; habitat ranks; exposition filters or effect filters (dotted white lines) and compared to relative risk score with all RRM components in place (solid black lines).....	101
Figure 3.7	Comparison of model outputs with cumulative biomarker responses in <i>Mya arenaria</i> , in 5 sites common to the two studies: Baie Éternité (SF3); Anse Saint-Jean (SF4); Petit-Saguenay (SF5); Anse Saint-Étienne (SF7) and Moulin-à-Baude (LE1).....	103

# INTRODUCTION GÉNÉRALE

## 1. LA ZONE CÔTIÈRE SOUS PRESSION

Le 8 juin 2011, à l'occasion de la journée mondiale de l'océan, Irina Bokova, directrice générale de l'UNESCO, nous a rappelé que la moitié des habitants de la planète vivent en zone côtière à moins de 50 km de la mer, exploitant largement ces espaces de transition, pour leur subsistance, leur commerce et leurs loisirs (UNEP/GPA 2006; UNESCO 2011). Il en résulte que cette utilisation intensive affecte à présent la quasi-totalité des espaces côtiers (Halpern & Hobin 2008). Les activités terrestres, cumulant 80 % des impacts (GESAMP 2001), favorisent le transfert d'un cocktail de contaminants et de nutriments (Vitousek et al. 1997; Syvitski et al. 2005) vers les milieux littoraux et marins, tandis que les activités en mer exploitent les ressources et apportent également une pollution additionnelle (Pauly & Watson 2005). Ces multiples problèmes environnementaux, conduisant à une dégradation générale des écosystèmes ainsi qu'à des changements de biodiversité (Halpern et al. 2007), le contrôle et la réduction de cette pression anthropique sont devenus indispensables, dans la perspective d'une gestion durable et de la conservation de la zone côtière (Shahidul Islam et al. 2004).

## 2. DE LA PROTECTION DANS L'AIRE

Ce constat n'est pas récent et il a donné lieu, par le passé, à plusieurs discussions entre les nations, dans le but de réguler l'impact humain sur les différents écosystèmes :

côtiers, marins, ainsi que terrestres (André et al. 2003). Rappelons à cet effet la conférence des Nations Unies de Stockholm en 1972 et plus récemment celle de Nagoya en 2010. C'est à l'issue de la Convention sur la Biodiversité de Rio (1992), que fut prise l'initiative de créer 18 régions marines au sein desquelles des aires seraient vouées à la protection d'un échantillon représentatif de la biodiversité des océans. C'est dans ce contexte que l'agence fédérale canadienne pour les parcs (Parcs Canada) s'est engagée à établir un réseau d'aires marines nationales de conservation (AMNC), afin de protéger et de conserver des espaces maritimes, représentatifs des océans bordant son territoire (Atlantique, Pacifique et Arctique), l'objectif à long terme étant de créer pour chacune de ses régions marines, une AMNC (Dionne 2001).

### 3. UN PARC POUR PROTÉGER LE SAINT-LAURENT

Situé dans l'est canadien et s'étalant entre la région des Grands Lacs et l'océan Atlantique, le système hydrographique du fleuve Saint-Laurent draine un immense bassin de  $1,6 \times 10^6$  km<sup>2</sup> (Dionne 2001). Depuis le début du XX<sup>e</sup> siècle, la région est exploitée intensivement (urbanisation, industries lourdes, agriculture intensive), et elle en subit encore les conséquences. A partir des années 1980, la situation inquiétante de la population de béluga (*Delphinapterus leucas*) du Saint-Laurent est venue symboliser la dégradation de cet environnement et susciter l'urgence d'agir (Ménard 2009). Cette prise de conscience a donné lieu à plusieurs initiatives, tel que le Plan d'Action Saint-Laurent (PASL) et la création du Parc Marin du Saguenay-Saint-Laurent (PMSSL), contribuant ainsi à la *Stratégie Mondiale de la Conservation*, en préservant la biodiversité et en mettant en valeur cet écosystème exceptionnel (Dionne 2001; PMSSL 2008).

#### 4. UN ÉCOSYSTÈME EXCEPTIONNEL

Depuis sa création en 1998, le parc marin protège une portion représentative du système du Saint-Laurent, englobant trois unités hydrographiques de type estuarien : le fjord du Saguenay (de Cap-à-l'Est à son embouchure) ; les moitiés septentrionales de l'estuaire moyen (à partir de Gros-Cap-à-l'Aigle) et de l'estuaire maritime (jusqu'aux Escoumins). Exclusivement composé d'un territoire maritime, le PMSSL couvre une superficie de 1 246 km<sup>2</sup> s'étendant jusqu'à la ligne des hautes marées et comprenant également toute la colonne d'eau ainsi que les fonds marins (Ménard 2009). Le caractère unique du parc tient non seulement de la richesse et de la complexité des trois écosystèmes qui le composent mais également de la confluence de ces trois unités. En effet, l'hydrodynamisme (Saucier et al. 2009) et la topographie marine (Locat & Levesque 2009) de cette région en font un environnement exceptionnel pour la biomasse et la biodiversité (Simard 2009), la transformant en un véritable « grenier alimentaire » où s'accumulent du macrozooplancton (krill), des poissons pélagiques (capelan) et des mammifères marins (bélugas, rorquals ou phoques).

##### 4.1. Le milieu physique

L'unité hydrographique la plus étendue du PMSSL est la section de l'estuaire moyen (53 %). où se produit la rencontre des eaux douces du fleuve avec les eaux salées du golfe. Cet environnement se caractérise par des marées de grandes amplitudes, une topographie sous-marine complexe, illustrée par la découverte récente de mégadunes (Bolduc & Duchesne 2009) et d'une forte variabilité des conditions physico-chimiques (Gagnon 1998). La côte rocheuse est escarpée et les fonds sont constitués de roche, de gravier et de sable balayés par les courants, ce qui en fait un milieu peu propice à l'accumulation de sédiment (Dionne 2001).

La seconde région hydrographique, par sa taille (30 %), est la section de l'estuaire maritime. Sa topographie est dominée par le chenal Laurentien, que l'on peut décrire comme une fosse profonde (380 m) en forme de « U ». Les rives sont rectilignes, escarpées, et la zone intertidale étroite. La masse d'eau est caractérisée par une forte stratification estivale en trois couches, dont les deux premières se mélangent en hiver sous l'action de la température froide et des vents. Les marées semi-diurnes ont une amplitude moyenne de 3,6 m à Tadoussac.

Le fjord du Saguenay constitue l'unité la moins étendue (17 %). C'est l'un des fjords les plus longs au monde (105 km) et le plus méridional en Amérique du Nord. C'est aussi le seul à se déverser dans un estuaire. Cette vallée glaciaire, étroite de 1 à 6 km, est séparée de l'estuaire par un seuil et elle est constituée de trois bassins où s'accumulent des sédiments fins d'origines diverses (cours d'eau, glissement de terrain ou érosion des sols). Le fjord du Saguenay étant bordé de falaises abruptes, la zone intertidale y est étroite et entrecoupée de quelques anses et baies. Comme dans l'estuaire, la masse d'eau est stratifiée, mais en deux couches : une couche superficielle de 10-15 m et une masse d'eau profonde représentant environ 93 % du volume d'eau. La dynamique de circulation des eaux du fjord est influencée quotidiennement par les marées qui entraînent des intrusions d'eaux estuariennes (Ladurantaye et al. 1984) riches en oxygène, en sels nutritifs et en plancton (Gagnon 1995) favorisant ainsi une biodiversité benthique et pélagique reconnue (Dionne 2001).

#### **4.2. Les habitats et les communautés aquatiques**

Les milieux côtiers sont sûrement les habitats les mieux documentés dans le parc, faisant même l'objet en 2004 d'un inventaire exhaustif de la flore herbacée qui s'y développe (Gilbert 2004). Ces milieux se caractérisent par des anses (Saint-Jean et Saint-Étienne) ou des baies (Éternité et Sainte-Marguerite) dans le fjord et de battures (Aux-Alouettes, Aux-Vaches, À-Théophile) ou l'embouchure de rivières (Petites et Grandes

Bergeronnes) dans la partie estuarienne. Ces milieux humides ont une importance écologique pour plusieurs espèces fourragères (Mousseau & Dodson 1996), offrant des aires d'alimentation, de reproduction, de refuge ou de passage. Ces habitats sont également reconnus pour leur biodiversité benthique (Lemieux 1996) ou encore leur fréquentation intensive par des espèces menacées, comme le béluga (Chadenet 1997). Finalement, Dionne (2001) souligne également l'importance de la zone infralittorale de l'estuaire maritime, colonisée par les macroalgues (étage supérieur), puis par différentes espèces d'invertébrés, dont l'oursin vert (*Strongylocentrotus droebachiensis*) représentant 52 % de la biomasse (Archambault et al. 1998).

Le milieu marin du fjord est caractérisé par ces trois bassins (Dionne 2001). Le milieu benthique, dont la morphologie est décrite avec précision par Locat & Levesque (2009), est reconnu pour sa biodiversité. Plus de 400 espèces vivant en association avec les substrats meubles y ont été répertoriés par Bossé et al. (1994; 1996). La faune ichthyologique y est également très diversifiée et se compose d'une soixantaine d'espèces marines, diadromes et dulcicoles. Le milieu marin du fjord est également connu pour accueillir plusieurs mammifères marins (phoques, bélugas, petits rorquals) ainsi que plusieurs espèces d'oiseaux marins (revue par Dionne 2001). Dans la section estuarienne, la réputation du milieu marin situé à la tête du chenal Laurentien, n'est plus à faire. Sa dynamique exceptionnelle favorise la mise en place d'un réseau trophique important, tant en biomasse, qu'en biodiversité, attirant de nombreuses espèces de mammifères marins (Simard 2009).

Les milieux insulaires constituent la dernière catégorie d'habitats décrits par Dionne (2001). Ils sont localisés essentiellement dans l'estuaire moyen et présentent une grande importance écologique pour de nombreuses espèces d'oiseaux (alimentation, nidification), de poissons (fraye) et de mammifères marins (alimentation, échoueries).



## **5. LE PARC MARIN STRESSÉ**

Dans cet environnement estuarien, la richesse et la complexité des écosystèmes sont confrontées aux activités humaines et à leurs multiples impacts. Le parc marin montre en effet des signes de stress importants et le bilan établi par le PASL démontre que la pollution du Saguenay et du Saint-Laurent porterait atteinte aux objectifs de protection du territoire (Dionne 2001). Toutefois, même si l'accent semble porter sur la contamination du PMSSL, il ne faut pas oublier que certaines activités se déroulant au sein du parc peuvent exercer d'autres formes de pression sur son écosystème, comme le prélèvement de biomasse (pêcheries commerciales et récréatives) ou le dérangement des espèces (activités d'observation en mer de la faune et navigation commerciale).

### **5.1. Les sources de contamination terrestre**

Il n'y a pas d'industrie lourde sur le territoire du parc marin et l'agriculture y est peu développée, se résumant à un peu d'élevage et de culture extensive (Dionne 2001). Cependant, le PMSSL n'échappe pas aux impacts d'un cocktail de contaminants en provenance des régions agricoles, industrielles et urbaines situées en amont de son territoire : la région des Grands Lacs et du Saguenay-Lac-Saint-Jean ainsi que les grands centres urbains de Montréal et Québec. Ce mélange complexe de polluants (hydrocarbures, métaux, pesticides, produits pharmaceutiques et bien d'autres) diffuse, sans contrôle, via la circulation des eaux et quelques dépôts atmosphériques dans l'écosystème du parc (Desbiens 2004; Gobeil et al. 2005; Lebeuf & Nunes 2005; Gobeil 2006; Viglino et al. 2006).

À ces sources éloignées, viennent s'en ajouter d'autres, plus locales, mais qui préoccupent tout autant les gestionnaires (Dionne 2001). En effet, la plupart des municipalités qui se trouvent sur les rives du PMSSL ne sont pas équipées d'un système de traitement pour leurs eaux usées. Seulement un tiers d'entre elles épurent leurs effluents au

moyen de bassins aérés avant leur rejet dans les eaux du parc (MAMROT 2009). La question des effluents urbains est depuis longtemps une préoccupation mondiale (GESAMP 2001) car ils sont une source de polluants variés (Shahidul Islam et al. 2004; Gobeil et al. 2005) tels que des pathogènes, des nutriments, des métaux lourds ainsi qu'une panoplie de substances organiques (pharmaceutiques, retardateurs de flamme, pesticides). C'est pourquoi, la province du Québec s'est munie, dès 1978, d'un programme provincial : le PAEQ<sup>1</sup> (reconduit et renommé PADEM<sup>2</sup> en 1995) qui subventionne les municipalités afin qu'elles puissent s'équiper d'un système d'épuration des eaux. Cependant, la liste des demandes est longue, et si pour la plupart d'entre elles, le problème est réglé, celui-ci perdure pour les plus petites municipalités, comme c'est le cas dans le parc marin. A cela vient s'ajouter un certain nombre de maisons isolées ou des chalets, non raccordés à un réseau d'égouts. Équipées ou non d'une fosse septique, ces habitations constituent aussi une source potentielle de contamination pour l'écosystème.

Le ruissèlement des surfaces, principalement en zone urbaine, présente également un risque de contamination pour l'écosystème du PMSSL, car les municipalités sont principalement localisées sur les rives. Souillées par des dépôts atmosphériques ou des déversements d'origines diverses, ces surfaces dites imperméables (toitures, asphalte, béton) sont lessivées par temps de pluie et ruissèlent dans les eaux du parc, directement, ou via un réseau de collecte des eaux pluviales. En hiver, le problème est similaire. Les substances potentiellement polluantes (métaux lourds, particules et gaz d'échappement, antigel, sel de calcium) seront emportées lors du ramassage de la neige et finiront généralement dans les eaux du parc (Gagnon 1995 & 1996).

Finalement, les cours d'eau, tributaires du parc marin, inquiètent également les gestionnaires depuis une dizaine d'années (Dionne 2001). Cette inquiétude s'est confirmée en 2005 par la parution d'un rapport technique (Comité ZIP RNE 2005) mettant en évidence la mauvaise qualité de l'une des rivières (Moulin-a-Baude) se jetant dans les eaux

---

<sup>1</sup> Programme d'assainissement des eaux du Québec

<sup>2</sup> Programme d'assainissement des eaux municipales

du PMSSL. Les sources de contamination incriminées étaient les rejets urbains et agricoles. Ces conclusions viennent illustrer à nouveau la problématique des effluents urbains dans le parc et soulignent également l'influence de l'agriculture locale, même si celle-ci n'est que peu développée. En effet, les entreprises agricoles rejettent surtout des eaux contaminées par les déjections animales et les engrais minéraux qui présentent un risque de dégradation de la qualité des eaux par eutrophisation et contamination bactérienne.

## **5.2. Le trafic maritime**

Le trafic maritime est une des activités les plus importantes dans le parc marin, particulièrement pendant la période libre de glace (d'avril à novembre). Selon l'étude la plus récente (Chion et al. 2009), ce sont près de 50 000 embarcations par an (toute catégorie confondue) qui transitent par les eaux du Parc, cumulant autour de 90 000 heures en temps de résidence. Les activités de navigation, qu'elles soient commerciales ou récréatives, sont assez diversifiées, regroupant des embarcations de tailles diverses, motorisées ou non. Le territoire du parc est traversé par une des routes commerciales (marine marchande) les plus importantes au monde, qui relie l'Atlantique Nord aux Grands Lacs, et dont 91 % du trafic se concentre dans la section estuarienne. Néanmoins, ce sont les services de traversier, les excursions aux baleines et les activités de yachting qui représentent la part la plus importante du trafic, aussi bien en terme de trajets (85 %) qu'en terme de temps de résidence (85 %) contre 9 % pour la marine marchande (Chion et al. 2009). En effet, le nombre de navires marchands a diminué de 60 % en 20 ans, mais le tonnage, quant à lui, a augmenté (Dionne 2001). Cette activité se concentre principalement dans l'embouchure du Saguenay (> 36 %) ainsi que dans l'estuaire maritime (14 à 36 %). Quelques zones de densité de trafic plus modérée (5 à 36 %) sont éparpillées sur le territoire (secteurs Rivière Éternité, Anse Saint-Jean et Saint-Siméon). Les installations portuaires, associées à ce trafic, sont de capacité variable et se répartissent le long des berges du parc marin. Bien souvent, leur importance est fonction de la densité de trafic observé dans le secteur.

Le trafic maritime et les installations portuaires constituent une source de produits toxiques, d'eaux usées ou de ballast mais également de débris divers, sans parler des problèmes liés à la circulation des navires. Les peintures anti-salissures (métaux, organo-métaux), le carburant imbrulé (alcanes) et les gaz d'échappement (HAP, SO<sub>x</sub>, NO<sub>x</sub>) sont les principales substances toxiques que nous pouvons relier aux activités de navigation (Michaud & Pelletier 2006; Pelletier et al. 2009; Viglino et al. 2006). A cela viennent s'ajouter les rejets potentiels d'eaux usées et de ballasts qui représentent une source de contamination biologique par l'introduction de pathogènes et d'espèces exotiques. Le rejet de macro-déchets (plastiques, cordages, filets) peut constituer une menace physique pour la faune aquatique du parc (risque d'emmêlement ou d'ingestion). Toutefois, même si peu de données existent sur le sujet, le niveau de pollution par les macro-déchets semble peu important en comparaison aux rivages atlantiques (Dionne 2001). Finalement, la navigation constitue également un risque de dérangement (fuite, envol, évitement) ou de collision (entraînant des blessures, mortelles ou non) pour les oiseaux et mammifères marins qui fréquentent le PMSSL. Selon Lair (2007), 6 % des cas de mortalité chez les bélugas sont imputables à des collisions. Il est cependant assez difficile d'évaluer l'incidence de la navigation sur le dérangement des espèces (Dionne 2001). Depuis 1992, la déclaration d'incidents de collision est obligatoire mais les observations et les informations anonymes laissent supposer que cette consigne n'est pas toujours respectée (PMSSL 2008).

### **5.3. Les déversements accidentels**

Les déversements accidentels de produits chimiques ou pétroliers sont une autre source potentielle de contamination pouvant porter atteinte à l'intégrité des écosystèmes (Pelletier 1988). Les conséquences environnementales de tels incidents sont difficiles à prédire, tant les facteurs qui entrent en jeu sont multiples : caractéristiques physico-chimiques des produits déversés, facteurs océanographiques et météorologiques locaux, nature des milieux récepteurs mais aussi la stratégie de nettoyage employée (Dionne 2001). Plusieurs déversements accidentels (~ 30) ont déjà été répertoriés par le passé (1974-2005),

à proximité du PMSSL (Dionne 2001; PMSSL 2008). De plus, plusieurs incidents de pollution mineure se produisent chaque année dans le secteur du parc marin (principalement dans les marinas). Malheureusement, la plupart ne sont pas rapportés et les gestionnaires doivent composer avec des données fragmentaires pour gérer ce type de risque. Cependant, des actions sont possibles pour circonscrire les déversements et nettoyer les milieux (voire la faune et la flore) et réduire ainsi les impacts. Plusieurs agences fédérales (Parcs Canada, Environnement Canada et la Garde Côtière) collaborent entre elles mais aussi avec le PMSSL afin d'élaborer des programmes de formation et des plans d'intervention d'urgence en cas d'incident. De plus, des outils géomatiques (ARES)<sup>3</sup> et des modèles mathématiques ( $E_R$ )<sup>4</sup> peuvent épauler les gestionnaires en cas d'urgences, afin d'optimiser les interventions.

#### **5.4. Les activités de prélèvements de ressources**

L'analyse des sources de stress anthropiques dans le parc marin ne peut se résumer aux activités dites « polluantes ». Le stress écologique ne se restreint pas à une liste de contaminants chimiques et biologiques (espèces pathogènes et invasives). Comme nous avons commencé à l'évoquer dans le paragraphe précédent, la pression écologique liée aux activités humaines peut se matérialiser sous la forme d'une perturbation comportementale ou encore de blessures pouvant conduire à la mort de l'individu, et ce, à l'égard de certaines espèces en particulier, tels que les mammifères marins. Le prélèvement de ressources constitue également une autre forme de stress exercé par les activités de pêche et de chasse, récréatives ou commerciales (Dionne 2001).

La pêche dans le PMSSL est très diversifiée, tant par les espèces recherchées : des poissons, des invertébrés et même des algues (voir Dionne 2001 pour un inventaire exhaustif des espèces), que par les milieux où elle s'exerce (eau libre, quais, rives, zone

---

<sup>3</sup> Atlas régional des éléments sensibles (Dionne 2001)

<sup>4</sup> Indice de risque écologique associé à un déversement pétrolier (Pelletier 1988)

intertidale et infralittorale), ou les activités qu'elle regroupe (récréative, commerciale et exploratoire). La pêche sportive concerne principalement des espèces de poissons et s'exerce en été comme en hiver (pêche blanche), principalement dans le fjord du Saguenay. Quant à la cueillette de mollusques (*Mya arenaria*), elle a lieu exclusivement sur les estrans de l'estuaire, les sites du fjord étant fermés pour des raisons d'insalubrité (Dionne 2001; PMSSL 2008). La pêche commerciale se pratique uniquement dans l'estuaire, car elle est interdite dans le fjord. Il est difficile de définir avec précision les aires de pêche dans le PMSSL, car leurs limites peuvent varier d'une année sur l'autre et s'étendre au delà du territoire (Dionne 2001). Toutefois, plusieurs secteurs ont été identifiés pour le parc, principalement dans l'estuaire maritime ainsi que deux petites zones, dans l'estuaire moyen, au niveau de Port-aux-Quilles et de l'Île Blanche.

Deux types de chasse sont pratiqués dans le parc : la chasse au phoques (principalement commerciale) et la chasse aux oiseaux migrateurs (récréative). En ce qui concerne la chasse aux phoques, deux espèces sont recherchées : le phoque du Groenland (*Phoca groenlandica*) et le phoque gris (*Halichoerus grypus*) (Dionne 2001). La chasse est règlementée et interdite pendant la période récréotouristique (du 1<sup>er</sup> mai au 30 septembre). Les impacts sur le prélèvement de ressources sont donc contrôlés selon Morisset (1998) mais il subsiste le risque d'abattage accidentel d'espèces protégées comme le phoque commun (*Phoca vitulina*) dans le cadre de la chasse sportive (peut répandue dans le parc). La chasse aux oiseaux migrateurs (voir Dionne 2001 pour une revue des espèces recherchées) est très localisée dans certains sites du PMSSL, les marais étant peu nombreux et difficiles d'accès. De plus, il est interdit de chasser sur les littoraux du fjord du Saguenay et plusieurs îles du parc. Comme pour la chasse aux phoques, le risque principal demeure l'abattage accidentel d'espèces en péril (Dionne 2001).

## **6. BILAN DE SANTÉ DES ÉCOSYSTÈMES**

Suite à la revue détaillée de Dionne (2001) sur la contamination de l'écosystème du parc marin et de plusieurs travaux scientifiques sur le sujet, une première évaluation de l'état de santé des écosystèmes a été réalisé en 2007 (PMSSL 2008). Ce rapport a permis de constater que les efforts de gestion ont ralenti certains processus de dégradation. Néanmoins, les contaminants sont toujours présents et les activités avec prélèvements de ressources sont en croissance depuis quelques années (Ménard 2009).

### **6.1. La contamination biologique**

La contamination biologique dans le PMSSL se présente tout d'abord sous la forme d'une contamination microbiologique, surtout d'origine fécale essentiellement, issue de la décharge d'eaux usées en provenance des municipalités mais aussi des navires. Peu de données existent sur la contamination microbiologique des écosystèmes dans le parc marin, l'essentiel de l'information se résumant à un état des bancs de myes sur son territoire. Toutefois, nous pouvons affirmer qu'il existe une contamination des organismes, car la plupart des sites de cueillettes sont fermés pour cause d'insalubrité (contamination biologique) des coquillages (PMSSL 2008).

Les espèces invasives entrent également dans la question de la contamination biologique. Dans l'écosystème du parc, les espèces incriminées sont essentiellement des plantes vasculaires. Sur les 253 espèces répertoriées, 43 sont exotiques, comme la salicaire d'Europe, qui représente le plus grand risque pour les milieux humides, remplaçant peu à peu les espèces indigènes en place (Gagnon 1998). En dehors du PMSSL, plusieurs espèces non-indigènes ont été identifiées comme le crabe vert ou encore le crabe à mitaines (Dufour & Ouellet 2007) et présentent un risque pour les écosystèmes du parc. Plus récemment, 14 espèces non-indigènes de dinoflagellés ont été identifiées dans les eaux de ballast des navires arrivant dans l'est canadien dont quatre sont potentiellement toxiques et

représentent un risque certain pour les populations de poissons, l'aquaculture et la santé humaine (Casas-Monroy et al. 2011). Ce risque est suffisamment élevé pour nécessiter une surveillance, même si les conditions environnementales difficiles du Saint-Laurent peuvent le modérer (Harvey et al. 1999).

## 6.2. La pollution chimique

Issus de sources multiples (Desbiens 2004; Barthe 2008), aussi bien naturelles (feu de forêt, volcanisme) qu'anthropiques (effluents, navires), les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) sont des contaminants ubiquistes dans les environnements côtiers (Pelletier et al. 2009). Ces composés sont donc étudiés depuis deux décennies dans le fjord du Saguenay (Martel et al. 1987; Desbiens 2004; Pelletier et al. 2009). Historiquement, le milieu a connu une forte pollution ( $3,5-7 \mu\text{g g}^{-1}$  dans les sédiments), en lien avec l'industrialisation massive du milieu de siècle dernier (Martel et al. 1987). Cependant, depuis 20 ans, la situation s'est améliorée et les dernières analyses (2002) ont permis de constater une diminution (facteur 8 à 30) de cette contamination (Pelletier et al. 2009). Ces résultats s'expliquent à la fois, par un enfouissement lent mais constant des sédiments fortement contaminés ainsi qu'une diminution importante des sources industrielles. En effet, Desbiens (2004) mentionne que le retrait progressif du procédé Söderberg des alumineries localisées en amont du fjord, a permis de réduire les rejets de HAP en provenance de ces usines. Aujourd'hui, le flux amont de HAP particuliers s'écoulant sans retenu dans les eaux du parc est estimé à  $1 \text{ t an}^{-1}$  (Pelletier et al. 2009). Selon ces mêmes auteurs, les rejets industriels ne semblent pas être les seules sources de HAP. En effet, une analyse plus fine de leur composition laisse apparaître une dominance des composés légers (naphtalène principalement), qui pourrait témoigner, selon les auteurs, d'une origine pétrolière des hydrocarbures analysés (les carburants de navires contiennent 10-20% de HAP légers). Dans la zone intertidale, la contamination en HAP est peu documentée, Pelletier et al. (2009) ont uniquement analysé les hydrocarbures dans deux espèces de bivalves (*Mya arenaria* et *Mytilus edulis*) et ce, pour deux sites du parc marin (les baies



Sainte-Catherine et Sainte-Marguerite). La présence de HAP (68,8-151,42 ng g<sup>-1</sup>) et de certains de leurs métabolites dans ces organismes suggèrent une exposition prolongée à des sources de HAP. Ces résultats ont été confirmés par Gagné et al. (2009) par la mise en évidence chez les bivalves, d'une activité enzymatique CYP1A, indicatrice d'une métabolisation de composés aromatiques polycycliques comme les HAP. Quelques autres études ont également exploré la contamination de la faune benthique (poissons et invertébrés) dans les profondeurs du Saguenay. Les résultats montraient que les HAP étaient peu concentrés voire non détectables, et les auteurs ont conclu qu'il n'y avait pas de danger pour la consommation humaine (Pelletier et al. 1999). Dans l'estuaire, le flux amont de HAP particulaires est estimé à 8,2 t an<sup>-1</sup> à la hauteur de Québec (Cossa et al. 1997). Il est donc huit fois plus élevé que dans le fjord. Toutefois, les analyses, quoique moins nombreuses (Dufour & Ouellet 2007), semblent démontrer que les concentrations dans l'écosystème sont moins élevées. Dans les sédiments de l'estuaire, les HAP varient de 105 à 720 ng g<sup>-1</sup> par rapport à une moyenne de 543 ng g<sup>-1</sup> dans le fjord. Dans le matériel particulaire, la différence est encore plus marquée : 277-936 ng g<sup>-1</sup> dans l'estuaire à 1 764 ng g<sup>-1</sup> dans le fjord (Curtosi 2009). Les organismes étudiés (crustacés et poissons) sont également peu contaminés (< 8 ng g<sup>-1</sup>) (Pelletier et al. 1999). Ces faibles concentrations peuvent s'expliquer par une capacité des organismes (les poissons en particulier) à métaboliser les HAP, entre autres (Dufour & Ouellet 2007).

Les premières mentions d'une pollution aux métaux lourds remontent aux années 1970. Des taux très élevés (380 ng L<sup>-1</sup>) de mercure dans l'eau du Saguenay (Loring 1975) ont rapidement entraîné une contamination importante du biote. Les crevettes nordiques du fjord présentaient des concentrations en mercure de 10 µg g<sup>-1</sup> et la fermeture de cette pêche fut annoncée (Cossa & Desjardins 1984). Après la fermeture de l'usine Chlore-Alcali Alcan Arvida, située en amont du parc, la situation s'est rapidement améliorée. Gobeil et al. (1984) ont observé une diminution rapide de la concentration en mercure dans l'eau (de 20-40 ng L<sup>-1</sup> en 1979 à 5 ng L<sup>-1</sup> en 1983). Puis des analyses menées par Cossa & Gobeil (1994) montrèrent que les concentrations en mercure avaient encore chuté à 0,63 ng L<sup>-1</sup> ce qui représentait une diminution de 99 % par rapport aux valeurs enregistrées dans les années

1970. Parallèlement, en 1993 et 1994 les teneurs avaient chuté à des valeurs proches des normes de commercialisation ( $0,5 \mu\text{g g}^{-1}$ ) dans les crevettes. Depuis les valeurs semblent se stabiliser dans la chair des organismes (crevette nordique, moule bleue, crabe des neiges) et se maintenir autour de la norme de commercialisation (Hodson et al. 1994; Gobeil et al. 1997). La section estuarienne du PMSSL ne semble pas avoir subi les mêmes problèmes que le fjord. Les concentrations en mercure analysées dans les tissus d'invertébrés (ophiure, gastéropode) étaient en dessous des normes de commercialisation (Dalcourt et al. 1992).

Le cadmium pose un autre problème dans le parc marin. Les concentrations mesurées dans plusieurs invertébrés ont déjà dépassé les normes de commercialisation et atteignaient  $0,1-0,85 \mu\text{g g}^{-1}$  en 1990. De plus, un gradient de concentration a été observé ( $0,85-0,3 \mu\text{g g}^{-1}$ ) dans le fjord suggérant la présence d'une source de contamination dans le Haut-Saguenay (Hodson et al. 1994). Plus récemment, les travaux de Pellerin et al. (2009) ont confirmé la présence d'une source amont. En effet, ces auteurs ont enregistré des niveaux plus élevés en cadmium dans des bivalves localisés en amont du Saguenay, en comparaison avec un site situé à son embouchure. Toutefois, les auteurs suggèrent une source terrigène (bouclier canadien) plutôt qu'une contamination anthropique.

Plusieurs autres métaux toxiques tels que le cuivre (Cu), le zinc (Zn) et le plomb (Pb) ont déjà été détectés dans les sédiments du fjord et montrés des concentrations plus élevées ( $43-145 \mu\text{g g}^{-1}$  pour Zn,  $6-33 \mu\text{g g}^{-1}$  pour Cu et  $14-66 \mu\text{g g}^{-1}$  pour Pb) que dans l'estuaire ou d'autres sites non pollués (Loring 1978). Cependant, en dépit d'une activité industrielle croissante (en amont du parc) aucun enrichissement significatif de cuivre, nickel et chrome n'a été détecté dans les sédiments (Pelletier & Canuel 1988). Finalement, selon les travaux de Gobeil et al. (1997), aucun dépassement des normes relatives aux métaux lourds n'a été enregistré dans la chair des poissons du Saguenay, et Phaneuf et al. (1996) ont montré que les algues dans l'estuaire ne contenaient que de faibles concentrations en métaux lourds, concluant que la situation de ces organismes n'était pas préoccupante.

Une interdiction totale et mondiale des peintures à base de tributylétain (TBT) est entrée en vigueur en 2008, ayant pour objectif de supprimer tout nouvel apport de ce

biocide dans les écosystèmes aquatiques. Cependant les sites déjà contaminés demeurent une préoccupation environnementale majeure (Viglino 2005). Les études les plus récentes (Viglino et al. 2006a; 2006b) ont démontré la présence ubiquiste du TBT et de ses métabolites (DBT et MBT) dans tous les compartiments de l'écosystème du fjord du Saguenay. Dans la colonne d'eau, les concentrations en butylétains (BuSn = TBT + DBT + MBT) étaient plus élevées en surface (26-206 ng Sn L<sup>-1</sup>) qu'en profondeur (7-30 ng Sn L<sup>-1</sup>) et les facteurs de bioconcentration avec le seston, confirmaient que ces niveaux d'organoétains dans l'eau étaient suffisamment élevés pour produire une biomagnification dans le réseau trophique. En effet, une analyse de ces contaminants dans le réseau trophique a permis de détecter ces composés dans une large gamme (7-1 238 ng Sn g<sup>-1</sup>), bien souvent supérieure aux niveaux observés habituellement le long des corridors de navigation intensive. De plus, un programme de surveillance de bioindicateurs (*Mya arenaria*), documente depuis plusieurs années, une perturbation endocrine des organismes, en partie liée à la présence de BuSn (109 ng Sn g<sup>-1</sup>) dans les gonades (Gagné et al. 2003). Les sédiments, quant à eux, présentaient des taux de BuSn similaires (6-288 ng Sn g<sup>-1</sup>) à d'autres sites mondiaux exposés à un fort trafic maritime. Les études sont moins nombreuses dans la section estuarienne du parc, la plupart des études ayant été conduites en dehors de ses limites. Toutefois, les résultats semblent moins alarmants. En effet, la plus récente étude (Michaud & Pelletier 2006) démontre que les concentrations dans les sédiments du chenal Laurentien sont 10 à 20 fois inférieures à celle que l'on peut observer dans les zones portuaires du golfe du Saint Laurent.

Les organochlorés ont été fortement produits et utilisés au cours du siècle dernier mais depuis 2004, un accord international (Convention de Stockholm en 2001) vise à restreindre ou interdire la production et l'utilisation d'un certain nombre de ces composés. Toutefois, même si les concentrations sont relativement faibles en général, certains composés persistent dans l'écosystème (Cossa 1990). De 1980 à 1996, les flux annuels de biphenyles polychlorés (BPC), entrant dans l'estuaire ont chutés de 450 à 180 kg an<sup>-1</sup> (Lebeuf et al. 1995; Cossa et al. 1997). Récemment, la charge totale en BPC dans les sédiments de l'estuaire a été estimée à 8,7 tonnes (Lebeuf & Nunes 2005). Dans les

sédiments du fjord, les taux de dioxines totales (PCDD) et furannes totaux (PCDF), sont légèrement plus élevés que ceux de l'estuaire (PCDD = 194 ng g<sup>-1</sup>; PCDF = 91 ng g<sup>-1</sup>) mais demeurent largement sous les niveaux analysés dans les sédiments fortement contaminés, comme Port Alberni (Colombie-Britannique). Dans les invertébrés et les poissons, les concentrations en organochlorés sont assez similaires entre le fjord et l'estuaire et se maintiennent sous les normes de commercialisation (voir Dionne 2001 pour une revue des concentrations par espèces). Ce sont les cétacés qui semblent être les plus touchés par la contamination en polychlorés. Plusieurs études dressent un inventaire exhaustif de ces composés dans les mammifères marins et évoquent même une augmentation de certains autres composés persistants (polybromés) dans le gras de ces animaux (notamment les bélugas), pouvant atteindre un facteur 2 à 3 par an (Devigne 2003; Lebeuf 2009).

### **6.3. L'état de la ressource exploitée**

L'impact le plus important des pêcheries est sans conteste le prélèvement de biomasse entraînant une diminution potentielle des stocks (Dufour & Ouellet 2007). L'incidence varie cependant en fonction de l'effort de pêche et des espèces. Par exemple, la réduction de biomasse du capelan dans le Saint-Laurent est plus significativement reliée à la mortalité naturelle qu'au prélèvement de ressources (Grégoire et al. 2003). Aucune étude sur l'impact des pêches, n'a encore été réalisée dans le PMSSL (PMSSL 2008). Toutefois, dans le fjord du Saguenay, des données de captures par pêche blanche (MPO 2007) suggèrent que l'état actuel de la ressource est préoccupant. Les captures de morues, sébastes et flétans ont diminué depuis 1990 pour se maintenir à des niveaux bas depuis plusieurs années. Deux récentes études (Sévigny et al. 2009; Sirois et al. 2009) ont montré que la plupart des espèces pêchées dans le fjord appartenaient vraisemblablement à des « populations puits » et dépendaient du Saint Laurent pour leur recrutement. Ainsi, l'absence de recrutement interne au fjord conjugué à l'effort de pêche pourrait expliquer la diminution des stocks. Dans l'estuaire, seulement 4 % du volume débarqué pour la Côte Nord provient des eaux du parc. Le manque de données empêche l'évaluation juste de

l'effort de pêche et de l'état des stocks dans le PMSSL. Depuis 2004 cependant, les experts ont observé un accroissement important de l'intérêt accordé au buccin et à l'oursin vert et en 2006 près de 600 tonnes d'oursins ont été prélevées dans le parc sans évaluation préalable des stocks (PMSSL 2008). Cette pêche fait aujourd'hui l'objet d'un suivi et d'une réglementation propre au parc marin.

## **7. PRÉSENTATION DE LA PROBLÉMATIQUE**

A l'issu de cette revue des divers stressseurs auquel est soumis le PMSSL, nous pouvons définir ce parc comme un environnement hétérogène, dynamique et complexe, au sein duquel un grand nombre de sources de stress anthropiques affectent de nombreuses variables biogéophysiques de son écosystème. Cette définition illustre l'ampleur du défi de conservation pour les gestionnaires. C'est pourquoi, dans le but de soutenir une utilisation écologiquement durable de cette aire marine, ils ont énoncé plusieurs objectifs de gestion, tels que (1) la réduction des effets délétères des activités humaines sur les processus naturels (2) l'implantation de programmes de suivis environnementaux, et (3) le développement, par des projets scientifiques, d'outils de gestion intégrée du parc (Dionne 2001).

### **7.1. La stratégie de gestion du parc et ses limites**

Depuis la naissance du projet de création d'un parc marin dans les années 1980, la communauté scientifique a démontré un intérêt croissant pour cette région côtière, multipliant les projets de recherche, principalement depuis les années 1990 (Ménard 2009). La recherche a donc beaucoup progressé depuis 20 ans, comme en témoigne le numéro spécial de la *Revue des Sciences de l'Eau* (Vol. 22, N° 2, 2009). Les connaissances scientifiques sur le PMSSL se sont accumulées dans des domaines aussi diversifiés que l'océanographie physique (Saucier et al. 2009), la géomorphologie (Bolduc & Duchesne

2009; Locat & Levesque 2009), la distribution et l'écologie des espèces marines (Simard 2009; Sévigny et al. 2009; Sirois et al. 2009; Savard 2009), la conservation des ressources (Ménard 2009) et la gestion des activités ainsi que les risques environnementaux (Couillard 2009; Gagné et al. 2009; Lebeuf 2009; Pellerin et al. 2009; Pelletier et al. 2009), nous permettant d'appréhender la richesse et la complexité des écosystèmes du parc, ainsi que leur vulnérabilité face aux activités anthropiques. Cependant, malgré la volonté du PMSSL d'assoir ses stratégies de conservation sur la science, celle-ci ne peut malheureusement pas fournir toutes les réponses. Les gestionnaires doivent alors prendre certaines décisions sur la base d'informations incomplètes. Dans ces conditions, il devient plus que nécessaire de mettre en place les outils adéquats à une gestion adaptative pour encadrer les activités humaines dans un but de conservation du parc marin (Ménard 2009).

## **7.2. Une nouvelle approche pour une gestion adaptée**

Le PMSSL est appelé à se doter d'outils de gestion adaptés à ces besoins, qui intègrent : (1) le caractère multiple et la distribution hétérogène des sources de stress et de leurs cibles dans un environnement complexe; (2) la variabilité spatiale des relations entre ces différentes composantes (sources, cibles, environnement); (3) des données de nature hétérogène (traditionnelle, anecdotique, scientifique ou non) dans un processus itératif afin de permettre une gestion à long terme.

L'évaluation des risques environnementaux (ERE) est, selon la définition de USEPA (1998), un processus analytique évaluant la probabilité qu'un (ou des) effet(s) délétère(s) sur un (ou des) composant(s) d'un écosystème puisse(nt) résulter d'une exposition à un ou de multiples stresser(s). D'une manière plus large, les objectifs de cette procédure sont aussi d'appuyer la prise de décision des gestionnaires en organisant et analysant les différentes voies possibles conduisant à un (ou des) risque(s) écologique(s) au sein d'un modèle conceptuel (Landis 2005). Malheureusement, le cadre traditionnel de l'ERE (USEPA 1998) est trop restrictif pour s'adapter aux besoins du PMSSL. En effet,

l'évaluation classique des risques s'intéresse généralement à un nombre restreint de relations source-cible (Landis 2005), n'évaluant qu'un groupe de composés (chimiques, le plus souvent) à la fois, comme des pesticides, herbicides, métaux et POP (Paul et al. 2009; Wang et al. 2009; Bai et al. 2010; Sala et al. 2010) et ne portant ses investigations que sur des impacts limités. Le cadre d'application est donc rapidement dépassé et la méthode devient inefficace lorsqu'il s'agit d'évaluer, à une échelle régionale, les risques cumulés de nombreux stress (chimiques ou non) sur de multiples cibles.

En 1997, Landis & Wieggers ont proposé de modifier le paradigme de l'ERE afin d'intégrer la multiplicité des sources, des cibles et de leurs relations qu'il est possible rencontrer lors d'une évaluation régionale des risques écologiques. L'objectif fondamental a dû évoluer également. Le but de ce nouveau processus n'était plus de quantifier le risque absolu d'un impact sur un composant de l'écosystème, mais d'offrir une image intégrée des risques écologiques en comparant leur variabilité spatiale au sein de la zone d'étude. Chaque portion de la région, préalablement choisie pour cette comparaison, se voit attribuer un score reflétant l'amplitude relative des risques qui s'y accumulent, permettant ainsi aux gestionnaires de prioriser leur effort de gestion.

### **7.3. Le modèle de risque relatif**

Le modèle de risque relatif (Landis & Wieggers 1997) est une extension de la méthodologie classique d'évaluation des risques (USEPA 1998) qui permet de prendre en compte la multiplicité des stressseurs, des cibles environnementales, et des différentes relations possibles entre ces éléments, lorsqu'il faut évaluer le risque écologique à une échelle régionale (Landis 2005). Dans cette nouvelle approche, la pluralité des composants (stressseurs, récepteurs, réponses) accroît considérablement le nombre de relations stress-cible conduisant à un risque, et nécessite une intégration spatiale plus large. Les stressseurs sont ainsi groupés par leur source d'émission, les récepteurs, par l'habitat qu'ils occupent, et les réponses par l'impact écologique qu'elles favorisent.

Comme n'importe quelle ERE, la méthodologie du modèle de risque relatif (RRM) comprend trois phases : la formulation du problème, l'analyse puis la caractérisation du risque (Landis 2005), mais c'est principalement par ses deux dernières étapes que la méthode de Landis & Wieggers (1997) se distingue (Liu et al. 2010). La formulation du problème débute par une définition de l'étendue géographique de l'étude puis une description de son découpage en sous-régions. Cette carte constitue la base de l'analyse car les risques seront comparés entre ces différents secteurs (Landis 2005). Les composants du risque (sources, habitats, et impacts évalués) sont ensuite identifiés puis compilés au sein d'un modèle conceptuel. Cet organigramme schématise les différentes relations possibles (exposition, effet) entre les éléments qui conduisent à un risque. Le RRM organise ensuite son analyse autour d'un système de rangs et de filtres caractérisant l'importance relative des sources, des habitats et de leurs relations (expositions et effets) au sein de chacune des zones de risque. Les sources et les habitats sont classées (rangs) selon 4 critères (0 = absence; 2 = faible présence; 4 = présence modérée et 6 = forte présence), alors que leurs relations (exposition et effet) sont calibrées (filtres) par un système binaire (0 = absence; 1 = présence). Rangs et filtres sont finalement combinés dans une équation (Éq. 1) permettant de calculer, pour chaque zone, un score reflétant l'importance relative des risques qui s'y accumulent. Des équations secondaires détaillent ce risque en déterminant la contribution relative de chaque source (Éq. 2) et en définissant les habitats les plus sensibles (Éq. 3).

$$RS = S_{ij} \times H_{ik} \times X_{jk} \times E_{jk} \quad (\text{Éq. 1})$$

$$RS_{source} = \sum (S_{ij} \times H_{ik} \times X_{jk} \times E_{jk}) ; j = [1 \text{ à } n] \quad (\text{Éq. 2})$$

$$RS_{habitat} = \sum (S_{ij} \times H_{ik} \times X_{jk} \times E_{jk}) ; k = [1 \text{ à } n] \quad (\text{Éq. 3})$$

$S_{ij}$  = la série des rangs choisis pour les sources ;  $i$  = la série des zones de risque ;  
 $H_{ik}$  = la série des rangs choisis pour les habitats ;  $j$  = la série des sources de stress ;  
 $X_{jk}$  = la série des filtres d'exposition ;  $k$  = la série des habitats ;  
 $E_{jk}$  = la série des filtres d'effet.



## 8. ÉNONCÉ DES OBJECTIFS

### 8.1. L'objectif principal

Notre objectif principal est d'élaborer un outil d'aide à la décision, à la fois simple et évolutif, pour l'évaluation et la gestion des risques environnementaux dans le PMSSL. Basé sur le *Modèle de Risques Relatifs* (RRM) de Landis & Wieggers (1997), ce modèle permettra d'aider les gestionnaires du parc marin dans leurs efforts de protection et de conservation des écosystèmes. Notre projet s'inscrit dans le cadre d'un partenariat entre la *Chaire de Recherche du Canada en Écotoxicologie Moléculaire Appliquée aux Écosystèmes Côtiers Froids* (sous la tutelle du Pr. Émilien Pelletier) et du Parc Marin du Saguenay-Saint-Laurent (sous la gestion conjointe de la SÉPAQ<sup>5</sup> et de Parcs Canada<sup>6</sup>).

### 8.2. Les objectifs spécifiques

La réalisation d'un tel modèle nous a obligé à nous pencher sur les variables gouvernant les risques environnementaux dans notre région d'étude. Nos premiers objectifs spécifiques étaient de (1) caractériser les principales sources de contamination terrestre (principalement les sources locales, encore peu documentées) et de (2) déterminer l'exposition de l'écosystème à ces sources, afin de procéder à une mise à jour ciblée des données existantes (revue dans cette introduction), nécessaire au développement de notre modèle. Celui-ci nous a permis par la suite (3) d'évaluer et de caractériser le risque relatif dans différents secteurs du PMSSL, et de (4) tester des options de gestion dans les zones du parc présentant le plus de risques.

---

<sup>5</sup> Société des Établissements de Plein Air du Québec (Gouvernement provincial du Québec)

<sup>6</sup> Gouvernement fédéral du Canada

## 9. ORIGINALITÉ ET INTÉRÊT DU PROJET

Le modèle que nous proposons d'adapter au territoire du PMSSL a déjà fait ses preuves (Landis 2005; Landis & Wieggers 2007; Iannuzzi et al. 2010 ; Liu et al. 2010) dans plusieurs régions du monde (États-Unis, Australie, Brésil, Chili et Chine) pour évaluer des écosystèmes variés (terrestres, lacustres et côtiers). Cependant, c'est la première fois que cette approche est déployée dans une aire de conservation marine et au Canada, d'où l'originalité de notre étude. S'inscrivant dans les *Enjeux de Conservations des Écosystèmes et de Promotion de la Recherche Scientifique*, énoncé par le Plan Directeur (Dionne 2001), notre outil permettra aux gestionnaires de garder une vision globale sur l'ensemble des risques écologiques auquel est soumis l'écosystème du parc, qui plus est, ils auront la possibilité de simuler des actions environnementales et d'en évaluer, proactivement les bénéfices probables. Nous profitons également de ce projet pour consolider la base de données sur les stress anthropiques subis par l'écosystème du parc marin. L'ensemble des résultats contribuera à une meilleure compréhension des impacts liés aux activités humaines, dans le PMSSL, et d'une perspective plus générale, dans les milieux côtiers tempérés froids. Il vise donc une gestion éclairée des enjeux environnementaux du parc marin.

## 10. STRATÉGIE POUR LE DÉROULEMENT DU PROJET

Pour atteindre l'objectif principal et répondre aux sous-objectifs, notre travail s'est déroulé en plusieurs étapes. Les deux premières avaient pour but de mettre à jour les données disponibles (revue dans cette introduction), nécessaires à l'application du modèle de risque relatif sur l'écosystème du PMSSL. Notre effort a principalement porté sur la caractérisation des sources terrestres locales, peu documentées à ce jour, comme par exemple, les effluents urbains. Ensuite, nous avons déterminé l'exposition à ces sources, dans différents compartiments de l'écosystème (dissous, particulaire, sédimentaire et

biologique). Finalement, la troisième étape visait à élaborer et utiliser le modèle pour une première évaluation des risques écologiques à l'échelle régionale du Parc Marin du Saguenay-Saint-Laurent, puis de tester quelques options de gestions dans les secteurs les plus vulnérables. L'ensemble des travaux est présenté sous la forme de trois manuscrits, chacun constituant un chapitre de la thèse.

**Chapitre I**

Importance relative des sources terrestres sur la contamination du parc marin

*Characterization and contribution of land-based inputs to the contamination in the Saguenay-St-Lawrence Marine Park (Canada)*

**Chapitre II**

Portrait de la contamination chimique et microbienne dans le parc marin

*Chemical and microbial contamination baseline in the Saguenay-St. Lawrence Marine Park (Canada)*

**Chapitre III**

Un nouvel outil de gestion des risques environnementaux pour le parc marin

*The Relative Risk Model as a management tool for environmental risks in the Saguenay-St. Lawrence Marine Park (Canada)*

CHAPITRE 1  
**IMPORTANCE RELATIVE DES SOURCES TERRESTRES  
SUR LA CONTAMINATION DU PARC MARIN**

**RÉSUMÉ**

Dans le but de discriminer l'importance relative des principales sources terrestres sur la contamination environnementale du parc marin Saguenay-Saint-Laurent (PMSSL), nous avons comparé les flux journaliers de plusieurs contaminants potentiels (la charge en bactéries fécales, en nitrates, en phosphates et en métaux lourds) entre des sources locales (rejets d'effluents municipaux, décharges de rivières) et des sources externes (eaux de surface en provenance de l'amont du parc). Notre étude a permis d'établir une première caractérisation de chacune des sources de contamination dont certaines (les locales) n'étaient encore que peu documentées. Plus particulièrement, nos résultats ont montré qu'en dépit d'une forte charge relative en contaminants, les sources locales demeurent un vecteur peu important face à la contamination diffuse apportée par le fleuve Saint-Laurent et la rivière Saguenay. La contribution relative de ces sources externes est, en effet, estimée à 88-100 % en fonction du contaminant considéré. Cette disparité s'explique principalement par une différence de débit journalier entre les sources mais aussi par certains facteurs hydrodynamiques dont nous discutons dans cet article.

Ce premier article, intitulé « *Characterization and contribution of land-based inputs to the contamination in the Saguenay-St. Lawrence Marine Park (Canada)* », fut corédigé par moi-même ainsi que par le professeur Émilien Pelletier. Il sera soumis pour publication, en 2012, aux éditeurs de la revue *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. En tant que premier auteur, ma contribution à ce travail fut l'essentiel de la recherche (travaux sur le terrain et analyses en laboratoire) et la rédaction de l'article. Le professeur Émilien Pelletier, second auteur, a fourni l'idée originale. Il a validé l'interprétation des résultats et aidé à la révision du manuscrit.

**ABSTRACT**

In an attempt to establish the relative significance of main land-based inputs on the environmental contamination in the Saguenay-St. Lawrence Marine Park (Eastern Canada), our approach consisted to compare pollutants fluxes (fecal contamination, nitrates, phosphates and metals) between local sources (urban effluent, rivers discharges) and external sources (surface waters from upstream the marine park boundaries). Our study provides a first estimation of the contribution of each source of contamination, particularly local ones, as only a few unpublished data were previously available. Results demonstrated that, despite their relatively huge pollutants load, inputs from those sources remain a poor contributor face to diffuse external incomes from the St. Lawrence and Saguenay rivers, which relative apportionment was estimated from 88 to 100 % depending on the considered pollutant. This huge disparity between sources is mainly driven by their daily discharge but also by some local hydrodynamic factors we discussed in this paper.

## 1. INTRODUCTION

Marine and coastal areas are subject to a great deal of stress from anthropogenic activities (Gao et al. 2008) and none of them remains unaffected by human influence (Halpern & Hobin 2008). Thus, associated ecosystems are facing increasing and significant transformation, leading to habitat destruction and changes in their biodiversity (Halpern et al. 2007). Land-based activities pose one of the most serious threats to the quality of estuarine and coastal environments. Indeed, these anthropogenic sources are estimated to account for about 80 % of the total coastal and marine pollution while maritime navigation and dumping at sea contribute only for 10 % each (GESAMP 2001; UNEP/GPA 2006). Facing the numerous effects of contaminants on the coastal, ecology, as well as the perturbation from the commercial and recreational uses, the control and the attenuation of these sources have been identified as immediate and urgent needs for a sustained management and a conservation approach of coastal zones (Shahidul Islam et al. 2004). Unfortunately, land-based sources of environmental contaminants to coastal ecosystems are numerous and may enter the aquatic system via a number of pathways. An extensive body of literature exists concerning the sources of pollution and the interactions between human activities and coastal ecosystems (Carneiro 2011). Nevertheless, missing information or ambiguities in available data could occur for a given ecosystem and these knowledge gaps lead to uncertainty or errors in environmental studies (Landis & Wieggers 2004). Thus, from a perspective of an integrated environmental assessment and management of some Canadian important coastal ecosystems, there is a significant interest in well identifying and characterizing potential sources of contamination.

Stretching halfway between the Canadian Great Lakes and the Atlantic Ocean, at the confluence of the Saguenay River (SR) with the St. Lawrence Estuary (SLE) (Ménard 2009), the Saguenay-St. Lawrence Marine Park (SSLMP) is under the influence of a complex mixture of toxic compounds (metals, hydrocarbons, pesticides, organotins, brominated flame retardants, pharmaceuticals) from urban, industrial and agricultural sources from upstream regions, diffusing through water circulation, and some atmospheric

depositions (Desbiens 2004; Gobeil et al. 2005; Lebeuf & Nunes 2005; Gobeil 2006; Viglino et al. 2006). In addition, despite the lack of heavy industries along its shoreline and a low urban and agricultural development, the SSLMP does not escape from some contamination problems (polycyclic aromatic hydrocarbons, organotins) being located along a world-class navigation route. The presence of these pollutants in sediments, water column and different organisms is well documented (Desbiens 2004; Michaud & Pelletier 2006; Pelletier et al. 2009; Viglino et al. 2006). Some local sources of pollutants (e.g. sewages) remain a matter of concern among anthropogenic sources of pollution entering the SSLMP (Dionne 2001). Indeed, in the last 14 years (Pellerin 2009), the health status of the ecosystem has been monitored using a sentinel species (*Mya arenaria*) and numerous evidences of physiological impairments (growth delay, disruption of immunocompetence, reproductive and neuroendocrine functions) have been demonstrated in this clam (Gagné et al. 2009; Gagné et al. 2002; Gagné et al. 2006; Gauthier-Clerc et al. 2002; Pellerin 2009).

Municipal sewages are point sources of a diverse array of polluting agents such as pathogens (bacteria, virus), inorganic and organic nutrients, trace metals and a wide spectrum of organic chemicals (endocrine disruptors, pharmaceuticals, brominated flame retardants) (Shahidul Islam et al. 2004; Gobeil et al. 2005). Most municipalities inside the SSLMP are still lacking of adequate facilities for wastewater treatment. Only one third of the domestic effluents get through aerated ponds before discharging into the marine waters of the Park (MAMROT 2009) and some isolated homes are still not connected to the wastewater network and create an additional environmental pressure. Several studies (see Gagné et al. 2009; Pellerin et al. 2009 for reviews) have incriminated sewages as one of the main sources of perturbation for the SSLMP ecosystem but very few data about contaminant inputs from those sewages are actually available (MAMROT 2009). Pollution-derived waters from tributaries of the Marine Park represent another concern for the SSLMP managers (Dionne 2001), and only one technical report (Comité ZIP RNE 2005) highlighted the poor health quality of one of those (Moulin-à-Baude).

Therefore, a much better characterization of these suspected sources of contamination entering the SSLMP ecosystem is seen as a first essential step to estimate their corresponding inputs and assess the contribution of each source. Only a few unpublished data were previously available so, to achieve our objective, we conducted a multi-parameter characterization of contaminants for upstream waters of the Marine Park boundaries as well as the main rivers and urban effluents discharging inside the limit of the Park during the summer season. The daily flux and relative contribution for each contaminant and each source to the regional input were then estimated.

## **2. MATERIALS AND METHODS**

### **2.1. Sampling procedure**

The land-based sources were sampled during the peak touristic season (early August), as we assumed that period to be the worst-case scenario of hazard exposure for the SSLMP (vessel traffic is maximum, tourist's frequentation increase as well as the volume of sewages). Two successive sampling rounds (August 2007 and 2008) were necessary to cover the whole territory and collect required samples (Figure 1.1). To estimate the daily fluxes of contaminants from external sources (SLE and SR), the surface waters (0-1 m) were collected, during ebb tide, at the upper stream boundaries of the Marine Park. Rivers were sampled from the shore, as near as possible to their mouth and at low tide to avoid influence from coastal waters. Samples from wastewater effluents were collected in the terminal sewers, after the treatment plant (when present). Raw water samples were collected directly from each source in 250-mL sterile plastic bottles for further microbiological analysis. The samples were kept at 4°C in refrigerated containers and delivered to the laboratory within 24 h to minimize bacteria multiplication. Large water samples were collected with 20-L plastic bottles and filtrated (0.7  $\mu$ m pore size glass fibber GF/F filters) during field operations to collect fine organic and mineral suspended particles. Dissolved fractions were collected in 15-mL polypropylene conic tubes after filtration on



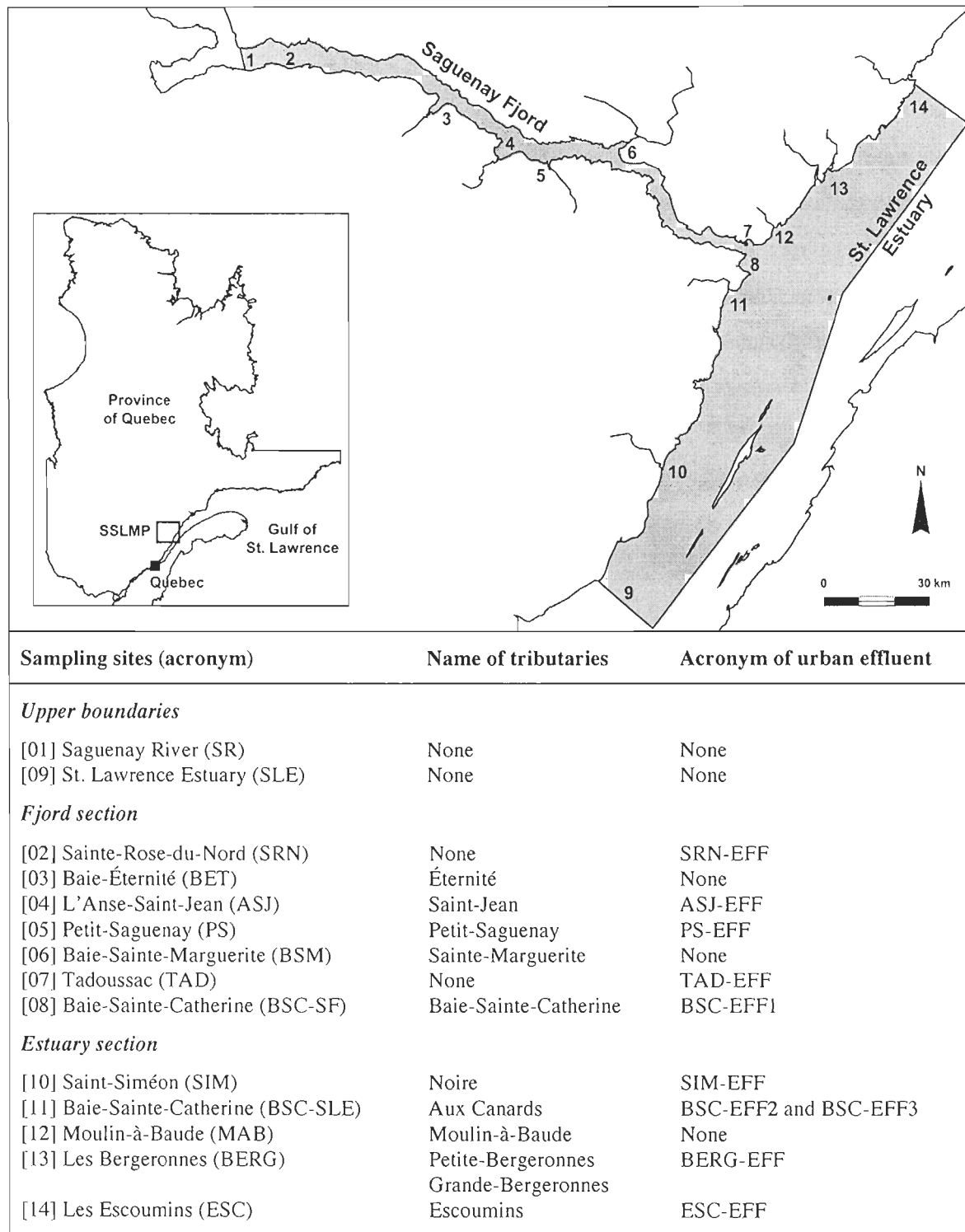


Figure 1.1 Location of sampling sites across the SSLMP territory (in grey) and list of associated tributaries and urban effluents discharges

0.22- $\mu\text{m}$  pore size Nitrocellulose GSWP filters. Samples were frozen at  $-20^{\circ}\text{C}$  upon return to laboratory, for further analysis.

## 2.2. Analyses

The concentration of fecal coliforms (FC) was determined in water samples and precautions were taken to avoid contamination. Sterile material was used to sample water and analyses were performed according to standardized methods (MA. 700 – Fec. Ec 1.0) (CEAEQ 2005). We evaluated the load in suspended particulate matter (SPM) freeze-drying and reweighing the pre-tarred GF/F filters. Orthophosphate ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) and nitrogen oxides ( $\text{NO}_x = \text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ ) were determined in the dissolved fractions by a classical colorimetric method (Armstrong 1967; Eberlein & Kattner 1987) using an automated analytic Bran+Luebbe AA3 platform. SPM elementary analyses for carbon and nitrogen (PC, PN) were performed with an ECS 4010 Costech instrument (Poulin et al. 2007). The concentrations of 14 trace elements (Al, Fe, Mn, Co, Ni, Cr, Cu, Zn, Cd, Ag, Sn, Hg, Pb and U) and 2 metalloids (As, Se) were measured in SPM. The freeze-dried filters and their contents were digested in 1 mL concentrated  $\text{H}_2\text{O}_2$  and 4 mL concentrated  $\text{HNO}_3$  in Teflon tubes for 2 h at  $60\text{-}80^{\circ}\text{C}$ . The solutions were centrifuged and each supernatant was diluted with Milli-Q osmotic water and analyzed with an inductively coupled plasma mass spectrometer (ICP/MS 7500c Agilent) as described in Pariseau et al. (2009). Analytical detection limits are given in Table 1.1.

## 2.3. Flux estimation

To calculate the daily transport rate of suspended particles ( $p$ ),  $Q_i(p)$ , and the daily fluxes of contaminants ( $k = \text{FC}, \text{PC}, \text{PN}, \text{PO}_4^{3-}, \text{NO}_x$  or a specific metal),  $Q_i(k)$ , entering the SSLMP, the concentration of SPM,  $C_i(\text{SPM})$  and each analyzed pollutants,  $C_i(k)$  were

Table 1.1 Detection limit (DL) for each element measured by ICP/MS 7500c Agilent

<b>Element</b>	<b>DL (<math>\mu\text{g L}^{-1}</math>)</b>
Al	0.205
Cr	0.263
Mn	0.013
Fe	26.1
Co	0.025
Ni	0.032
Cu	0.108
Zn	0.507
As	0.002
Se	0.203
Ag	0.597
Cd	0.03
Sn	0.088
Hg	0.045
Pb	0.022
U	0.014

multiplied by the daily water discharge ( $w$ ),  $Q_i(w)$ , of the source ( $i$ ) considered, as expressed by the following equations (Eq. 1 and 2):

$$Q_i(p) = C_i(p) \cdot Q_i(w) \quad (\text{Eq. 1})$$

$$Q_i(k) = C_i(k) \cdot Q_i(w) \quad (\text{Eq. 2})$$

The relative contribution  $R^2_i(k)$  of each source ( $i$ ) to a given contaminant ( $k$ ) entering the SSLMP, is expressed as follows (Eq. 3):

$$R^2_i(k) = \frac{Q_i(k)}{\sum_{i=1}^n Q_i(k)} \quad (\text{Eq. 3})$$

where  $Q_i(k)$  is the flux of a given contaminant ( $k$ ) in an end-member source ( $i$ ) and  $\sum_{i=1}^n Q_i(w)$  is the sum of fluxes for this contaminant from all the sources considered.

Daily average flows of rivers and sewages were gathered from governmental agencies (MAMROT 2009 & CEHQ 2010). Nevertheless, flows of several smaller tributaries and urban effluents were not available. To overcome this problem, two different methods were used. For rivers without any hydrometric station, we estimated each daily water discharge by multiplying the flow-rate of the nearest monitored river by the ratio of the watershed areas between the two rivers. As the daily flow of considered sewages was greatly explained ( $r^2 = 0.99$ ) by the size of the population connected to the wastewaters network, a simple linear regression model (Eq. 4) was used to estimate missing values:

$$Q_s(w) = 1.181 P_s \quad (\text{Eq. 4})$$

where,  $Q_s(w)$  stands for the daily water discharge of a given effluent and  $P_s$  the corresponding population connected to the sewage network. An average flow rate of  $1.3 \times 10^3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , commonly assumed for the Saguenay River (Saucier & Chassé 2000; Pelletier et al. 2009), was used to estimate the daily discharge at the upper stream boundary of the Fjord section. The calculation of the discharge at the upstream boundary of the estuarine section is described in the following section.

## 2.4. Modelling water circulation pattern

A regional three-dimensional model, called *STLE-400*, has been previously developed to examine the water circulation in the St. Lawrence Estuary. A complete description of the model, including calibration parameters and validation data are available in Saucier & Chassé (2000). Physical parameters, as currents, were computed under typical summer conditions and results from the model were compared with current meter records and other observations. As it was done for the estuarine section of the Park (Saucier & Chassé 2000), the surface currents under typical summer conditions at Anse Saint-Jean (see Figure 1.1) were mapped over a tide cycle to illustrate the circulation pattern in a representative bay of the Fjord Section and explore a possible spatial variability of the end-member apportionment. Results from this model were also computed to estimate the mean flow, in summer conditions, entering the SSLMP, through the upstream estuarine section.

## 3. RESULTS AND DISCUSSION

### 3.1. Water discharge in the park

Summer water discharges are highly variables from different sources in the SSLMP. Although sewages discharged (Table 1.2) from 19 to 2 500 m<sup>3</sup> d<sup>-1</sup> (MAMROT 2009), they represent only 0.1 % of the total freshwater inputs from rivers. As expected, the highest water discharges have been observed from the upstream boundaries sources. We estimated using data from Table 1.3 that water inputs from the St. Lawrence River to the estuarine section represented about 87 % of the total discharge ( $940 \times 10^6$  m<sup>3</sup> d<sup>-1</sup>) and the Saguenay River represented another 12 %. The sum of small rivers and sewages accounted for 1 % or less. Such a disparity between source discharges has a direct influence on their relative contribution to the park as the mass balance of a given contaminant is mainly driven by daily average flow rather than its concentration.

Table 1.2 Hydrological characteristics, average concentration and daily flux of suspended particulate matter (SPM) in upstream sources, sewages and tributaries

	Watershed (km <sup>2</sup> )	Flow rate (m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup> )	SPM (mg L <sup>-1</sup> )	SPM (kg d <sup>-1</sup> )
<i>Upstream sources</i>				
Saguenay River	88 000	1.1×10 <sup>8</sup>	1.5	17 2187
St. Lawrence Estuary	1.6×10 <sup>6</sup>	8.2×10 <sup>8</sup>	8.1	629 4672
<i>Tributaries</i>				
Éternité	187	155 612	1.0	151
Saint-Jean	756	629 103	2.2	1 361
Petit-Saguenay	790	663 387	1.8	1 214
Sainte-Marguerite	2 130	3.4×10 <sup>6</sup>	7.1	24 117
Sainte-Catherine	7.5	6 241	3.1	19
Noire	292	245 201	1.1	279
Aux Canards	189	158 709	5.2	181
Moulin-à-Baude	144	229 830	20.3	1 202
Petite-Bergeronnes	237	369 063	2.0	7 475
Grande-Bergeronnes	113	175 967	8.8	343
Escoumins	804	1.2×10 <sup>6</sup>	1.5	10 994
	Population	Flow rate (m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup> )	SPM (mg L <sup>-1</sup> )	SPM (kg d <sup>-1</sup> )
<i>Sewages</i>				
SRN-EFF	455	537	20	11
ASJ-EFF	1 101	1 190	74	88
TAD-EFF	843	970	99	96
BSC-EFF1	109	43	75	3.2
SIM-EFF	1 340	1 320	29	38
BSC-EFF2	47	19	29	0.5
BSC-EFF3	52	20	29	0.6
BERG-EFF	667	788	64	50
ESC-EFF	2 058	2 500	47	117

### 3.2. Suspended particles load

The concentration of suspended particulate matter (SPM) (Table 1.2) observed in the Saguenay River was very low ( $1.5 \text{ mg L}^{-1}$ ) but consistent with previous measurements ( $1.5\text{-}1.7 \text{ mg L}^{-1}$ ) (Desbiens 2004). Particles load measured in the St. Lawrence Estuary waters ( $8.1 \text{ mg L}^{-1}$ ) confirms the important particulate matter load ( $17 \text{ mg L}^{-1}$ ) previously reported for the St. Lawrence River (Rondeau et al. 2000), SPM measured in tributaries showed a wide spectrum of concentrations ( $1\text{-}20 \text{ mg L}^{-1}$ ) and three of them (Sainte-Marguerite, Petite-Bergeronnes and Escoumins) stood out and cumulated about 90 % of the total particles load from rivers. Suspended particulate matter concentrations in sewages varied between 20 and  $99 \text{ mg L}^{-1}$  and were lower than the typical concentration ( $250 \text{ mg L}^{-1}$ ) observed in raw sewages (USEPA 2002). However, in most cases, effluents exceeded the recommended highest level ( $< 20 \text{ mg L}^{-1}$ ) for wastewater discharge proposed by Environment Canada (2000). The absence of an adequate treatment to remove excess of particles in the effluents of most SSLMP municipalities could explain the observed results. Despite their higher SPM load, urban effluents contributed for a much smaller daily load in particles ( $405 \text{ kg d}^{-1}$ ) than did rivers ( $4.7 \times 10^3 \text{ kg d}^{-1}$ ) or upstream waters ( $172 \times 10^3 \text{ kg d}^{-1}$  for SR and  $6.3 \times 10^6 \text{ kg d}^{-1}$  for SLE). A simple linear regression (Figure 1.2) shows that the suspended particle loads from sources in the SSLMP are driven by water discharge rather than the SPM concentration ( $r^2 = 0.98$ ).

### 3.3. Biogeochemical fluxes

Inputs of nitrogen and phosphorus to water bodies can lead to the impairment of water quality and aquatic life. In many catchments, the nitrogen pollution diffuses from agriculture land and even sewer network, as phosphates derived mainly from sewage discharges (Shahidul Islam et al. 2004; Kitsiou et al. 2011). Indeed, Table 1.3 shows that the sewage contribution is higher for orthophosphates than nitrates. Although, nitrates measured in sewages ranged ( $4\text{-}74 \text{ } \mu\text{mol L}^{-1}$ ) over typical concentrations ( $18.5 \text{ } \mu\text{mol L}^{-1}$ )

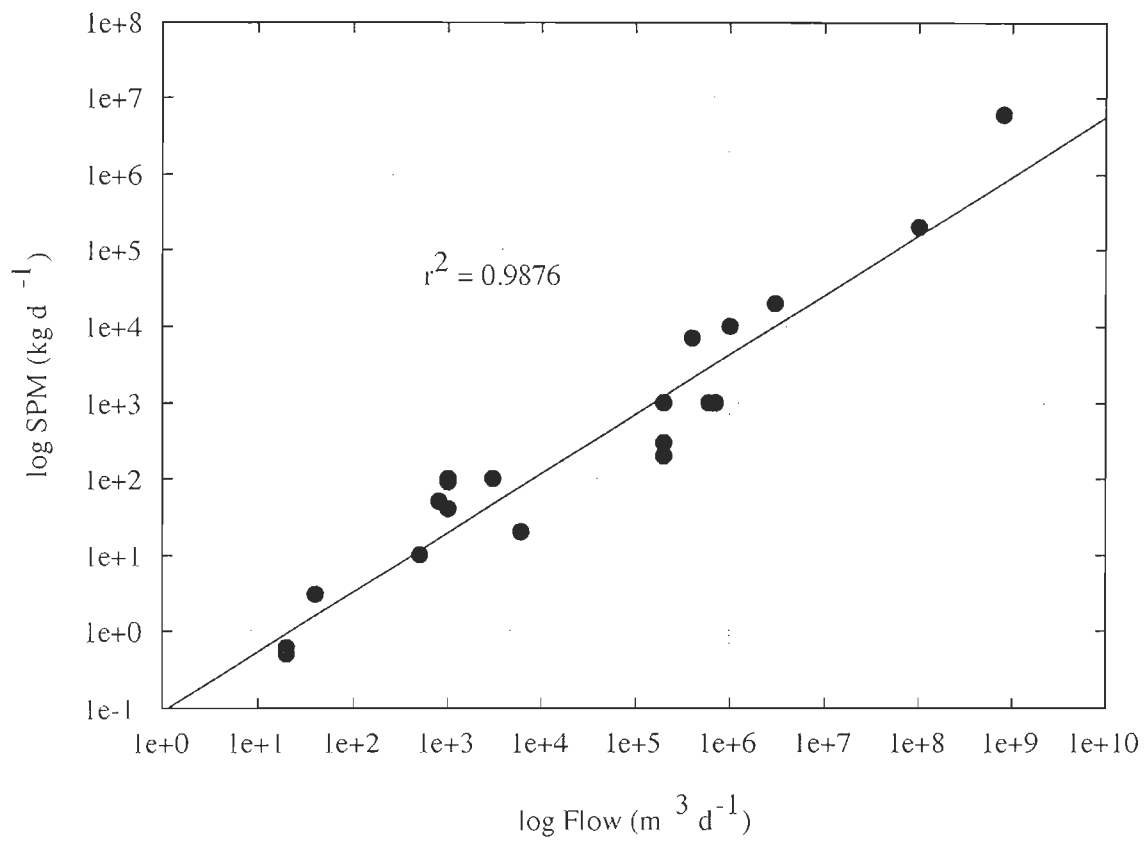


Figure 1.2 Linear regression between source flow and corresponding particles load



Table 1.3 Average concentration ( $\mu\text{mol L}^{-1}$ ), daily flux ( $\text{kg d}^{-1}$ ) and source contribution (%) of nutrients ( $\text{PO}_4^{3-}$  and  $\text{NO}_x$ ) in sewages, tributaries, the Saguenay River (SR) and the St. Lawrence Estuary (SLE)

	$\text{PO}_4^{3-}$			$\text{NO}_x$		
	$\mu\text{mol L}^{-1}$	$\text{kg d}^{-1}$	%	$\mu\text{mol L}^{-1}$	$\text{kg d}^{-1}$	%
<i>Upstream sources</i>						
Saguenay River	0.01	89	<b>0.3</b>	3.5	24 278	<b>3.0</b>
St. Lawrence Estuary	0.44	34 340	<b>99.6</b>	15.3	778 689	<b>96.8</b>
<i>Tributaries</i>						
Éternité	0.08	2.2	< 0.1	2.5	44	< 0.1
Saint-Jean	0.07	8.0	< 0.1	3.2	234	< 0.1
Petit-Saguenay	0.02	2.8	< 0.1	1.5	132	< 0.1
Sainte-Marguerite	0.05	23.1	< 0.1	1.1	363	< 0.1
Sainte-Catherine	0.22	0.3	< 0.1	2.4	2	< 0.1
Noire	0.05	2.2	< 0.1	2.4	77	< 0.1
Aux Canards	0.02	0.7	< 0.1	1.7	34	< 0.1
Moulin-à-Baude	0.13	4.3	< 0.1	6.7	144	< 0.1
Petite-Bergeronnes	0.02	0.8	< 0.1	1.1	25	< 0.1
Grande-Bergeronnes	0.06	1.1	< 0.1	1.6	18	< 0.1
Escoumins	0.03	3.9	< 0.1	1.0	75	< 0.1
<b>Total</b>	-	<b>49</b>	<b>0.1</b>	-	<b>1 149</b>	<b>0.1</b>
<i>Sewages</i>						
SRN-EFF	6	0.3	< 0.1	14	0.47	< 0.1
ASJ-EFF	19	2.1	< 0.1	8	0.60	< 0.1
TAD-EFF	34	3.1	< 0.1	4	0.27	< 0.1
BSC-EFF1	18	0.2	< 0.1	13	0.11	< 0.1
SIM-EFF	38	4.8	< 0.1	74	6.05	< 0.1
BSC-EFF2	3	< 0.1	< 0.1	33	0.12	< 0.1
BSC-EFF3	13	0.1	< 0.1	13	0.05	< 0.1
BERG-EFF	17	1.3	< 0.1	29	1.42	< 0.1
ESC-EFF	11	2.5	< 0.1	31	4.76	< 0.1
<b>Total</b>	-	<b>14</b>	<b>&lt; 0.1</b>	-	<b>14</b>	<b>&lt; 0.1</b>

Table 1.4 Average concentration ( $\text{mg L}^{-1}$ ), daily flux ( $\text{kg d}^{-1}$ ) and source contribution (%) of total particulate carbon (PC), total particulate nitrogen (PN), C:N atomic ratio, in sewages, tributaries, the Saguenay River (SR) and the St. Lawrence Estuary (SLE)

	PN			PC			C:N ratio
	$\text{mg L}^{-1}$	$\text{kg d}^{-1}$	%	$\text{mg L}^{-1}$	$\text{kg d}^{-1}$	%	
<i>Upstream sources</i>							
Saguenay River	0.03	3 586	<b>8.7</b>	0.3	33 273	<b>10.9</b>	12
St. Lawrence Estuary	0.05	37 066	<b>90</b>	0.3	265 230	<b>87.1</b>	9
<i>Tributaries</i>							
Éternité	0.03	10	< <b>0.1</b>	0.4	124	< <b>0.1</b>	16
Saint-Jean	0.09	105	<b>0.3</b>	1.1	1 237	<b>0.4</b>	15
Petit-Saguenay	0.05	64	<b>0.2</b>	0.5	753	<b>0.2</b>	15
Sainte-Marguerite	0.02	116	<b>0.3</b>	0.3	1 368	<b>0.4</b>	15
Sainte-Catherine	0.05	1	< <b>0.1</b>	0.6	8	< <b>0.1</b>	15
Noire	0.04	20	< <b>0.1</b>	0.5	234	<b>0.1</b>	14
Aux Canards	0.04	13	< <b>0.1</b>	0.4	134	< <b>0.1</b>	13
Moulin-à-Baude	0.24	82	<b>0.2</b>	3.0	1 052	<b>0.3</b>	16
Petite-Bergeronnes	0.04	15	< <b>0.1</b>	0.4	142	< <b>0.1</b>	12
Grande-Bergeronnes	0.10	18	< <b>0.1</b>	0.8	147	< <b>0.1</b>	11
Escoumins	0.05	58	<b>0.1</b>	0.5	607	<b>0.2</b>	13
<b>Total</b>	-	<b>502</b>	<b>1.2</b>	-	<b>5 805</b>	<b>1.9</b>	<b>NA</b>
<i>Sewages</i>							
SRN-EFF	0.8	0.4	< <b>0.1</b>	7	4	< <b>0.1</b>	11
ASJ-EFF	4.2	5.0	< <b>0.1</b>	38	46	< <b>0.1</b>	12
TAD-EFF	7.4	7.2	< <b>0.1</b>	62	60	< <b>0.1</b>	10
BSC-EFF1	3.4	0.1	< <b>0.1</b>	23	1	< <b>0.1</b>	8
SIM-EFF	0.8	1.1	< <b>0.1</b>	6	8	< <b>0.1</b>	9
BSC-EFF2	1.7	0.0	< <b>0.1</b>	12	0	< <b>0.1</b>	14
BSC-EFF3	1.0	0.0	< <b>0.1</b>	11	0	< <b>0.1</b>	9
BERG-EFF	1.7	1.3	< <b>0.1</b>	13	10	< <b>0.1</b>	10
ESC-EFF	1.1	2.8	< <b>0.1</b>	7	17	< <b>0.1</b>	8
<b>Total</b>	-	<b>18</b>	< <b>0.1</b>	-	<b>147</b>	< <b>0.1</b>	<b>NA</b>

(USEPA 2002), values were below the guideline recommendations ( $140 \mu\text{mol L}^{-1}$ ) for wastewater discharges (Environment Canada 2000). At the opposite, orthophosphates ranged ( $3\text{-}38 \mu\text{mol L}^{-1}$ ) well below common values ( $105 \mu\text{mol L}^{-1}$ ) (USEPA 2002), but exceeded the limit ( $5 \mu\text{mol L}^{-1}$ ) suggested by Canadian authorities (Environment Canada 2000). Nevertheless, sewages and tributaries did not weight heavily onto global nutrient inputs ( $<0.01\%$  and  $0.1\%$ , respectively) relative to upstream inputs that contributed for about  $99\%$ .

The atomic ratio C:N is a useful parameter in establishing the quality and the origin of the transported materials by rivers and coastal waters. C:N could vary from low values (C:N = 5-7) for phytoplankton-dominated systems to high values ( $>20$ ) in systems governed by terrestrial inputs (Paolini 1995). Concentrations of particulate nitrogen (PN) and particulate carbon (PC) (Table 1.4) were almost similar in rivers and at the upstream boundaries of the SSLMP (PN =  $0.02\text{-}0.24 \text{ mg L}^{-1}$  and PC =  $0.3\text{-}3 \text{ mg L}^{-1}$ ). C:N ratios in the tributaries and the Saguenay River ranged from 11 to 16 indicating the presence of SPM essentially derived from terrestrial materials, compared to a lower C:N ratio of 9 measured for the St. Lawrence Estuary revealing a high contribution of freshly produced marine materials in the SPM composition. In sewage waters, the richness in PC ( $6\text{-}62 \text{ mg L}^{-1}$ ) and PN ( $0.8\text{-}7.4 \text{ mg L}^{-1}$ ) was higher by several orders of magnitude than those observed in other sources. This huge difference in concentrations did not balance the low water discharge of sewages leading to a whole contribution of urban effluents that did not exceed  $1\%$  of total PC and PN inputs in the SSLMP waters. The transport of PC and PN was mainly influenced by upstream inputs (SLE: PC =  $87.1\%$ , PN =  $90\%$  and SR: PC =  $10.9\%$  and PN =  $8.7\%$ ).

### 3.4. Fecal contamination

Fecal coliform counts in sources were used as an indicator of fecal contamination (Lemarchand et al. 2004; Savichtcheva et al. 2006). Coliform concentrations in sewages

Table 1.5 Average concentration (CFU 100 mL<sup>-1</sup>), daily flux (10<sup>9</sup> CFU d<sup>-1</sup>) and source contribution (%) of fecal coliforms (FC) in sewages, tributaries, the Saguenay River (SR) and the St. Lawrence Estuary (SLE)

	Fecal coliforms		
	CFU 100 mL <sup>-1</sup>	10 <sup>9</sup> CFU d <sup>-1</sup>	%
<i>Upstream sources</i>			
Saguenay River	6	6 739	4.9
St. Lawrence Estuary	0	0	0
<i>Tributaries</i>			
Éternité	94	272	0.2
Saint-Jean	227	2 653	1.9
Petit-Saguenay	8	112	0.1
Sainte-Marguerite	26	1 333	1.0
Sainte-Catherine	26	3	< 0.1
Noire	44	227	0.2
Aux Canards	14	47	< 0.1
Moulin-à-Baude	300	1 040	0.8
Petite-Bergeronnes	15	55	< 0.1
Grande-Bergeronnes	114	201	0.1
Escoumins	13	163	0.1
<b>Total</b>	-	<b>6 107</b>	<b>4.4</b>
<i>Sewages</i>			
SRN-EFF	800 000	4 299	3.1
ASJ-EFF	3 100 000	36 890	26.7
TAD-EFF	3 200 000	31 050	22.5
BSC-EFF1	540 000	695	0.5
SIM-EFF	340	4	< 0.1
BSC-EFF2	230 000	128	0.1
BSC-EFF3	630 000	387	0.3
BERG-EFF	6 000 000	47 264	34.3
ESC-EFF	170 000	4 250	3.1
<b>Total</b>	-	<b>125 066</b>	<b>91</b>

(Table 1.5) agreed with typical sewer values ( $10^6$ - $10^8$  CFU  $100\text{ mL}^{-1}$ ) as reviewed by USEPA (2002). However, they exceeded the recommended limit for wastewater discharges (Environment Canada 2000), except for the municipality of Saint-Siméon (Figure 1.1) where the treatment by an aerated pond explains the low concentration observed ( $340\text{ CFU }100\text{ mL}^{-1}$ ). Thus our results evidence that all effluents are actually the main source (91 %) of fecal contamination for the SSLMP. The worst contaminated effluents were located at stations 13 (Les Bergeronnes:  $6\times 10^6$  CFU  $100\text{ mL}^{-1}$ ), 6 and 7 (Anse Saint-Jean and Tadoussac, both at  $3\times 10^6$  CFU  $100\text{ mL}^{-1}$ ). Other sewages were 3 times lower ( $10^6$  CFU  $100\text{ mL}^{-1}$ ) or even less. According to the freshwater quality criteria (MDDEP 2010), most of the rivers discharging in the SSLMP waters were safe for swimming ( $\text{FC} < 100\text{ CFU }100\text{ mL}^{-1}$ ) (Table 1.5). However, two rivers (Saint-Jean and Moulin-à-Baude) exceeded the limit for bad quality classification ( $200\text{ CFU }100\text{ mL}^{-1}$ ) at the sampling time near the mouth of the river. The fecal contamination detected in the river Moulin-à-Baude agrees with previous observations ( $\text{FC} > 400\text{ CFU }100\text{ mL}^{-1}$ ) (Comité ZIP RNE 2005). In their technical report, authors incriminated the point-source discharge of wastewaters from the municipality of Sacré-Coeur and a diffuse contamination from agriculture. At Anse Saint-Jean, the high contamination of the river could be explained by some agriculture runoff, from breeding and milk farms spread along the drainage basin. It is noted that fecal contamination in boundary waters from Saguenay Fjord and the St. Lawrence Estuary was very low ( $0$ - $6\text{ CFU }100\text{ mL}^{-1}$ ) (Table 1.5). As rivers, those sources contribute for only (4-5 %) of the total load of FC in the SSLMP waters. However, such result could be better explained by fecal coliforms lifetime in brackish waters (Bonfont et al. 1986) rather than the absence of upstream contamination.

### 3.5. Trace metallic elements

The average content of trace elements measured in sewages (Table 1.6) can be compared to records from the urban effluent of Montreal (Gobeil et al. 2005). Although,

Table 1.6 Average concentration ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ), daily flux ( $\text{g d}^{-1}$ ) and source contribution (%) of particulate trace elements in all sewages (EFF), all rivers (RIV), the Saguenay River (SR) and the St. Lawrence Estuary (SLE)

	EFF			RIV			SR			SLE		
	$\mu\text{g g}^{-1}$	$\text{g d}^{-1}$	%	$\mu\text{g g}^{-1}$	$\text{kg d}^{-1}$	%	$\mu\text{g g}^{-1}$	$\text{kg d}^{-1}$	%	$\mu\text{g g}^{-1}$	$\text{kg d}^{-1}$	%
<b>Al</b>	3 817	644	<0.1	19 167	748	<b>3.2</b>	11 235	299	<b>1.3</b>	3 633	22 446	<b>96</b>
<b>Fe</b>	6 928	1 336	<0.1	34 229	1278	<b>3.7</b>	16 517	440	<b>1.3</b>	5 172	32 438	<b>95</b>
<b>Mn</b>	131	23	<0.1	939	36	<b>5.3</b>	900	24	<b>3.5</b>	101	628	<b>91</b>
<b>Co</b>	3.1	0.4	<0.1	13.2	0.6	<b>2.7</b>	6.7	0.2	<b>0.8</b>	3.6	22	<b>97</b>
<b>Cr</b>	5.1	0.04	<0.1	60.4	2.4	<b>1.7</b>	24.7	0.7	<b>0.5</b>	22.7	135	<b>98</b>
<b>Ni</b>	10	1.8	<0.1	36	1.3	<b>1.8</b>	15	0.4	<b>0.6</b>	12	70	<b>98</b>
<b>Cu</b>	156	49	<0.1	179	4.1	<b>1.7</b>	61	1.6	<b>0.7</b>	43	243	<b>98</b>
<b>Zn</b>	848	244	<0.1	2 062	64	<b>2.0</b>	1 434	38	<b>1.2</b>	511	3 123	<b>97</b>
<b>As</b>	1.1	0.2	<0.1	2.4	0.1	<b>0.6</b>	1.3	0.03	<b>0.2</b>	2.4	14	<b>99</b>
<b>Se</b>	0.4	0.04	<0.1	0.6	0.02	<b>0.1</b>	<0.1	<0.1	<0.1	2.6	16	<b>100</b>
<b>Ag</b>	16	6.6	<b>2.64</b>	0.6	0.02	<b>9.0</b>	0.1	<0.1	<b>0.8</b>	0.0	0.2	<b>88</b>
<b>Cd</b>	1.1	0.3	<0.1	1.1	0.03	<b>3.5</b>	1.4	0.04	<b>4.5</b>	0.1	0.7	<b>92</b>
<b>Sn</b>	6.4	2.6	<0.1	48	1.4	<b>6.2</b>	9.1	0.24	<b>1.1</b>	3.5	20	<b>93</b>
<b>Hg</b>	0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.02	0.1	<b>100</b>
<b>Pb</b>	20	5.3	<0.1	27	0.8	<b>1.2</b>	15	0.40	<b>0.6</b>	11	63	<b>98</b>
<b>U</b>	1.3	0.6	<0.1	1.5	0.04	<b>2.6</b>	0.5	0.01	<b>0.9</b>	0.2	1.4	<b>96</b>

most of elements ranged in the same order of magnitude, differences were observed for some specific metals. Indeed, Cr, Cd, Ni and Ag have mainly industrial origins (Paulsrud et al. 1997) and their lower concentrations in the sewages of the SSLMP (in comparison to Montreal) reveal the limited industrial development inside the Park boundary. As, Cu and Pb are usually more specific to domestic wastewaters (Paulsrud et al. 1997) and the relatively low concentration of those elements could be linked to the low urbanization of the Marine Park. Metals such as Al and Fe derived most probably from soil weathering and could reach wastewaters network through surface runoff. The presence of those elements in large concentrations (from 127 to 147 times higher than for Montreal wastewaters) testifies their accumulation in sewages, and the absence of an adequate treatment to remove detrital particles from effluents before their discharge.

The average concentrations of particulate elements in the tributaries, discharging in the SSLMP waters, were similar to those observed in the Saguenay River (present study) and the St. Lawrence River (Gobeil et al. 2005). Moreover, trace element content exceeds these observed values in sewages, except for Ag, which is mainly originating from effluents (Purcell et al. 1998). As previously pointed out elsewhere (Gobeil et al. 2005), effluents do not weight heavily on the metal load in the aquatic environment (river, coastal waters), except for Ag that represents, in the case of the SSLMP, the main contribution (2.64 %) of sewages to metal inputs. Thus, our results reveal that rivers are an effective source of metallic contamination for the SSLMP, greater than the Saguenay River and all the effluents. Because of their relative low discharge, rivers could not compete with the St. Lawrence Estuary, which contributed from 88 to almost 100 % (depending on the element) of the total inputs of metals in the Marine Park aquatic system.

### **3.6. Spatial variability in sources apportionment**

The huge disparity of water flows, observed between each source, affects drastically their relative contribution to the global inputs of pollutants. Indeed, our data set shows that

contaminant fluxes (except for fecal coliforms) are better explained ( $r^2$  ranges from 0.96 to 0.99) by the daily discharge of the sources, rather than their individual concentration. Thus, for most contaminants, the sources, in order of their relative contribution to the mass balance, are: St. Lawrence Estuary >> Saguenay River > Tributaries >> Sewages. The most surprising in the sequence is that urban effluents are very low in the contamination balance, relative to rivers and upstream inputs. Even if external incomes from upstream regions are known to be an important source of pollutants (Desbiens 2004; Gobeil et al. 2005; Lebeuf & Nunes 2005; Gobeil 2006; Viglino et al. 2006), previous studies have demonstrated various adverse effects that are likely linked to contamination sources (municipal sewages among them) intrinsic to the SSLMP area (Gagné et al. 2009; Pellerin et al. 2009). The dynamic of water masses is probably the key factor to understand this phenomenon. Indeed, as the Marine Park is a heterogeneous marine system, the hydrodynamic conditions could affect differently, at a local scale, the mixing and the dispersion of contaminants, and by the same process the relative apportionment of each source. As an example, when Saucier & Chassé (2000) modelled the circulation pattern of waters in the St. Lawrence Estuary, the mapping of surface current vectors (see Figure 4a in their paper), clearly suggest that just a light fraction of upstream estuarine surface waters entered the Fjord. Thus, despite his huge contribution to global contaminant inputs, this source affects in a different way different sections of the SSLMP. According the methodology of these authors, we modelled the surface currents at Anse Saint-Jean (Figure 1.3), one of the typical semi-enclosed bays of the Saguenay Fjord, to explore a possible influence of surface waters dynamic in the spatial variability of sources apportionment. Surface circulation pattern reveals that at flood tide, downstream waters enter the bay and could cause an efficient dilution of land-based discharges. But at ebb tide (particularly, between HW+1 and HW+5), the lower inner-bay currents velocity (near to  $0 \text{ m s}^{-1}$ ) could favour contaminant accumulation through particles deposition. Following those local conditions, the relative contribution of a river and/or sewage could dominate face the upstream sources.



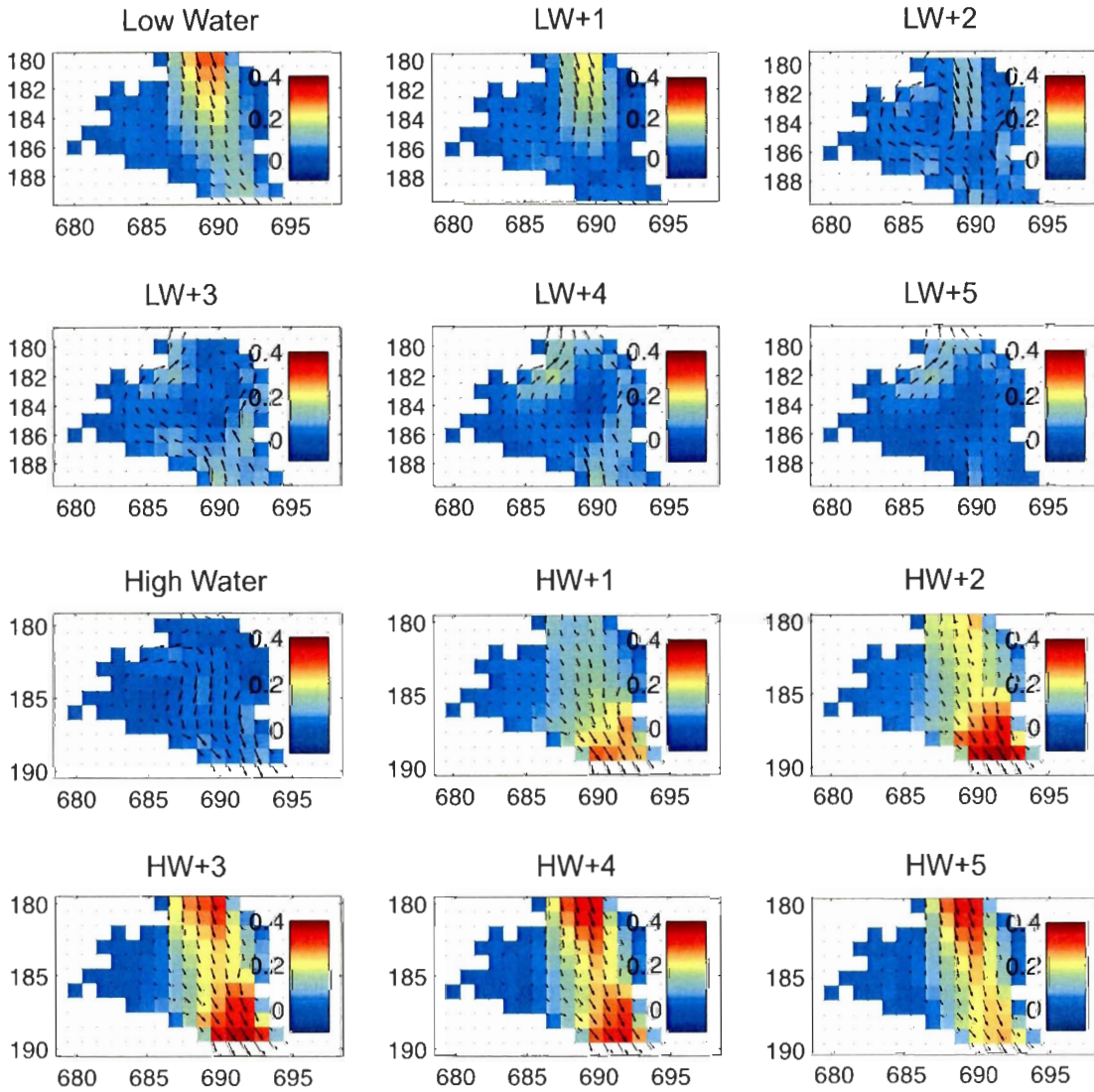


Figure 1.3 Hourly horizontal currents modelled over a mean summer semi-diurnal cycle at Anse Saint-Jean Bay (Saguenay Fjord); arrows symbolize the current direction and colors, the current velocity in  $\text{m s}^{-1}$ ; grid resolution is 400 m and (x,y) positions refer to the coordinates in the grid system of the model, described in Saucier & Chassé (2000)

#### 4. CONCLUSION

As local sources (especially sewages and rivers) were poorly described, our present results provide a pioneering effort to monitor land-based contamination in the Saguenay-St. Lawrence Marine Park, a unique protected area in Eastern Canada. Even if the local influence of each source has to be investigated more precisely, the examination of different sources and their relative contribution represents a first step towards a better understanding of contaminant inputs in the Marine Park. The description of sources of stress is one of critical step for an ecological risk assessment model that is under construction for the SSLMP. Such results will be useful for decision-making in the establishment of management strategies to control anthropogenic stressors in the Park. Further work will take in account the exposition of the local ecosystem near each source of contaminants, particularly where local environmental conditions could change the general apportionment of each source established in this study.



CHAPITRE 2  
**PORTRAIT DE LA CONTAMINATION CHIMIQUE  
ET MICROBIENNE DANS LE PARC MARIN**

**RÉSUMÉ**

Afin de soutenir les gestionnaires du parc marin Saguenay-Saint-Laurent (PMSSL) dans leurs efforts de conservation des écosystèmes, nous avons établi un portrait de la contamination chimique et microbienne qui servira de référence pour la mise en place des futures stratégies de gestion des activités humaines et de leurs impacts sur l'ensemble du territoire. Pour tenter de mieux comprendre l'influence locale du stress anthropique, nous avons étudié une large gamme de contaminants dans différents compartiments de l'écosystème dans la plupart des baies et embouchures de rivières, là où se situent les sources locales de stress. Nos résultats ont montré une exposition ubiquiste à différentes sources de contaminants, à la fois interne et externe au parc, ainsi qu'une distribution hétérogène de cette contamination en fonction de la localisation des sources. Plus particulièrement, nous avons trouvé des preuves d'une exposition aux effluents municipaux (coliformes fécaux, nitrates, phosphates, métaux lourds), au trafic maritime (HAP) et à la contamination diffuse en provenance de l'amont (métaux, HAP). Des résultats inattendus ont également attirés notre attention. En l'absence de source locale connue de contamination, nous avons enregistré les plus hauts niveaux (à l'échelle du parc) de HAP et de plusieurs métaux, dans la baie Sainte-Marguerite, un site important pour la population menacée des bélugas. L'ensemble de nos résultats a fourni de bons indices pour comprendre d'avantage l'influence locale des activités humaines sur l'environnement du parc marin et servira de données de références pour les études à venir.

Ce premier article, intitulé « *Chemical and microbial contamination baseline in the Saguenay-St. Lawrence Marine Park (Canada)* », fut corédigé par moi-même ainsi que par le professeur Émilien Pelletier. Il sera soumis pour publication, en 2012, aux éditeurs de la

revue *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. En tant que premier auteur, ma contribution à ce travail fut l'essentiel de la recherche (travaux sur le terrain et analyses en laboratoire) et la rédaction de l'article. Le professeur Émilien Pelletier, second auteur, a fourni l'idée originale. Il a validé l'interprétation des résultats et aidé à la révision du manuscrit.

## **ABSTRACT**

In support to conservation goals, we provided a baseline for chemical and microbial contamination in the Saguenay-St. Lawrence Marine Park (SSLMP) that will be useful in further implementation of management strategies to control human activities and their impacts over the marine park territory. For a better understanding of the local influence of anthropogenic stress, we explore a wide range of pollutants in several compartments of the ecosystem in the main semi-enclosed bays and streams, being the location of local sources of stress. Our results showed a ubiquitous exposition to different sources of pollutants (both local and external to the SSLMP) and a heterogeneous distribution of this contamination depending on sources location. Particularly, evidences of a local exposition to land use (fecal coliforms, nitrates, phosphorus, metals), vessel traffic (PAHs distribution pattern) and even upstream inputs (metals, PAHs) were observed. Unexpected data was subject to a special focus. In absence of any local source of contamination, we recorded the highest level of contamination for PAHs and some metals in Sainte-Marguerite Bay, a hot spot for the endangered population of belugas. The information derived from bulk analysis and multi-contaminant data is discussed to provide insights on the anthropogenic stress exposition at a local scale and establish background reference for future research.

## 1. INTRODUCTION

Humans largely depend on the marine and coastal zones and related resources for their livelihoods (UNEP/GPA 2006). As a result of this extensive use, all these environments are affected to some extent by industrialization and urbanization (Halpern & Hobin 2008). Indeed, anthropogenic activities favour land to sea the transfer of a large amount of pollutants and nutrients, in addition to the exploitation of living resources through landuse or ocean-based activities (Vitousek et al. 1997; Syvitski et al. 2005; Pauly & Watson 2005). Recognising the significance of impacts on habitat destruction and changes in ecosystem biodiversity (Halpern et al. 2007), management and conservation have been identified as essential needs for an ecologically sustainable use of the coastal areas (Shahidul Islam et al. 2004). So, according to international forums dealing with regulation of human activities and ecosystem conservation (André et al. 2003), the Canadian Government decided to create a national marine conservation area system to protect parts of its oceanic territory against anthropogenic threats (Dionne 2001).

Located in Eastern Canada, at the confluence of the Saguenay River (SR) and the St. Lawrence Estuary (SLE), the Saguenay-St. Lawrence Marine Park (SSLMP) is protected since 1998 as a representative area of these ecosystems (Ménard 2009). In this estuarine environment, the richness and the complexity of the ecosystem are facing intense human activities and their multiple impacts are tangible (Dionne 2001; Ménard 2009). To deal with these anthropogenic threats and favour an ecologically sustainable use of the territory, stakeholders decided to implement an environmental management program to reduce adverse effects of human activities on natural processes (Dionne 2001). However, the establishment of protection and conservation strategies requires a good understanding of the spatial distribution of stress and related impacts (Halpern et al. 2008) and even a direct support to the SSLMP management goals has been brought by the local scientific community through a large body of technical and scientific literature, some questions still remain unclear (Ménard 2009).

Upstream waters are known to be an important source of pollutants diffusing into the Marine Park (Desbiens 2004; Gobeil et al. 2005; Lebeuf & Nunes 2005; Gobeil 2006; Viglino et al. 2006) and a recent study (cf. Chapter 1) estimated a large contribution (88-100 % depending on the pollutant) of these inputs. Nevertheless, a long-term monitoring (1994-2007) has demonstrated various adverse effects that are likely linked to contamination sources (e.g. municipal sewages) intrinsic to the SSLMP area (Pellerin et al. 2009). As suggested by an exploratory modelling of surface currents, the local hydrodynamic pattern of water mass is probably the key factor to understand this phenomenon. Indeed, at ebb tide, the lower inner bay currents velocity (near to  $0 \text{ m s}^{-1}$ ) could favour contaminant accumulation through particles deposition and change the relative contribution of local sources in these semi-enclosed bays (cf. Chapter 1). Unfortunately, even if good reviews have described wildlife impairments in these environments (e.g. Gagné et al. 2009; Pellerin et al. 2009), quantitative assessment of the contamination in the intertidal area and near-shore shallow waters are missing (except some technical reports) when attempting to discriminate between sources and delineate their spatial influence. Moreover, such gaps in knowledge could lead to uncertainties or errors in further development of an environmental risk model (Landis 2005) which conclusions will help stakeholders in their decision-making process.

In support to management goals and for a better understanding of the local influence of anthropogenic stressors (upstream inputs, local landuse and vessel traffic), we examined the chemical and microbial contamination in several compartments (waters, sediment, biota) in the main semi-enclosed bays and streams, being the location of local sources of stress. In this paper we provide a baseline for fecal contamination, heavy metals, nutrients and polycyclic aromatic hydrocarbons in intertidal sediments, indicative species (*Mya arenaria*) and near-shore shallow waters. The information derived from bulk analysis and multi-contaminant data is discussed to provide insights on the stressors exposition at a local scale and establish background reference for future research.

## 2. MATERIALS AND METHODS

### 2.1. Study area and justification of choosing sampling sites

The SSLMP is exclusively a marine area including the Saguenay Fjord (SF) section located downstream Cap-à-l'Est, the half northern part of the St. Lawrence (SLE) from Gros-Cap-à-l'Aigle (upstream) to Les Escoumins (downstream) and limited by the high water maximum level (Ménard 2009). In the coastal fringe, rocky shoreline is interspersed by streams and semi-enclosed bays, where considered local sources of stress are encountered (sewage discharges, wharfing facilities, impervious surfaces and agricultural runoff). Thus, to examine the local scale exposition to anthropogenic sources, a selection of those bays and streams (Figure 2.1) were sampled during the peak touristic season (early August), assuming that period to be the worst-case scenario of hazard exposure for the Marine Park (cf. Chapter 1). Two successive years (August 2007 and 2008) were necessary to cover the whole territory and collect required samples.

### 2.2. Sampling procedure

To quantify the contamination at a local scale, sediment samples from the intertidal zone were collected in surface (0-5 cm) and soft-shell clams (*Mya arenaria*) were harvested near sediment samples. Clams were chosen for their bioindicative properties (Pellerin et al. 2009). Fresh sediment and clam samples were kept at 4°C in refrigerated containers and delivered to the laboratory within 24 h to minimize bacteria multiplication and/or mortality. Then, dissection of organisms was performed to measure biometric parameters (shell length and total weigh, whole body weight, digestive gland and gonad weigh) and digestive glands were preserved. Both tissues and sediments were stored in a -20 °C freezer until further analysis. To estimate the probable expansion of local sources, surface water samples (0-1 m) were collected, over a tide cycle, along a spatial transect in each bay and stream.



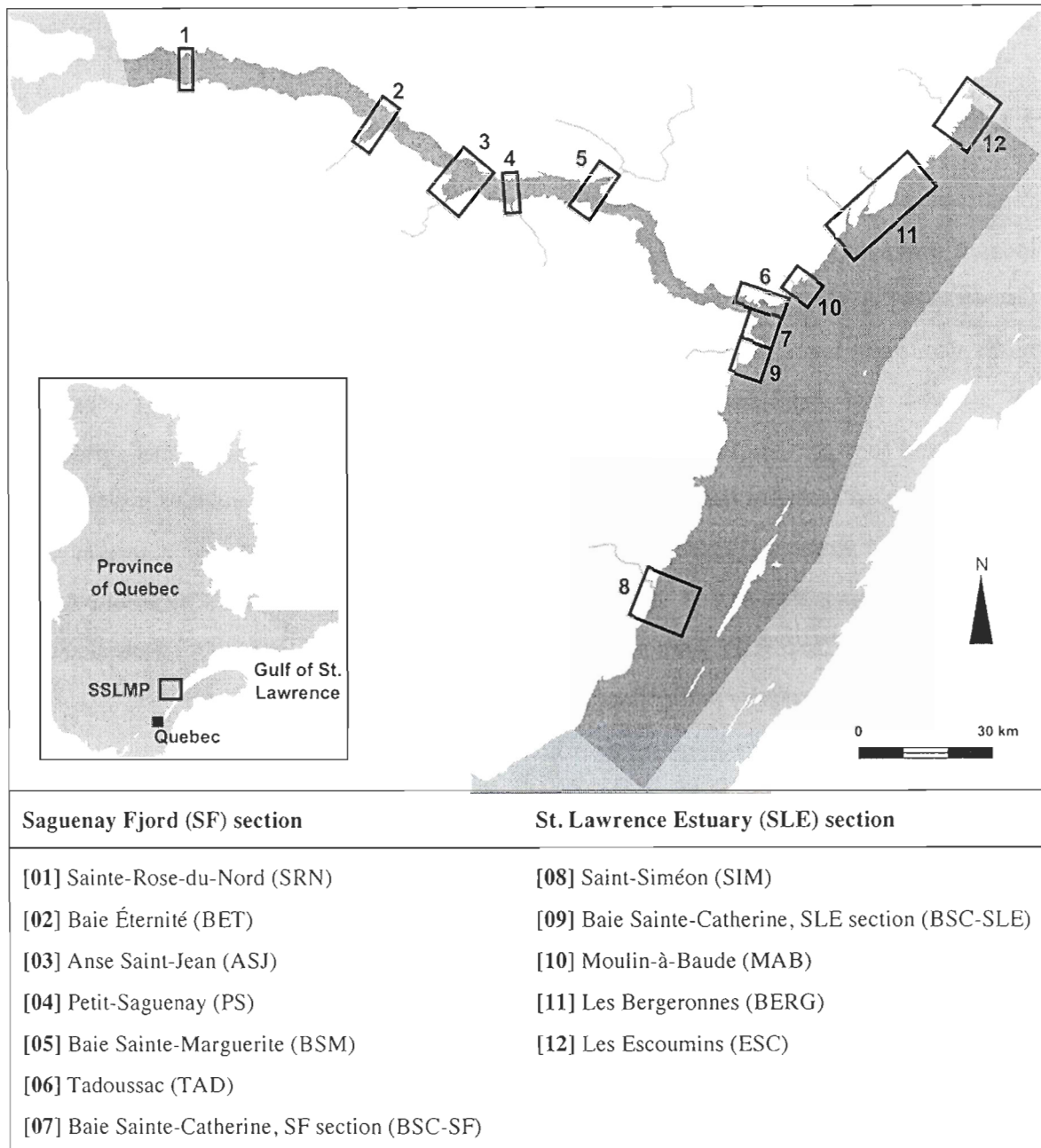


Figure 2.1 Location (in dark) of study area, the Saguenay St. Lawrence Marine Park (SLLMP) and position of sampling sites

Raw water was collected directly from each source in 250 mL sterile plastic bottles for further microbiological analysis. The samples were kept at 4°C in refrigerated containers and delivered to the laboratory within 24 h to avoid bacterial proliferation. Large water samples were collected with 20-L plastic bottles and filtrated (0.7  $\mu\text{m}$  pore size glass fiber GF/F filters) during field operations to collect fine organic and mineral suspended particles. Dissolved fractions were collected in 15-mL polypropylene conic tubes after filtration on 0.22  $\mu\text{m}$  pore size Nitrocellulose GSWP filters. Samples were frozen at -20°C upon return to laboratory for further analysis.

### 2.3. Analyses

The concentration of fecal coliforms (FC) was determined in water, sediment and whole clam samples. Analyses were performed according to standardized methods (CEAEQ 2005). The load in suspended particulate matter (SPM) was evaluated by weighing the pre-weighed and freeze-dried GF/F filters. Orthophosphate ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) and nitrogen oxides ( $\text{NO}_x = \text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ ) were determined in dissolved fractions by a classical colorimetric method (Armstrong 1967; Eberlein & Kattner 1987) using an automated analytic Bran+Luebbe AA3 platform. Isotopic ratios ( $\delta^{13}\text{C}$ ,  $\delta^{15}\text{N}$ ) for carbon and nitrogen were performed on freeze-drying sediment, digestive gland and SPM samples with an ECS 4010 Costech instrument (Poulin et al. 2007). The concentrations of trace elements, 7 metals and one metalloid were measured in sediment (< 1 mm grain size fraction), digestive gland and SPM. The freeze-dried samples were digested in 1 mL concentrated  $\text{H}_2\text{O}_2$  and 4 mL concentrated  $\text{HNO}_3$  in Teflon tubes for 2 h at 60-80°C. The solutions were diluted with Milli-Q osmotic water and analyzed with an inductively coupled plasma mass spectrometer (ICP/MS 7500c Agilent) as described in Pariseau et al. (2009). Digestive gland and sediment samples (< 1 mm grain size fraction) were preliminary digested with tetramethylammonium hydroxide (TMAH). Then, PAH were extracted in solvent (hexanes-toluene) and purified on silica gel micro-columns and gently evaporate on ice (to avoid low

molecular weight PAH to evaporate) under nitrogen stream. Extracts were analyzed with a GC/MS to quantify organic compounds.

## 2.4. Calculation for indices of physiological condition

To evaluate the health status of *Mya arenaria*, some physiological condition indices based on the total flesh weigh (CI), the gonad weigh (GSI) and the digestive gland weigh (DGI) were determined. Calculation were performed according to Gagné et al. (2009) and Pellerin et al. (2009) and described below (Eq 1, 2 and 3):

$$CI = \frac{\text{whole body fresh weigh (g)}}{\text{whole mass (g)}} \quad (\text{Eq. 1})$$

$$GSI = \frac{\text{gonad fresh weigh (g)}}{\text{total flesh fresh weigh (g)}} \quad (\text{Eq. 2})$$

$$DGI = \frac{\text{digestive gland fresh weigh (g)}}{\text{total flesh fresh weigh (g)}} \quad (\text{Eq. 3})$$

## 3. RESULTS & DISCUSSION

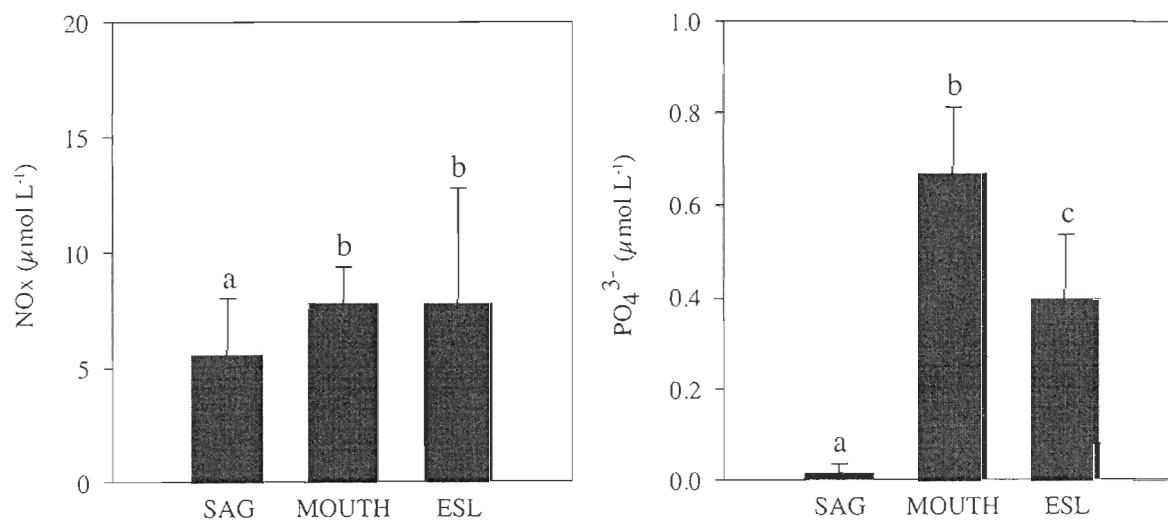
### 3.1. Nutrient inputs

Orthophosphates (Table 2.1 & Figure 2.2) showed significantly higher concentrations at the Mouth of the Saguenay and the Estuary than in the Saguenay Fjord itself (0.4 to 0.7  $\mu\text{mol L}^{-1}$ ). Even if phosphates are usually abundant in sewage discharges (Shahidul Islam et al. 2004; Kitsiou et al. 2011), the spatial variability in the case of the Marine Park is explained by environmental differences between marine sections rather than a contribution from municipal effluents. Moreover, no spatial pattern was observed at a local scale. However, the pattern of nitrogen oxides was a bit different as concentrations were

Table 2.1 Mean concentrations ( $\mu\text{mol L}^{-1}$ ) of nutrients in surface waters

Sites	$\text{PO}_4^{3-}$	$\text{NO}_x$
SRN	0.03	4.38
BET	NA	NA
ASJ	< 0.02	7.09
PS	0.01	5.35
BSM	0.06	3.07
TAD	0.70	8.51
BSC-SF	0.53	6.13
SIM	0.37	13.46
BSC-SLE	0.78	8.54
MAB	0.44	1.52
BERG	0.30	3.27
ESC	0.52	8.90

NA: not available

Figure 2.2 Mean concentrations of nutrient in the Fjord (SAG), the mouth of the Saguenay and the Estuary (SLE); letters indicate a significant difference between group ( $P < 0.05$ )

significantly lower (Figure 2.2) in the Fjord than the Mouth and the Estuary sections ( $6 \mu\text{mol L}^{-1}$  versus  $7.5 \mu\text{mol L}^{-1}$  in mean). A first conclusion was that, as phosphates, nitrates (+ nitrites) pattern reflected more the nutritive element richness of marine waters rather than an exposition to diffuse contamination from agricultural landuse or even sewer network (Shahidul Islam et al. 2004; Kitsiou et al. 2011). Nevertheless, nitrates concentrations (Table 2.1) at ASJ ( $7 \mu\text{mol L}^{-1}$ ) seemed to be higher than the other sites of the Fjord ( $3\text{-}6 \mu\text{mol L}^{-1}$ ), in relation to some agricultural activities. Statistical analysis failed to confirm a significant difference between this site and the rest of the Fjord. In the Estuary, nitrates concentrations at SIM and ESC were significantly higher ( $9\text{-}14 \mu\text{mol L}^{-1}$ ) than those at MAB and BERG ( $2\text{-}3 \mu\text{mol L}^{-1}$ ). As these municipalities presented the highest effluent flows (cf. Chapter 1) and some agricultural activities were present, a local influence of land-based sources on surface waters nutrient concentrations at these sites is suspected.

### 3.2. Source and fate of organic matter

For a better understanding of source and fate of the organic matter in the SSLMP ecosystem the stable isotopic ratios of carbon ( $\delta^{13}\text{C}$ ) and nitrogen ( $\delta^{15}\text{N}$ ) in different compartments (SPM, sediments and clams) were determined (Figure 2.3). A first look at the isotopic signatures of the SPM in surface samples showed a classical positive gradient, upstream to downstream, representative of an estuarine mixing zone, both in the Saguenay and St. Lawrence sections. Nevertheless, no local pattern of the SPM isotopic signature was observed. Isotopic ratios of carbon and nitrogen failed to explain a possible influence of local land-based sources on the organic content of surface waters.

In sediments,  $\delta^{15}\text{N}$  was relatively constant (0.08 to 1.7 ‰) and representative of benthic algae signature whereas  $\delta^{13}\text{C}$  pattern was slightly different. Sediments sampled in the Fjord near municipal outflows showed a terrestrial signature (-32 to -26.3 ‰) but in the

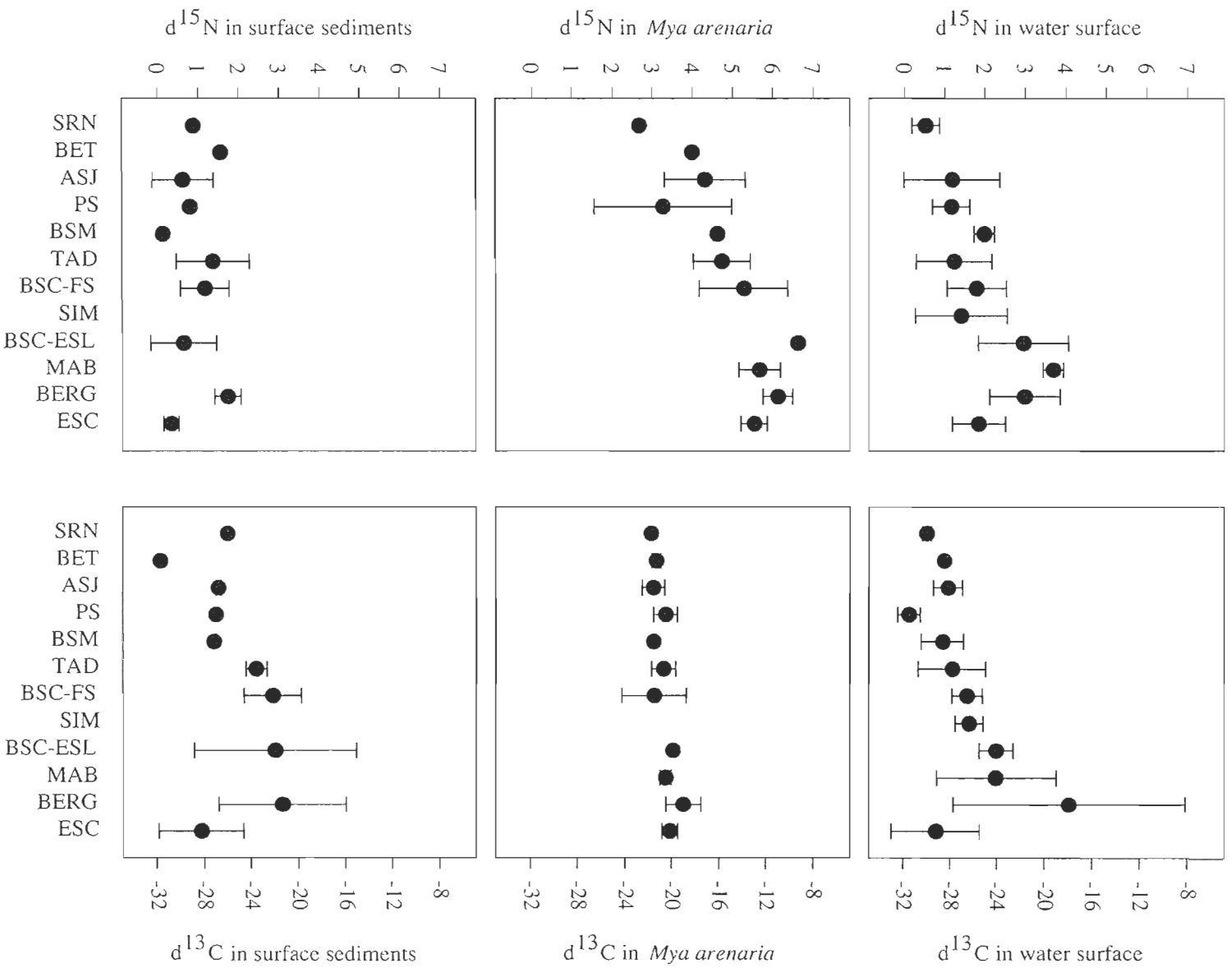


Figure 2.3 Isotopic pattern for carbon and nitrogen in intertidal sediments, *Mya arenaria* and surface waters in the SSLMP

Estuary,  $\delta^{13}\text{C}$  was more representative of a mixing between terrestrial and marine sources (-23.8 to -21.2 ‰). So, organic matter in the Fjord seemed to derive mainly from landfill runoff that could have local or upstream origins. Isotopic ratios in the Estuary demonstrated a greater exposition to marine organic matter, probably through the deposition of marine-derived particles.

*Mya arenaria* is an endobenthic suspensivore bivalve feeding mostly on particles from water column or bottom sediment resuspension. Isotopic ratios were measured in the digestive gland to assess food origin in an attempt to discriminate between local and upstream sources. The  $\delta^{15}\text{N}$  and  $\delta^{13}\text{C}$  ratios showed a positive gradient (respectively 2.7 to 6.1 ‰ and -22.0 to -19.0 ‰) from upstream to downstream, both in the Fjord and the Estuary, and were better explained by surface waters isotopic signature ( $r^2 = 0.6$  for  $\delta^{15}\text{N}$  and 0.55 for  $\delta^{13}\text{C}$ ) than did sediments ( $r^2 = 0.09$  for  $\delta^{15}\text{N}$  and 0.24 for  $\delta^{13}\text{C}$ ). Such results suggested that sediment resuspension presented a minor contribution for organic matter uptake by clams, in comparison to SPM. The mean trophic shift for N was about +3 ‰ between SPM and clams, and was consistent with classical change in isotopic ratio between diet and consumers (DeNiro & Epstein 1981). However, the mean trophic shift for C was about +6.4 ‰ instead of +1 ‰ (DeNiro & Epstein 1978). Such results suggest that *Mya arenaria* incorporate N mainly from SPM but could uptake C from different sources.

### 3.3. Fecal contamination

Fecal coliforms (FC) are commonly used as an indicator of fecal pollution impairment in aquatic ecosystems (Lemarchand et al. 2004; Savichtcheva et al. 2006). However, fecal coliforms are not found exclusively in human feces and their presence in ecosystem compartments (waters, sediments and clams) is indicative of the extent of the contamination in these compartments. To assess fecal contamination in the SSLMP, the load in fecal coliforms was determined in surface waters, intertidal sediments and *Mya*

Table 2.2 Concentration of fecal coliforms in surface waters, sediments and *Mya arenaria*

Sites	Surface waters CFU 100 mL <sup>-1</sup>	Sediment CFU 100 mL <sup>-1</sup>	Clams MPN g <sup>-1</sup>
SRN	121	38 000	< 1
BET	NA	2 000	1
ASJ	26	2 000	10
PS	9	1 000	< 1
BSM	3	300	3
TAD	21	1 600	18
BSC-SF	3	2 133	110
SIM	5	2 800	< 1
BSC-SLE	< 1	43 000	32
MAB	5	NA	< 1
BERG	2	22 250	6
ESC	6	4 333	10
NA: not available			



*arenaria*. SSLMP ecosystem showed a ubiquitous, but heterogeneous, fecal contamination (Table 2.2) that could be linked to some local sources (e.g. municipal sewages). Indeed, maximum concentrations (depending on the compartment considered) were observed close to municipalities where sewage discharge was present (SRN, ASJ, BSC, BERG). The general pattern of FC in surface waters showed a local influence and a short extend of contamination. Indeed, at each site, downstream concentration remained similar to upstream level for both Saguenay Fjord and St. Lawrence Estuary indicating that FC dispersion plume were confined to bays and streams. In the Estuary, surface waters were less contaminated in comparison to the Fjord. However, such results were not indicative of a lower exposition to FC but could be explain by higher salinity and dilution effect that are known to affect the lifetime of fecal coliforms in marine and brackish waters (Bonfont et al. 1986). Indeed, FC concentrations ranged from the detection limit ( $< 1$  CFU  $100 \text{ mL}^{-1}$ ) to  $121 \text{ CFU } 100 \text{ mL}^{-1}$  and the maximum value was observed at Sainte-Rose-du-Nord (upstream the Fjord) where salinity is relatively low (0.5-15). So, our results only reflected hydrodynamic and physical differences between the Fjord and the Estuary waters and revealed the importance of environmental factors in the differential exposition across the Marine Park ecosystem. In clams and sediment, the maximum FC concentrations were reached at SRN ( $38\,000 \text{ CFU } 100 \text{ mL}^{-1}$  in sediments), BSC-SF ( $110 \text{ MPN g}^{-1}$  in clams), BSC-SLE ( $43\,000 \text{ CFU } 100 \text{ mL}^{-1}$  in sediments) and BERG ( $22\,250 \text{ CFU } 100 \text{ mL}^{-1}$  in sediments). Results could be explained by the presence at each site of an urban effluent flowing directly on the clam bank.

### 3.4. Metallic contamination

Because most anthropogenic sources of metal contamination in estuarine environments are from local sources (e.g. industrial or domestic effluents), heavy metal records in ecosystems provide a good indicator of exposition to land-based activities (Kennish 1992). According to Abraham & Parker (2008) the enrichment factor (EF)

Table 2.3 Metal concentrations and their corresponding enrichment factor in surface water

Sites	Concentrations ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )								
	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Ag	Cd	Hg	Pb
SRN	58	36	198	3704	3.4	0.37	1.6	0.17	28
BET	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
ASJ	36	18	41	2572	3.2	0.24	0.9	0.07	15
PS	46	24	52	3905	3.2	0.31	1.2	0.03	19
BSM	18	18	205	1270	1.5	0.14	3.6	< 0.02	15
TAD	5	2	9	367	0.8	0.02	0.1	< 0.02	2
BSC-SF	9	4	18	545	1.3	0.05	0.2	< 0.02	6
SIM	14	8	15	603	2.0	0.08	0.5	< 0.02	7
BSC-SLE	9	5	19	255	1.0	0.02	0.2	< 0.02	5
MAB	8	3	7	197	1.0	0.01	0.2	< 0.02	4
BERG	5	2	8	331	0.9	0.03	0.1	< 0.02	1
ESC	4	2	15	340	0.8	0.02	0.1	< 0.02	3
Sites	Enrichment factor (EF)								
	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Ag	Cd	Hg	Pb
SRN	1.7	1.0	5.3	38	0.4	0.6	4	1.8	3.0
BET	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
ASJ	1.7	0.8	1.6	44	0.7	0.5	5	0.8	2.5
PS	1.7	0.8	1.5	51	0.5	0.7	5	0.4	2.3
BSM	1.8	2.1	19.9	46	0.7	1.0	29	NA	4.9
TAD	2.4	0.9	3.0	61	1.5	0.4	7	1.5	3.4
BSC-SF	2.0	0.9	3.0	46	1.3	0.4	4	0.8	4.7
SIM	2.6	1.3	2.0	43	1.7	0.7	10	0.5	4.3
BSC-SLE	4.0	2.1	6.6	44	1.9	0.3	16	1.3	7.4
MAB	3.9	1.3	2.9	42	2.3	0.3	9	NA	6.6
BERG	2.7	1.1	3.6	71	2.4	0.7	9	1.5	2.8
ESC	3.0	1.1	8.0	90	2.6	0.6	10	1.6	5.8

NA: not available

Table 2.4 Metal concentrations and their corresponding enrichment factor in sediments

Sites	Concentrations ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )								
	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Ag	Cd	Hg	Pb
SRN	5.4	7.0	8.0	37.3	0.9	0.07	0.2	0.58	8.9
BET	3.7	5.0	4.4	5.1	1.0	0.11	0.3	< 0.02	2.6
ASJ	20.0	8.3	8.9	14.6	1.6	0.16	0.1	0.04	3.8
PS	3.0	7.5	6.3	3.0	1.0	0.12	0.2	< 0.02	2.6
BSM	3.7	6.6	4.5	10.6	0.9	0.16	0.2	< 0.02	2.1
TAD	69.6	4.6	6.8	4.0	1.6	0.15	0.2	< 0.02	8.2
BSC-SF	3.8	6.7	8.7	4.8	2.2	0.13	0.1	0.04	9.9
SIM	2.6	3.1	5.1	18.8	1.8	0.16	0.1	< 0.02	3.4
BSC-SLE	9.3	11.4	10.8	8.7	1.8	0.13	0.3	0.03	3.7
MAB	0.9	3.8	2.6	< 0.25	0.8	0.08	0.2	< 0.02	0.9
BERG	10.0	14.4	12.3	17.4	2.9	0.18	1.3	< 0.02	6.1
ESC	3.4	5.8	7.0	6.6	1.1	0.07	0.1	< 0.02	2.7
Sites	Enrichment factor (EF)								
	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Ag	Cd	Hg	Pb
SRN	1.4	3.7	6.8	6.7	2.1	2.6	14.8	121.9	10.8
BET	1.2	3.3	4.4	1.1	2.9	5.1	31.0	NA	3.9
ASJ	5.1	3.4	5.6	1.9	2.6	4.6	8.5	5.5	3.4
PS	0.7	3.6	4.6	0.5	2.2	4.1	13.8	NA	2.8
BSM	1.1	3.9	4.0	2.1	2.2	6.6	17.3	NA	2.7
TAD	28.8	4.4	11.6	0.8	6.5	12.7	38.1	2.1	24.8
BSC-SF	1.0	4.1	8.5	0.8	5.3	6.1	11.0	9.2	10.6
SIM	1.0	3.2	8.3	5.2	8.4	12.8	14.2	NA	7.5
BSC-SLE	1.2	3.6	5.5	0.8	2.8	3.4	10.3	6.6	2.9
MAB	0.4	3.7	3.8	NA	3.4	5.9	25.3	NA	2.0
BERG	1.3	4.0	5.1	1.4	4.0	5.0	46.7	NA	4.0
ESC	0.5	2.7	5.1	0.8	2.4	2.6	6.0	NA	2.9

NA: not available

calculation seeks to reduce metal variability associated with grain size and is a convenient tool to assess metallic contamination across large areas. The EF was calculated according to the following equation:  $EF = M_x \cdot Al_b / M_b \cdot Al_x$ ; where  $M_x$  and  $Al_x$  are the sample (sediment or SPM) concentrations of the metal and Al used as a normalizing element, while  $M_b$  and  $Al_b$  are their concentrations in local background (from unpublished data). Metallic concentrations and EF pattern in SPM, sediments and *Mya arenaria* digestive gland were investigated and presented below (Tables 2.3, 2.4 & 2.5).

For all metals and metalloid analyzed, concentrations in SPM were higher in the Fjord sites, in comparison to the Estuary. However, the pattern of particulate metal could be influenced by salinity in an estuarine environment as higher salinity could favour desorption of metallic elements and change their partitioning in surface waters (Turner 1996). Thus the pattern observed in the distribution of trace elements could be more explained by higher salinity in the Estuary rather than higher sources of contamination in the Fjord. When examining the EF pattern of surface waters, maximal enrichment in Ni, Cu and Cd of the surface waters were observed at BSM and BSC-SLE. The contamination problem of Cd is known and seems to have some terrigenous origin. Indeed, Pellerin et al. (2009) previously observed that the concentration of Cd in clams was twice higher in the Fjord than in the Estuary. Such an observation was consistent with our results. The mean concentration of Cd analyzed in present study bivalves (calculated from Table 2.5) was  $2.8 \mu\text{g g}^{-1}$  in the Fjord and  $1.5 \mu\text{g g}^{-1}$  in the Estuary. The general EF pattern of particulate arsenic (As) was subject to a particular attention. In surface waters, SPM-As showed a positive gradient upstream to downstream (from  $1.5$  to  $8 \mu\text{g g}^{-1}$ ) and could be related to a marine origin of this element and in the absence of identified industrial contamination from upstream regions (Tremblay & Gobeil 1990).

Wastewaters are the main source of anthropogenic silver (Ag) discharged in the environment (Purcell et al. 1998). As an example, the contribution of Montreal municipal sewages to Ag contamination of the St. Lawrence River was about 60 % of total load (Gobeil et al. 2005). Thus, Ag records in the ecosystem (sediments, surface waters and

biota) are suggested as a chemical indicator to delineate the impacted zones by urban sewages discharges. No specific trend appeared in the EF pattern of Ag in SPM and sediment. However, Ag pattern in the digestive gland of *Mya arenaria* revealed higher concentrations in upstream sites of the Fjord ( $4.4\text{--}20.4 \mu\text{g g}^{-1}$ ) in comparison to the mouth of the Saguenay Fjord and the Estuary ( $0.6\text{--}3.7 \mu\text{g g}^{-1}$ ). Such results could illustrate a relative higher exposition to local and upstream sewages in the Fjord, as previously suggested by Blaise et al. (2002).

As mercury (Hg) is known for its historical contamination in the Saguenay Fjord (Loring 1975), this metal was subject to special attention. Concentrations of Hg in the digestive gland of *Mya arenaria* did not exceed  $0.64 \mu\text{g g}^{-1}$  with a maximum reached at BSM, and were consistent with the last records of Hg in biota ( $0.24\text{--}0.45 \mu\text{g g}^{-1}$  depending on species and tissues analyzed) (Pelletier et al. 1989; Hodson et al. 1999). Moreover, highest values were observed in the fjord as previously observed for gastropods (Dalcourt et al. 1992). The relative high concentration in BSM clams was not associated with sediment or surface waters contamination but could reflect the bioaccumulation of a diffuse contamination in clams.

As no local source of contamination was present at Baie-Sainte-Marguerite (Gagné et al. 2009; Chapter 1), the relative high concentration of Hg in *Mya arenaria* was surprising and we decided to focus on other elements that could accumulate in the local sediments, waters and clams of BSM. For this specific screening, we examine raw concentrations in clams and EF in sediment and particulate matter. In SPM, the highest enrichment factors in SPM were reached at BSM for Cu, Ag and Cd, As for Hg, a maximal concentration in clams was reached at BSM for Cr. No particularly high EF was observed in sediments samples.

Table 2.5 Concentrations ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) of heavy metals in the digestive gland of *Mya arenaria*

Sites	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Ag	Cd	Hg	Pb
<b>SRN</b>	1.97	3.11	34.49	136.71	10.07	7.32	0.76	0.05	0.61
<b>BET</b>	2.50	3.55	27.18	179.32	14.61	20.44	3.37	0.40	< 0.01
<b>ASJ</b>	0.93	3.73	23.85	126.91	7.89	10.00	3.80	0.36	< 0.01
<b>PS</b>	1.89	5.45	30.79	223.80	11.54	4.41	3.88	0.21	< 0.01
<b>BSM</b>	11.25	4.66	34.77	123.38	8.46	12.97	2.36	0.64	< 0.01
<b>TAD</b>	0.92	6.17	38.25	119.28	9.29	1.11	0.90	< 0.02	2.50
<b>BSC-SF</b>	1.72	5.09	60.43	141.54	18.00	3.72	1.10	0.13	0.07
<b>SIM</b>	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
<b>BSC-SLE</b>	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
<b>MAB</b>	7.90	3.56	25.48	160.62	15.02	0.60	2.11	< 0.02	0.10
<b>BERG</b>	2.59	5.60	46.47	162.86	25.14	2.21	1.47	0.06	0.12
<b>ESC</b>	0.86	2.86	41.44	96.34	10.10	2.44	1.72	0.24	< 0.01
NA: not available									

### 3.5. PAH contamination

Table 2.6 presents the concentration of total-PAH in intertidal sediments and the digestive gland of *Mya arenaria*, total-PAH in intertidal sediments ranged from 950 to 3 433 ng g<sup>-1</sup>, and for most of the sites exceeded the NOEL (non observable effect level) of 1 µg g<sup>-1</sup> proposed by Johnson et al. (2002). The concentrations of PAH in sediments agree with the levels measured by Pelletier et al. (2009) in the particulate matter (1 764 ng g<sup>-1</sup>) rather than those observed in surface sediments at the bottom of the Fjord (543 ng g<sup>-1</sup>), PAH content was higher in sediments at the mouth of the Saguenay Fjord, with a maximum found at BSC (3 433 ng g<sup>-1</sup>) probably linked to combined exposure of inputs from the Estuary and Fjord sections. Concentrations of total PAH were lower in the digestive gland of clams (470-1 549 ng g<sup>-1</sup>) and did not reflect the one observed in sediments. Indeed, at the mouth, clams were less contaminated (470-479 ng g<sup>-1</sup>) than in the Fjord (617-1 549 ng g<sup>-1</sup>) or the Estuary (858-1 229 ng g<sup>-1</sup>), Such difference could be explained by a spatial variation in the bioavailability of PAH between sites (Ter Laak et al. 2006) or reflect the clams capacity for PAH metabolism (Gagné et al. 2009), Indeed, previous study (Pelletier et al. 2009) demonstrated the presence of PAH metabolites in mussels and clams from the Saguenay Fjord. In the same study PAH content was also analyzed in mussels and clams and results were 10 times lower than results reported here (69-151 ng g<sup>-1</sup>). However, analyses were performed on whole flesh (including mantle) compare to the digestive gland for our study. Such a difference can be easily explained by a preferential bioaccumulation of PAH in the digestive gland tissue.

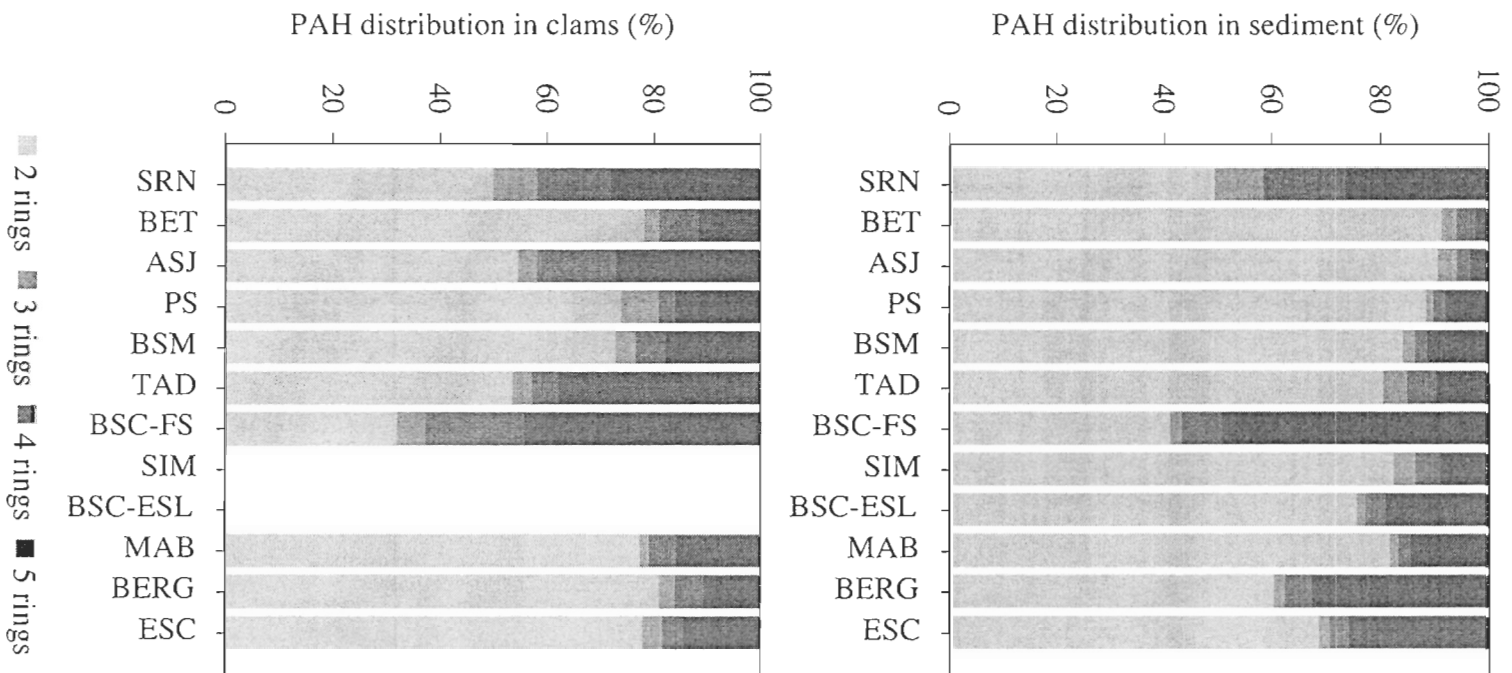
A closer look at the PAH distribution (Figure 2.4) revealed that sediments for most of the sites were contaminated by low molecular weight (LWM) PAH (more precisely 2-ring compounds) and represented on average about 70-90 % of total PAH concentration. In sediments, the other molecular weight groups followed the pattern 5 > 4 > 3 rings, which is typical to coastal sediments under anthropogenic pressure. The dominance of LMW compounds in sediments was consistent with previous observations in particulate matter (Pelletier et al. 2009). The authors suggested a probable contamination of SPM from vessel traffic as gasoline and diesel contain 10-20 % of 2-3 rings compounds. As naphthalene and

Table 2.6 Concentration ( $\text{ng g}^{-1}$  dw) of total polycyclic aromatic hydrocarbons (t-PAH) and light:heavy (L:H) PAH ratio in sediments and *Mya arenaria* digestive gland

Sites	Sediments		Clams
	t-PAH	L:H	
SRN	1 412	1.4	617
BET	950	15.6	1 227
ASJ	993	15.5	789
PS	1 572	8.7	967
BSM	2 346	6.3	1 549
TAD	1 543	5.6	470
BSC-FS	3 433	0.8	479
SIM	1 179	15.6	NA
BSC-SLE	1 973	15.5	NA
MAB	1 064	8.7	858
BERG	1 397	6.3	1 229
ESC	980	5.6	1 027
NA: not available			



Figure 2.4 Distribution of PAH in sediments and *Mya arenaria* (digestive gland)



methylnaphthalene dominated the distribution of PAH content in our sediment samples, results illustrated a probable contribution of navigation in the contamination of the intertidal sediments. However, some sites presented a higher contribution of 5 rings compounds than the other sites of the SSLMP. The accumulation of heavy PAH in these sediments could be explained by a higher exposition to sewage-derived PAH in the Estuary, the mouth of the SF and at SRN, located downstream the industrial region of Saguenay-Lac-Saint-Jean. We have to mention that 5 rings PAHs (e.g. benzo( $\alpha$ )pyrene) present a high risk for wildlife in reason of their carcinogen effects (Straif et al. 2005). BSM was subject to a special focus as this site was the second worst contaminated for sediments ( $2\,309\text{ ng g}^{-1}$ ) and the first for clams ( $1\,549\text{ ng g}^{-1}$ ). Such results were consistent with previous studies. Indeed, Gagné et al. (2009) observed at this site a significantly higher activity of CYP1A in *Mya arenaria* that illustrated an exposition to PAHs.

### **3.6. *Mya arenaria* physiological condition**

The physiological condition of the sentinel species *Mya arenaria* was assessed through the examination of three physiological indices based on morphometric measurements. The condition indices (CI) based on the flesh weight represent the general physiological condition of *Mya arenaria* (Gagné et al. 2002) and vary with growth and gametogenesis (Pellerin et al. 2009). As explained by Gagné et al. (2002), a drop in CI value could be interpreted as an exposition to municipal sewages. Our results (Figure 2.5) showed a CI significantly ( $P < 0.05$ ) lower at the mouth of the Fjord and in the Estuary section and could demonstrate a greater influence of sewages in these sectors.

In other hand, GSI (Table 2.7) ranged from 0.04 to 0.1 and were lower than those observed previously ( $\sim 0.2$ ). However, Pellerin et al. (2009) in their study harvested clams in June when clams were spawning. As we collected bivalves in August (post-spawning period) the release of gametes could explain the lower GSI observed. In the Fjord section (from BET to BSM), GSI showed a negative gradient (0.1-0.07) that could be linked with

Table 2.7 Mean physiological condition indices of *Mya arenaria*, based on the total flesh weigh (CI), the gonad weigh (GSI) and the digestive gland weigh (DGI), in the different sampling sites

Sites	CI	DGI	GSI
SRN	NA	NA	NA
BET	0.63 ± 0.04	0.02 ± 0.006	0.10 ± 0.03
ASJ	0.64 ± 0.03	0.02 ± 0.004	0.09 ± 0.02
PS	0.64 ± 0.03	0.02 ± 0.004	0.08 ± 0.03
BSM	0.66 ± 0.02	0.02 ± 0.004	0.07 ± 0.02
TAD	0.58 ± 0.03	0.02 ± 0.005	0.06 ± 0.02
BSC-SF	0.70 ± 0.82	0.02 ± 0.006	0.04 ± 0.01
SIM	NA	NA	NA
BSC-SLE	NA	NA	NA
MAB	0.55 ± 0.05	0.02 ± 0.006	0.08 ± 0.03
BERG	0.53 ± 0.05	0.03 ± 0.008	0.07 ± 0.04
ESC	0.56 ± 0.04	0.03 ± 0.010	0.04 ± 0.01
NA: not available			

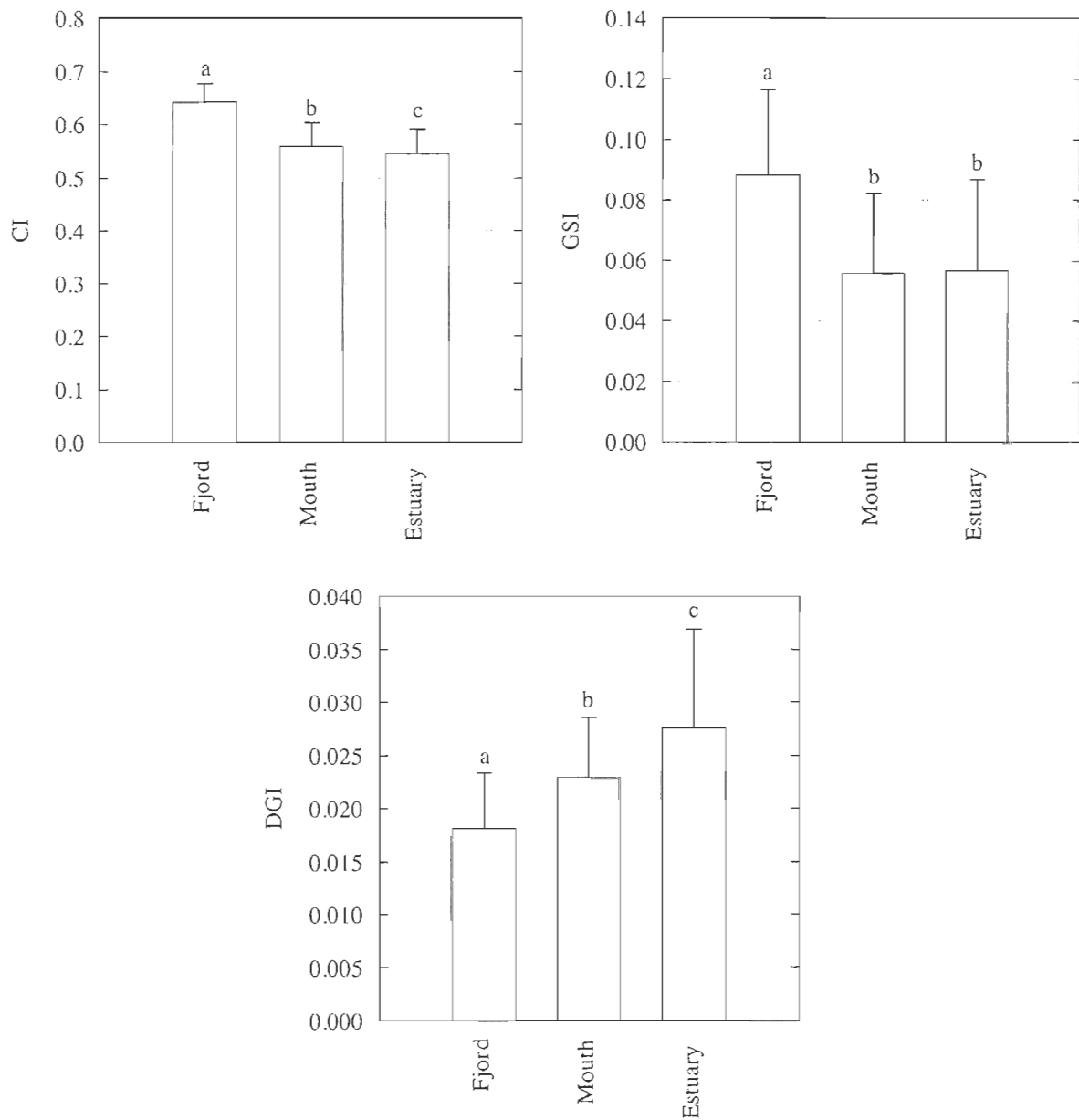


Figure 2.5 Comparison of physiological condition indices of *Mya arenaria*, based on the total flesh weigh (CI), the gonad weigh (GSI) and the digestive gland weigh (DGI) between the Fjord, the mouth of the Saguenay and the Estuary (significant difference between group  $P < 0.05$  are illustrated by letters)

less favourable environmental factors in upstream sites (Gauthier-Clerc et al. 2002; Pellerin et al. 2009) or with a greater influence of contamination from upstream as it was previously demonstrated by Blaise et al. (2002) through a pool of biomarkers. Finally, as reported by Pellerin et al. (2009) a lower GSI at BSC was observed, in relations to anthropogenic perturbations (e.g. vessel traffic, urban effluents).

DGI values were significantly higher (2.7-2.8 %) in the St. Lawrence section than inside the Fjord (1.6-1.7 %) and the mouth of the Saguenay Fjord presented intermediate values (2.1-2.3 %), significantly different from the Fjord and the Estuary. Pellerin et al. (2009) suggested that the detoxification process inducing enzymatic and protein synthesis (e.g. metallothionein) could raise the DGI value at the most contaminated sites. But other studies (Cartier et al. 2004; Lemaire et al. 2006) demonstrated that DGI could also be influenced by environmental factors (water temperature, food availability, reproduction cycle). Thus, it becomes difficult to conclude about a possible higher exposition to contaminants in the Estuary, as higher values of DGI could testify a better trophic condition in this section of the Park (Côté & Lacroix 1979).

According to morphological indices, the mouth of the Saguenay Fjord and the estuarine section of the SSLMP seemed to be more affected by anthropogenic stress than the Fjord. Such results are consistent with previous work that calculated a higher contribution of inputs, upstream the Estuary, compared to upstream the Fjord (cf. Chapter 1). In the Estuary, BSC and ESC seemed to be the worst affected sites. Indeed, BSC receive pollutants from both the Fjord and the Estuary and at ESC, the semi-enclosed configuration of the bay could favour the retention of contaminants and increase clam impairments. In the Fjord, upstream sites seemed to be more affected than downstream sites, in reason to a mix exposition of local sources and upstream inputs of contaminants, as previously suggested by Blaise et al. (2002). However, as many factors could influence the indices of physiological conditions (physiology, environmental factors, anthropogenic stressors) (Pellerin et al. 2009) that have to be consider in the interpretation of results.

#### 4. CONCLUSION

In support to management goals of SSLMP stakeholders, we explore a wide range of contaminants over the whole territory, and in different compartments of the ecosystem. Our results showed a ubiquitous but heterogeneous exposition of surface waters, intertidal sediments and clams to different sources of pollutants (both local and external to the Park) depending on their location in the SSLMP territory. Evidences of local exposition to navigation (PAH), local landuse (fecal coliforms, nutrients, heavy metals) and even upstream inputs (PAH, heavy metals) were observed. The exposition to local sources seems to be circumscribed inside bays and streams. However, diffuse exportation of contaminants, from the local land-based sources, under detection limit is possible. Our study confirmed and completed previous studies (e.g. Gagné et al 2009; Pellerin et al. 2009; Pelletier et al. 2009). Quantification of source and fate of contamination being one of the critical steps for an ecological risk assessment and management, our results will be useful in further establishment of management strategies to control anthropogenic stressors over the SSLMP ecosystem.



CHAPITRE 3  
UN NOUVEL OUTIL DE GESTION DES RISQUES  
ENVIRONNEMENTAUX POUR LE PARC MARIN

**RÉSUMÉ**

Afin de soutenir les gestionnaires du parc marin Saguenay-Saint-Laurent (PMSSL) dans leurs efforts de conservation, nous avons adapté un modèle de risques relatifs servant d'outil d'évaluation et de gestion pour localiser les zones où s'accumulent le plus de risques environnementaux, identifier les sources anthropiques de stress impliquées et développer des approches de gestion permettant de réduire les risques et augmenter le niveau général de protection dans cette aire marine de conservation. Le premier déploiement d'une telle méthode dans le parc a permis de tirer un premier portrait régional des risques sur l'ensemble du territoire. Les résultats ont permis d'identifier l'embouchure du fjord ainsi que la zone côtière de l'estuaire maritime comme les secteurs les plus à risques dans le parc marin et de mettre en évidence le trafic maritime, les effluents municipaux et le ruissèlement urbain comme sources principales de stress. Grâce à sa flexibilité le modèle permet d'explorer différents scénarios de gestion conduisant à une réduction du risque environnemental. Cette fonctionnalité permet d'évaluer proactivement les bénéfices probables de chaque action potentielle avant de statuer sur la meilleure approche. Nous avons testé deux options de gestion dans les zones les plus exposées du parc : (1) l'implantation de traitements efficaces des effluents municipaux et (2) une diminution de l'intensité du trafic maritime. Selon les prédictions du modèle, la mise en application de ces actions diminuerait le risque relatif de 25 à 32 %. Finalement, des analyses d'incertitude et de sensibilité ont permis de définir le comportement et les performances du modèle. Ces renseignements nous guideront dans nos travaux futurs sur l'optimisation de notre outil.

Ce troisième article, intitulé « *The Relative Risk Model as a management tool for environmental risks in the Saguenay-St. Lawrence Marine Park (Canada)* », fut corédigé



par moi-même ainsi que par le professeur Émilien Pelletier. Il sera soumis pour publication, en 2012, aux éditeurs de la revue *Integrated Environmental Assessment and Management*. En tant que premier auteur, ma contribution à ce travail fut l'essentiel de la recherche (travaux sur le terrain et analyses en laboratoire) et la rédaction de l'article. Le professeur Émilien Pelletier, second auteur, a fourni l'idée originale. Il a validé l'interprétation des résultats et aidé à la révision du manuscrit.

## ABSTRACT

In this study the initial development of the relative risk model (RRM) as a new management tool to assess environmental risk in the Saguenay-St. Lawrence Marine Park (SSLMP) is described. This first deployment of the methodology over a marine conservation area allows us to depict the regional environmental pressure from multiple anthropogenic sources of stress in the SSLMP. RRM highlighted the mouth of the Saguenay Fjord and the coastal area of the Lower St. Lawrence Estuary as the sub-regions to be the most at risk and incriminates vessel traffic, sewage discharges and urban runoff as the main sources of stress in those areas. Moreover, the flexibility of this risk model allows us to proactively explore future management options (to deal with environmental risks) and assess their probable benefits. The RRM predicts that the implementation of wastewater treatment plans (to solve contamination problems) and a reduction of the navigation would decrease the global risk from 25 to 32 % in the sub-regions identified as the most at risk. Finally, uncertainty and sensitivity analysis was used to provide preliminary insights on the RRM behaviour and performance and to assist in guiding possible refinements in the data integration and focusing future studies to optimize the RRM and its further uses.

## 1. INTRODUCTION

The Saguenay-St. Lawrence Marine Park (SSLMP) is a marine protected area located halfway from the Great Lakes to the Atlantic Ocean, in the Province of Quebec (Eastern Canada). This Park is a protected marine territory of 1 246 km<sup>2</sup>, since 1998, representative of the Saguenay Fjord (SF) and St. Lawrence Estuary (SLE) ecosystems (Ménard 2009). In this estuarine environment, the richness and the complexity of ecosystems are facing human activities and their multiple impacts. Indeed, the habitats and the marine trophic network are exposed to a cocktail of pollutants coming from the upstream urban centres, hugely industrialized (Desbiens 2004; Gobeil et al. 2005; Lebeuf & Nunes 2005; Gobeil 2006; Viglino et al. 2006), but also from local (non)point sources such as municipal sewages (Gagné et al. 2009; Pellerin et al. 2009) and vessel traffic (Michaud & Pelletier 2006; Viglino et al. 2006; Pelletier et al. 2009). However, the anthropogenic stress affecting the Marine Park cannot be reduced to chemical contamination. Non-chemical stressors such as stock exploitation by some fisheries (both finfish and shellfish) and marine mammal disturbance by whaling and navigation are part of the numerous sources of pressure affecting the SSLMP (PMSSL 2008).

In a perspective of ecosystem conservation, managers decided to favour an ecologically sustainable use of the territory through three main goals: (1) reduce adverse effects of anthropogenic activities on natural processes; (2) implement environmental monitoring programs; (3) develop tools for an integrated management of the Marine Park (Dionne 2001). Many supports to these objectives came from the scientific community, especially from the 1990s and leading to the establishment of environmental actions such as fishing quotas and offshore activities regulation (Ménard 2009). Nevertheless, despite a large body of literature in miscellaneous fields like oceanography modelling (Saucier et al. 2009), geomorphology (Bolduc & Duchesne 2009; Locat & Levesque 2009), ecology of marine species (Savard 2009; Sévigny et al. 2009; Simard 2009; Sirois et al. 2009), natural resources conservation (Ménard 2009) and environmental risk and human activities management (Couillard 2009; Gagné et al. 2009; Lebeuf 2009; Pellerin et al. 2009;

Pelletier et al. 2009), the science could not answer all the questions and managers have to make decisions on the basis of incomplete information. In such a context, it becomes necessary to resort to an adaptive management to control human activities (Ménard 2009).

In support to managers in their decision-making, we adapted the Relative Risk Model (RRM) as a new management tool to deal with environmental risks in the SSLMP. We selected the method, proposed by Landis & Wieggers (1997) for its relatively simple and adaptive framework (Iannuzzi et al. 2010) developed to integrate, at a regional-scale, multiple interactions between a wide range of sources of stress, habitats and possible impacts. The relative approach was particularly well adapted, as no reference site exists for the Marine Park. To date, the model has been successfully used at a variety of sites over the world (see a review of case studies in Landis 2005 and Landis & Wieggers 2007). However, it is the first time applied to a marine protected area. In this paper, we present the initial development of the relative risk model (RRM) as a new management tool to assess environmental issues for the SSLMP and its results when using to assess relative risks upon its territory and predict potential benefits from selected management options. Moreover, we discuss about possible refinements to improve this tool.

## **2. METHODOLOGY**

The RRM framework extends the traditional ecological risk assessment paradigm (USEPA 1998) to account for the multiplicity of stressors, receptors and possible interactions, when assessing risk at a regional scale (Landis 2005). Based on a ranking scheme that characterizes the relative importance of the risk components and their interactions, the approach examines the spatial overlap of stressors and receptors to determine the likelihood of impacts and calculate the relative magnitude of risk across zones (Iannuzzi et al. 2010). The methodology defined in Landis (2005) was used to apply the RRM to the Saguenay-St. Lawrence Marine Park and proceed to a regional risk assessment upon its territory.

## 2.1. Problem formulation

The problem formulation phase began with the assessment process. In this section, the study area and the regions at risk are described, and the risk components (sources, habitats and assessment endpoints) are identified. Finally, a conceptual frame model is settled from which is derived the hypothesis about potential exposure and effects pathways and resulting risk in the SSLMP.

### *Description of study area and sub-regions at risk*

A key step of the RRM is to define the geographic extent of the study and split it in sub-regions for which relative risks will be calculated. This map is the basis for the rest of the analysis because the relative risks are all based upon the delineated regions (Landis 2005). The study area (Figure 3.1) covers the whole territory of the Saguenay-St. Lawrence Marine Park, as described in Dionne (2001). The SSLMP is exclusively a marine area including, the SF section located downstream Cap-à-l'Est, the half northern part of the SLE from Gros-Cap-à-l'Aigle (upstream) to Les Escoumins (downstream) and limited by the high water maximum level. Designed sub-regions at risk have to be relevant to the management goals. In this way, the RRM team can use previously developed management zones (Iannuzzi et al. 2009). However, in most cases, the strategy is to define the limits of these areas according to natural boundaries (e.g. watershed, bathymetry) and the spatial distribution of sources, habitats and endpoints (Wiegers et al. 1998; Hayes & Landis 2004; Obery et al. 2002; Liu et al. 2010). Following that approach, the Marine Park was divided into 18 sub-regions on natural geomorphological divisions (e.g. watershed limits, bathymetric boundaries) and location of risk components. These zones were distributed between the three ecosystems of the Park: (1) the Saguenay Fjord (SF), (2) the Lower (LE) and (3) Upper Estuary (UE) of the St. Lawrence River (SLR), as described by Dionne (2001) and Ménard (2009). We subdivided the SF section in 8 successive areas from upstream to downstream, in an attempt to compare each bay and cove (mostly associated

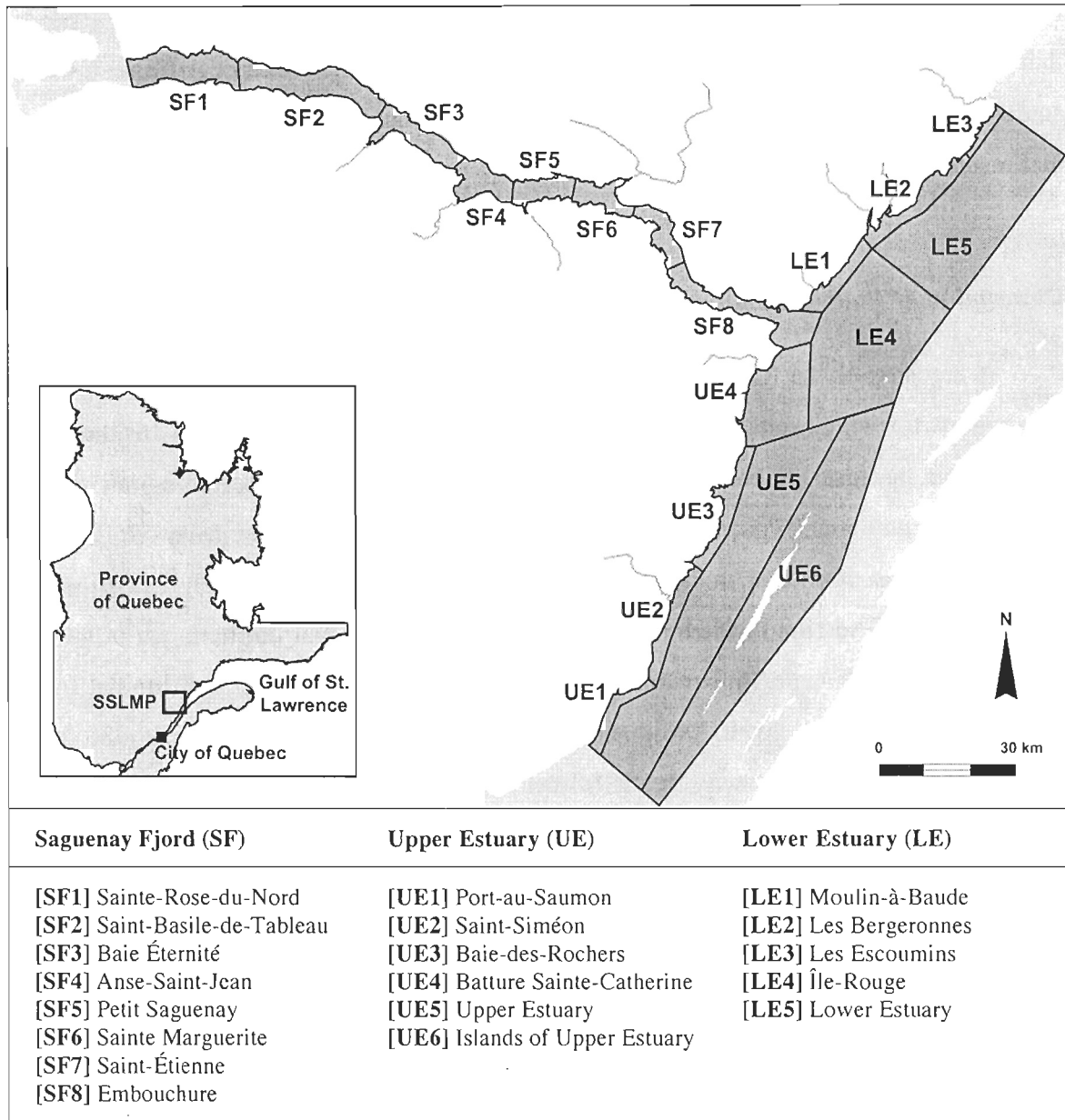


Figure 3.1 Presentation of the study area and the defined sub-regions at risk

with stream mouth and/or urban area, and spread along the shoreline) from each other. The limits of these zones were adjusted to sub-watershed boundaries and inner-sills (see SF1 to SF8 zones in Figure 3.1). The SLE section was separated in “coastal” and “open water” areas. Coastal areas were subdivided according to the rule applied in the Fjord section, to compare stream mouth and associated urban area with each other. In addition, a specific zone was delimited to include insular environments that are of a special concern for the SSLMP (significant nesting, feeding, spawning and haul-out sites for many species) as reviewed by Dionne (2001). Finally, “open water” sub-regions were departed in two zones: one in the Upper Estuary (UE) and another in the Lower Estuary (LE) (see UE1 to UE6 and LE1 to LE5 in Figure 3.1).

#### *Description of assessment endpoints*

Assessment endpoints (E) are the link between scientifically measurable endpoints and the objectives of stakeholders and resource managers (Suter 1990). Five endpoints were selected for their relevance to describe the possible impacts on the health status of the ecosystems, the biodiversity and the ecologically sustainable use of the territory, according to indicators developed by managers and described in the technical report about the “State of the Saguenay-St. Lawrence Marine Park” (PMSSL 2008). The chosen assessment endpoints include: the water surface (E1) and the sediment quality impairment (E2); the health status (E3) of a sentinel species (the soft-shell clam *Mya arenaria*); the status in local fish and shellfish pollution (E4), and the impairments on marine mammals (E5).

#### *Description of sources and stressors*

In order to describe the impacts of human activities on the ecosystems of the SSLMP, the sources of stressors (S) that relate to the chosen assessment endpoints were grouped in seven major categories. Sources are listed and described below:

- (S1) **Exposure to outside of the Park pollution** — the SSLMP ecosystems are influenced by a cocktail of pollutants (e.g. nutrients, pesticides, hydrocarbons, metals, pharmaceuticals, flame retardants) from upstream regions and transported into its territory through water circulation (Desbiens 2004; Gobeil et al. 2005; Lebeuf & Nunes 2005; Gobeil 2006; Viglino et al. 2006)
- (S2) **Agriculture** — despite its low agricultural development, the SSLMP does not escape from some contamination problems (fecal contamination, nutrient inputs) from extensive growing of grain crops and some breeding and milk farms (Dionne 2001; Comité ZIP RNE 2005)
- (S3) **Urban landuse** — in the small municipalities spread along the Marine Park shoreline, the impervious surface (roofs, roads and various asphalt or concrete surfaces) can increase the amount of pollutants runoff such as metals, exhaust gas and particles, antifreeze, etc. (Paul & Meyer 2001)
- (S4) **Municipal sewages** — in most of the municipalities, sewages are discharged directly in the Marine Park waters or via a tributary without any treatment (MAMROT 2009), which is loading a large array of pollutants (e.g. nutrients, pesticides, hydrocarbons, metals, pharmaceuticals, flame retardants) in the marine environment
- (S5) **Vessel traffic** — the SSLMP does not escape from some contamination problems (biological, inorganic and organic pollutants) being located along a world-class navigation route (Michaud & Pelletier 2006; Viglino et al. 2006; Gagné et al. 2009; Pellerin et al. 2009; Pelletier et al. 2009), and the whale-watching industry apply an additional pressure (behaviour disturbance, injuries) on marine mammals population
- (S6) **Wharfing facilities** — several marinas and docks of various capacities are spread along the SSLMP shoreline and are a potential source of fecal contamination, metals and organic compounds from accidental spilled or deliberate flushing of vessel sewages

(S7) **Fisheries** — recreational and some commercial fisheries exploit several species of fish and shellfish and technical reports reported impairments on local stock for some species (MPO 2007; PMSSL 2008).

### *Description of habitats*

Habitats (H) were identified according to the description given by the “Great Ecosystem of the Saguenay-St. Lawrence Marine Park” reviewed by Dionne (2001) and in terms of habitat requirements of the chosen assessments endpoints. Habitats definition was also inspired from Landis & Wieggers (1997) where both reported studies include a fjord in assessed territories. Each habitat category is a section of the water body or a type of substrate. Habitats are listed below:

- (H1) **Soft bottom intertidal** — Intertidal area that consists of soft sediment
- (H2) **Rocky Shoreline** — Intertidal area that consists of large rocks, boulders or sea cliffs
- (H3) **Shallow sub-tidal** — Water column and benthic area less than 50 m deep with either soft or rocky bottoms
- (H4) **Deep benthic** — Underwater areas deeper than 50 m consisting of mostly sediment bottom
- (H5) **Open water** — Water column or pelagic zone in deep-water areas where influences from land are reduced.

### *Conceptual model*

Once the risk components were identified, we designed a regional conceptual model (Figure 3.2) to depict the assumed interconnections between sources, habitats and endpoints that were defined for the SSLMP. This scheme was used as a basis for risk assessment and calculation in each sub-region.



Source-Stressor Interactions							Source-Habitat Interactions					
	St1	St2	St3	St4	St5	St6	H1	H2	H3	H4	H5	
S1		×	×	×			×	×	×	×	×	
S2	×	×	×	×			×	×	×			
S3	×	×	×	×			×	×	×			
S4	×	×	×	×			×	×	×			
S5	×	×	×	×		×	×	×	×	×	×	
S6	×	×	×	×			×	×	×			
S7					×		×		×	×	×	
<b>SAGUENAY-ST. LAWRENCE MARINE PARK</b> <b>Relative Risk Conceptual Model</b>  × = Complete pathway							Habitat-Endpoint Interactions					
							E1			×		×
							E2	×		×	×	
							E3	×				
							E4	×		×	×	×
E5	×	×	×		×							
Keys for the Conceptual Model												
Sources		Stressors		Habitats		Endpoints						
[S1] Outside pollution		[St1] Fecal contamination		[H1] Soft intertidal		[E1] Water quality						
[S2] Agriculture		[St2] Nutrients		[H2] Rocky intertidal		[E2] Sediment quality						
[S3] Urban landuse		[St3] Heavy metals		[H3] Shallow waters		[E3] Bioindicator status						
[S4] Municipal sewages		[St4] Organic pollutants		[H4] Deep benthic		[E4] Stock status						
[S5] Vessel traffic		[St5] Stock reduction		[H5] Open waters		[E5] Marine mammals						
[S6] Wharfing facilities		[St6] Wildlife disturbance										
[S7] Fisheries												

Figure 3.2 The conceptual model designed for the Saguenay-St. Lawrence Marine Park

## 2.2. Risk assessment method

### *Development of source and habitat ranks*

Source and habitat ranks were developed according to the methodology classically used in previous studies (see Landis 2005 for review). We used a combination of available quantitative and qualitative information to reflect the relative magnitude of risk components across zones at risk. The source and habitats ranks were defined for each sub-region, as shown in Tables 3.1 & 3.2, in respect to the following criteria of classification:

- 0 — No source or habitat of this type in the sub-region considered
- 2 — Low discharge (activity) from the source and small size (surface) of the habitat
- 4 — Moderate discharge (activity) from the source and moderate size of the habitat
- 6 — High discharge (activity) from the source and high size of the habitat.

As some sources and habitats over-range in the Marine Park, a fifth category was necessary, in some cases, to cluster sources and habitats with similar magnitude. Therefore, a rank of 8 was introduced into the ranking scheme to reflect this over-range discharge (activity) from a source, as a huge size (surface) of the habitat in an area. Such ranking was previously adopted by Iannuzzi et al. (2010) to cluster habitats in their study and this methodology habitats but also sources was used whenever necessary.

### *Development of exposure and effects filters*

Filters are numeric weighting criteria used to reflect the relationship among the risk components. The exposure filter reflects the probability that a source and a habitat co-occur in a sub-region as the effect filter expresses how likely they are to cause a certain effect (Iannuzzi et al. 2010). According to previous studies reviewed in Landis (2005), a binary mode was used to assign a weighting factor of 0 or 1 indicating an absence or a presence of exposure/effect relationship as shown in Tables 3.3, 3.4 and 3.5.

Table 3.1 Matrix of ranks for sources by risk zone

Risk zone	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7
SF1	6	0	2	2	4	4	2
SF2	6	0	0	0	4	0	0
SF3	6	0	0	0	4	4	2
SF4	6	2	6	6	4	4	2
SF5	4	0	4	4	4	2	2
SF6	4	0	0	0	4	0	0
SF7	4	2	0	0	4	0	0
SF8	4	2	0	8	6	8	4
UE1	6	0	0	0	4	0	0
UE2	6	0	6	6	6	6	4
UE3	6	0	0	0	4	0	0
UE4	6	0	2	2	2	0	0
UE5	6	0	0	0	4	0	0
UE6	6	0	0	0	2	0	4
LE1	2	6	0	0	6	0	0
LE2	2	4	6	6	6	4	0
LE3	2	4	8	8	6	6	0
LE4	2	0	0	0	6	0	6
LE5	6	0	0	0	6	0	6

Table 3.2 Matrix of ranks for habitats by risk zone

Risk zone	H1	H2	H3	H4	H5
SF1	2	6	2	6	6
SF2	0	6	2	6	6
SF3	4	6	2	6	6
SF4	4	6	2	6	4
SF5	2	6	2	6	6
SF6	6	6	4	4	4
SF7	4	6	4	6	6
SF8	6	6	4	4	4
UE1	2	6	6	0	0
UE2	4	6	6	0	0
UE3	4	6	6	0	0
UE4	8	0	6	0	0
UE5	0	0	0	6	6
UE6	4	4	6	0	0
LE1	4	4	6	0	0
LE2	6	2	6	0	0
LE3	2	6	6	0	0
LE4	0	0	0	6	6
LE5	2	2	6	2	2

The distribution of marine mammals through the Marine Park territory is not homogeneous and some areas are intensively used by species (Dionne 2001; ROMM 2004; PMSSL 2010). Thus, the sensitivity of receptors associated with the endpoint “Marine mammals population impairments” can change not only by the presence (or not) of marine mammals in the habitats, but also by the density of population and the number of species present in the designed sub-region at risk. Therefore, a special weighting criteria for the effect filter on “Marine mammals population impairments” endpoint was developed and applied to habitats relevant to this endpoint: shallow and open waters, rocky and soft bottom intertidal (haul-out sites for seals). These special weighting factors are listed in the Table 3.5 and described below:

- When the filter is applied to rocky and soft bottom intertidal
  - 0 = absence of haul-out sites for seals in the sub-region
  - 1 = presence of haul-out sites for seals in the sub-region
  
- When the filter is applied to shallow and open waters
  - 0 = absence of marine mammals in the sub-region
  - 0.5 = low frequenting of marine mammals in the sub-region
  - 1 = moderate frequenting of marine mammals in the sub-region
  - 2 = high frequenting of marine mammals in the sub-region

### *Risk calculation*

The RRM is structured around a series of algebraic equations that combine ranks for sources and habitats to exposure and effect filters. The calculation was performed for all pathways leading to a risk, according to the conceptual model drawn for the SSLMP. The results formed a matrix of risk scores that can be summarized for each zone (Eq. 1), source (Eq. 2), habitat (Eq. 3), according to the equations presented in Landis (2005) and described below:

Table 3.3 Exposure filters from each source to each habitat

Habitats	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7
H1	1	1	1	1	1	1	0
H2	1	1	1	1	1	1	0
H3	1	1	1	1	1	1	1
H4	1	1	0	0	1	0	1
H5	1	0	0	0	1	0	1

Table 3.4 Effect filters from each habitat to each endpoint under evaluation

Habitats	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7
<b>Water Quality</b>							
H1	0	0	0	0	0	0	0
H2	0	0	0	0	0	0	0
H3	1	1	1	1	1	1	0
H4	0	0	0	0	0	0	0
H5	1	1	1	1	1	1	0
<b>Sediment Quality</b>							
H1	1	1	1	1	1	1	0
H2	0	0	0	0	0	0	0
H3	1	1	1	1	1	1	0
H4	1	0	0	0	1	0	0
H5	0	0	0	0	0	0	0
<b>Mya arenaria Health Status</b>							
H1	1	1	1	1	1	1	0
H2	0	0	0	0	0	0	0
H3	0	0	0	0	0	0	0
H4	0	0	0	0	0	0	0
H5	0	0	0	0	0	0	0
<b>Fish &amp; Shellfish Stock Status</b>							
H1	0	0	0	0	0	0	0
H2	0	0	0	0	0	0	0
H3	0	0	0	0	0	0	1
H4	0	0	0	0	0	0	1
H5	0	0	0	0	0	0	1

Table 3.5 Specific effect filters from each habitat to the endpoint “Marine mammals”

	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7
	<b>SF1</b>							<b>SF6</b>						
<b>H1</b>	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0
<b>H2</b>	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0
<b>H3</b>	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0	0	2	2	2	2	2	0	0
<b>H4</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>H5</b>	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0	0	2	2	2	2	2	0	0
	<b>SF2</b>							<b>SF7</b>						
<b>H1</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>H2</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>H3</b>	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0	0	1	1	1	1	1	0	0
<b>H4</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>H5</b>	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0	0	1	1	1	1	1	0	0
	<b>SF3</b>							<b>SF8</b>						
<b>H1</b>	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	0
<b>H2</b>	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>H3</b>	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0	0	2	2	2	2	2	0	0
<b>H4</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>H5</b>	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0	0	2	2	2	2	2	0	0
	<b>SF4</b>							<b>UE1</b>						
<b>H1</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>H2</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>H3</b>	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0	0	2	2	2	2	2	0	0
<b>H4</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>H5</b>	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<b>SF5</b>							<b>UE2</b>						
<b>H1</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>H2</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>H3</b>	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0	0	1	1	1	1	1	0	0
<b>H4</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>H5</b>	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0	0	0	0	0	0	0	0	0

(Continue next page)

Table 3.5 (Suite)

	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7
	<b>UE3</b>							<b>LE2</b>						
<b>H1</b>	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	0
<b>H2</b>	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>H3</b>	2	2	2	2	2	0	0	2	2	2	2	2	0	0
<b>H4</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>H5</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<b>UE4</b>							<b>LE3</b>						
<b>H1</b>	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>H2</b>	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>H3</b>	2	2	2	2	2	0	0	2	2	2	2	2	0	0
<b>H4</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>H5</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<b>UE5</b>							<b>LE4</b>						
<b>H1</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>H2</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>H3</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>H4</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>H5</b>	1	1	1	1	1	0	0	2	2	2	2	2	0	0
	<b>UE6</b>							<b>LE5</b>						
<b>H1</b>	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	0
<b>H2</b>	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	0
<b>H3</b>	2	2	2	2	2	0	0	2	2	2	2	2	0	0
<b>H4</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>H5</b>	0	0	0	0	0	0	0	2	2	2	2	2	0	0
	<b>LE1</b>													
<b>H1</b>	1	1	1	1	1	0	0							
<b>H2</b>	1	1	1	1	1	0	0							
<b>H3</b>	2	2	2	2	2	0	0							
<b>H4</b>	0	0	0	0	0	0	0							
<b>H5</b>	0	0	0	0	0	0	0							



$$RS = S_{ij} \times H_{ik} \times X_{jk} \times E_{jk} \quad (\text{Eq. 1})$$

$$RS_{source} = \sum(S_{ij} \times H_{ik} \times X_{jk} \times E_{jk}) \text{ for } j = 1 \text{ to } n \quad (\text{Eq. 2})$$

$$RS_{habitat} = \sum(S_{ij} \times H_{ik} \times X_{jk} \times E_{jk}) \text{ for } k = 1 \text{ to } n \quad (\text{Eq. 3})$$

$S_{ij}$  = the rank chosen for the sources between risk zones       $i$  = the risk zone series

$H_{ik}$  = the rank chosen for the habitats between risk zones       $j$  = the source series

$X_{jk}$  = the weighting factor established for exposure       $k$  = the habitat series

$E_{jk}$  = the weighting factor established for effect

To be able to compare each sub-region at risk, RS (previously normalized as a percentage of the maximal value in the series) were ranged in three categories of risk (low, moderate, high) based on their relative magnitude and as described below:

Low risk	RS (%) = [0 – 25]
Moderate risk	RS (%) = [26 – 50]
High risk	RS (%) = [51 - 100]

### *Uncertainty and sensitivity analysis*

Because this study is a first attempt to develop an assessment and management model to deal with environmental risks in the SSLMP, uncertainty and sensitivity analysis was used as a tool to provide preliminary insights into the RRM behaviour and performance and to aid in guiding possible refinements in the data integration and focusing future data collection to optimize the RRM and its uses. The uncertainty assessment consisted of a qualitative discussion regarding uncertainties associated with assumptions and ranking scheme of the RRM (adapted from Wieggers et al. 1998 and Iannuzzi et al. 2010). The sensitivity analysis phase was conducted as described in previous regional assessment using the RRM (see Landis 2005 for a review of these studies). In this evaluation, the factors driving the model were investigated by running the model with limited components: (1)

without source ranks; (2) without habitat ranks; (3) without exposure filters and (4) without effect filters.

## **RESULTS AND DISCUSSION**

### **Risk characterization**

Risk calculations revealed (Figures 3.3 and 3.4) the sub-regions and habitats the most at risk in the Marine Park and which sources contributed the most to that environmental risk. The RRM results (Figure 3.4) incriminate upstream contamination (30 %) and vessel traffic (30 %) as the main sources of stress in the Park. The model outputs were consistent with previous studies that identified upstream inputs as a major source of contamination for the SSLMP (Desbiens 2004; Gobeil et al 2005; Lebeuf & Nunes 2005; Gobeil 2006; Viglino et al 2006) and vessel traffic as a source of both contamination and wildlife disturbance (e.g. Dionne 2001; Michaud & Pelletier 2006; Viglino et al. 2006; Pelletier et al. 2009). The most sensitive habitats to the global risk were identified as shallow waters (48 %) and soft intertidal (30 %) as they were directly exposed to (non)point land-based pollution. Thus, the RRM highlighted (Figure 3.3) the mouth of the Saguenay Fjord (SF8) and the coastal area of the Lower St. Lawrence Estuary (Les Bergeronnes: LE2 and Les Escoumins: LE3) as the sub-regions the most at risk. Indeed, these regions presented a combination of high vessel traffic, sewage discharges and large amount of soft intertidal and shallow waters habitats (Tables 3.1 and 3.2). The model identified the lowest zones at risk in open water areas, where land-based sources are lessened (Wiegers et al. 1998) and in some coastal areas because of their reduced local sources (SF2, SF7, UE6) or reduced sensitive habitats (SF1, SF5). Finally, we computed the RRM results (Figure 3.5) in the three sub-regions (SF8, LE2, LE3) the most at risk to identify the main sources involved in the risk. The RRM pointed vessel traffic (60 %), sewage discharges (30 %) and urban runoff (30 %) as the main sources of stress in those areas. Thus a shift was observed in source contribution

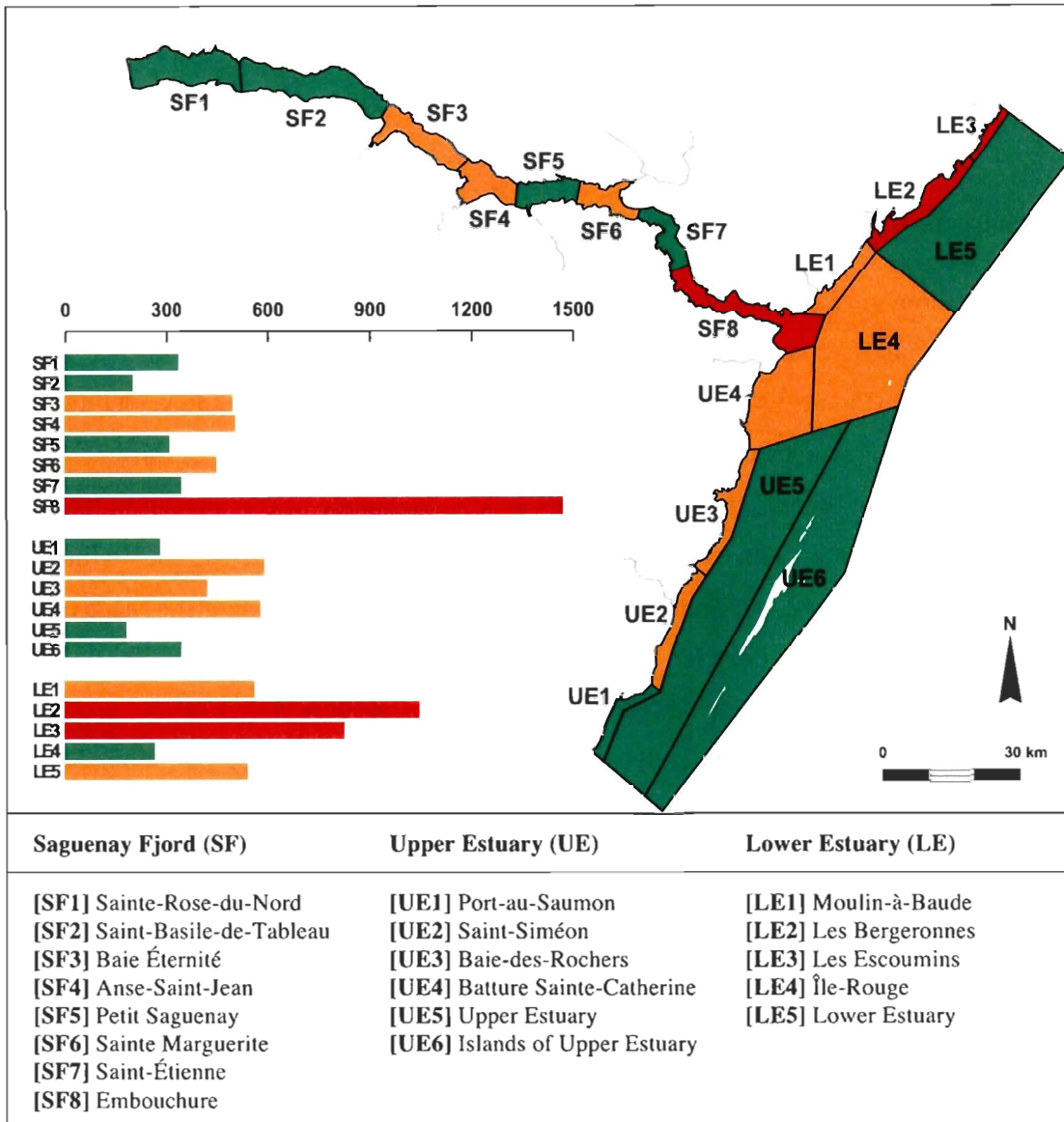


Figure 3.3 Distribution (map) and level (graphic) of the environmental relative risks in the sub-regions of the Saguenay-St. Lawrence Marine Park (green: low risk; orange: moderate risk; red: high risk)

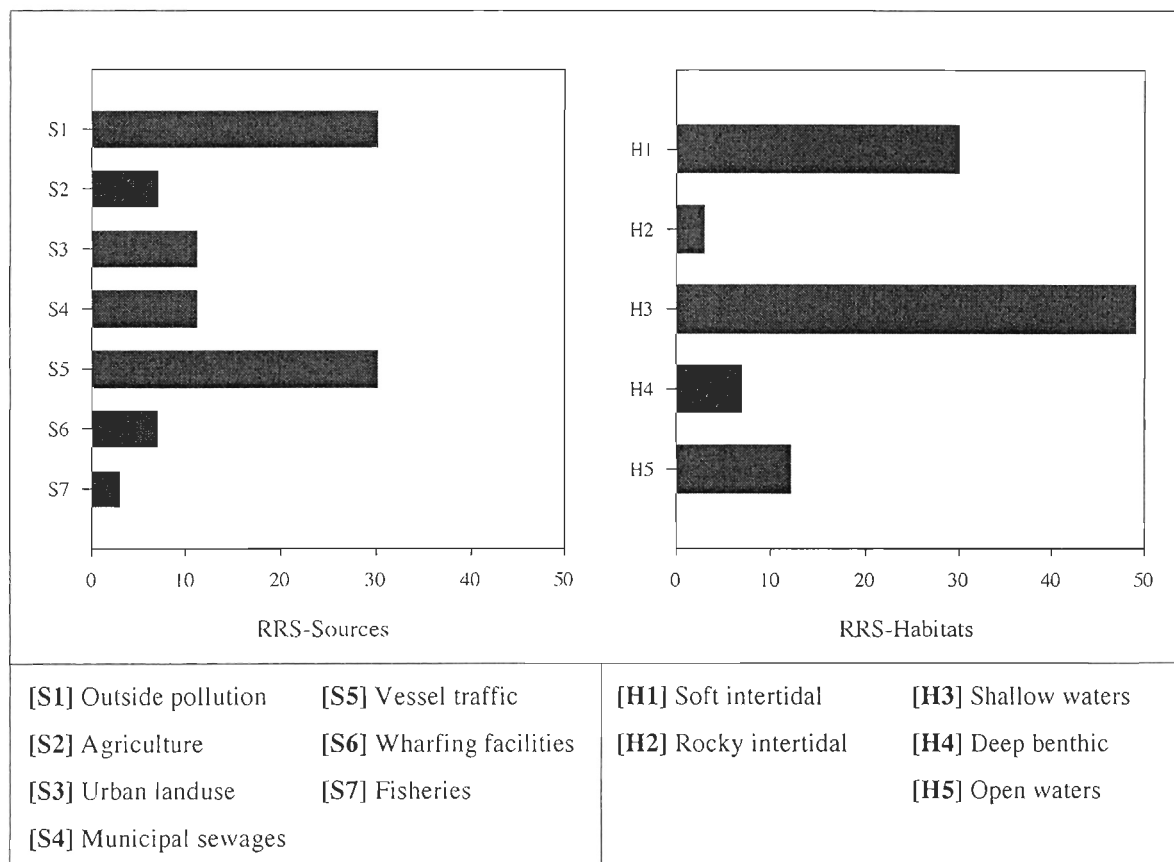


Figure 3.4 Relative risk partitioning by sources (S1 to S7) and habitats (H1 to H5) calculated by equations 2 and 3

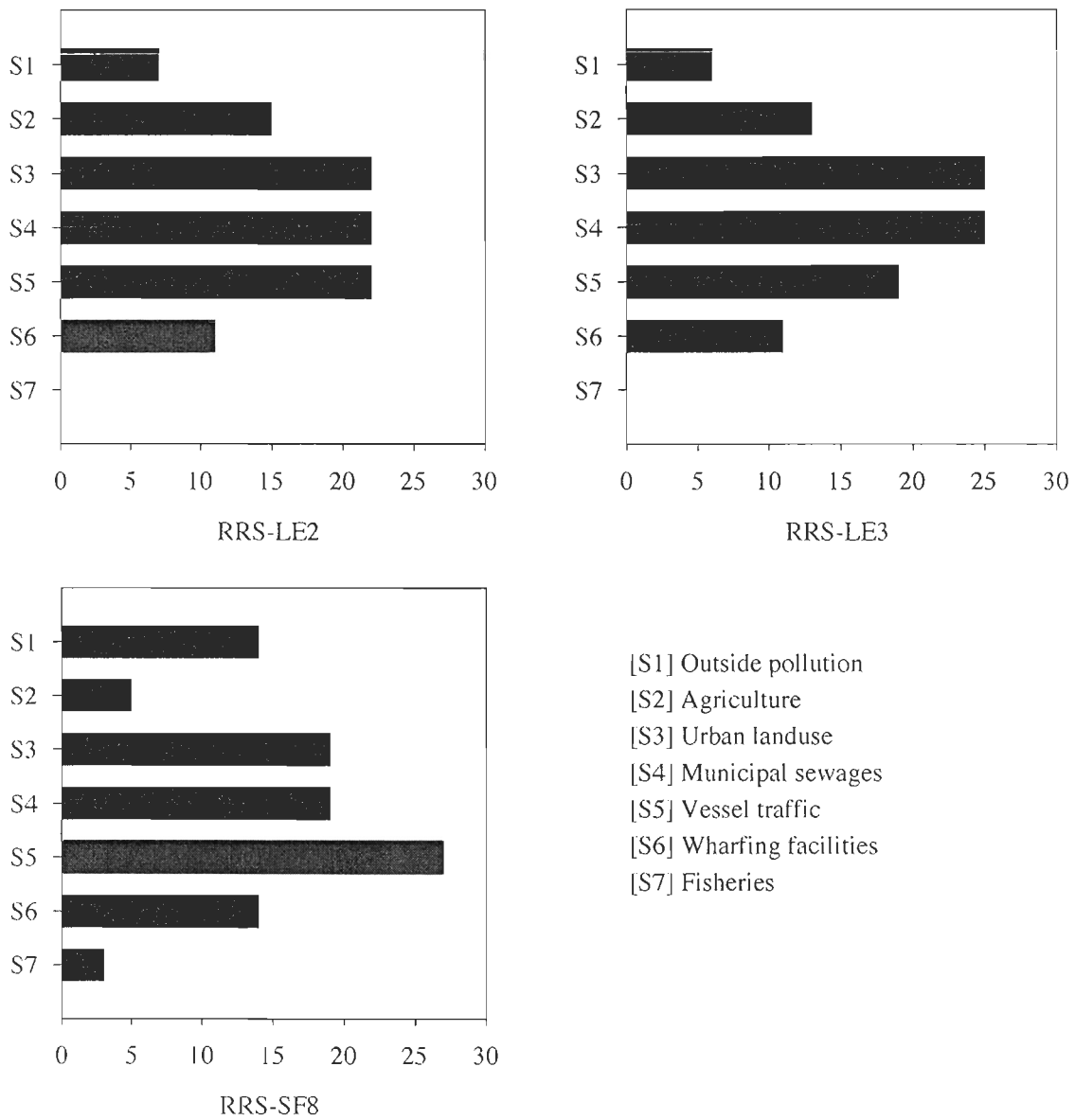


Figure 3.5 Relative risk scores (RRS) by sources (S1 to S7) for the sectors the most at risk: the Stream Mouth (SF8), Les Bergeronnes (LE2) and Les Escoumins (LE3)

to the risk between global and local scaling as it was previously suggested by chemical and microbial results (cf. Chapter 1).

### **3.2. Uncertainty and sensitivity analysis**

Uncertainty needs to be accounted for and tracked in the risk assessment process. Different methodologies have been used to analyze uncertainty (see Landis 2005 for a review). Assessors can list the factors that introduced uncertainty into the assessment process or examine uncertainty using quantitative methods as the Monte Carlo analysis (Liu et al. 2010). Because this study was a first attempt to assess environmental risks in the SSLMP, a qualitative analysis of the uncertainty was used as a tool to help in guiding possible refinements in the data integration and focusing future studies to optimize the RRM and its uses. The factors leading to uncertainty are summarized in Table 3.6. The sensitivity of the RRM is related to its ability to identify the differences between high, moderate and low risk zones. To analyze this model sensitivity we progressively reduced the number of components in the risk calculation and examined the model behaviour (Figure 3.6). When running the model without exposure filters, we observed that component has little effect on the comparative results. Without effect filter, the relative classification of risks between each site was preserved but the relative magnitude of risk score was amplified. Both source and habitat ranks affected the outputs differently. Indeed, not only the relative magnitude of risk was largely decreased but also the comparative results were modified and the RRM failed to identify the same high, moderate and low risk zones. In the light of this sensitivity analysis, source and habitat ranks are key components driving the model outputs associated with the relative classification of sub-regions. Therefore some refinements in the attribution of these ranks will improve the discrimination between areas at risk. However, even if filters contribute less to the relative classification of sub-regions we should not minimize their importance. As these weighting factors influence the magnitude of calculated risk, they will be useful when assessing a probable evolution of risk. Indeed, such comparison will be based on risk magnitude differences.

Table 3.6 Key factors leading to uncertainty in the application of the RRM

Input	Key factors to uncertainty
<b>Upstream contamination</b>	Unknown local hydrodynamic circulation and mixing could over- or under- estimate the ranking for this source and affect exposition relationship
<b>Agricultural runoff</b>	This source group does not differentiate between crop or breeding which affects the type of stressors released
<b>Urban runoff</b>	Surface runoff was estimated by municipality population instead of urban area as no geographical data was available
<b>Sewage discharges</b>	This source group does not account for treatment effectiveness performed on 1/3 of effluents and the continuous discharge of contaminants under detection levels which could accumulate in the environment
<b>Vessel traffic</b>	This source group does not differentiate between vessel categories which affect stressors released and exposure and effect filter
<b>Wharfing facilities</b>	Because based on personal observations, a part of subjectivity could have been introduced in the ranking of this source group
<b>Fisheries</b>	Effect from this source group could be over- or under- estimated as no evaluation of impact was conducted in the SSLMP
<b>Soft intertidal</b>	This habitat group does not account for grain size and organic carbon concentration that may affect contaminant bioavailability
<b>Rocky intertidal</b>	This habitat group does not account for possible dispersion of contaminants under different hydrodynamic conditions
<b>Shallow water</b>	This habitat group does not differentiate between hard- and soft- bottomed subtidal areas which may affect biological assemblages as well as contaminant accumulation and bioavailability
<b>Deep benthic</b>	This habitat group does not account for spatial differences in sediment settlement as grain size and organic carbon concentration, which could affect source exposition, biological assemblages, contaminant accumulation and bioavailability
<b>Open water</b>	This habitat group does not account for stratification and vertical distribution of stressors and receptors that could affect exposition factor

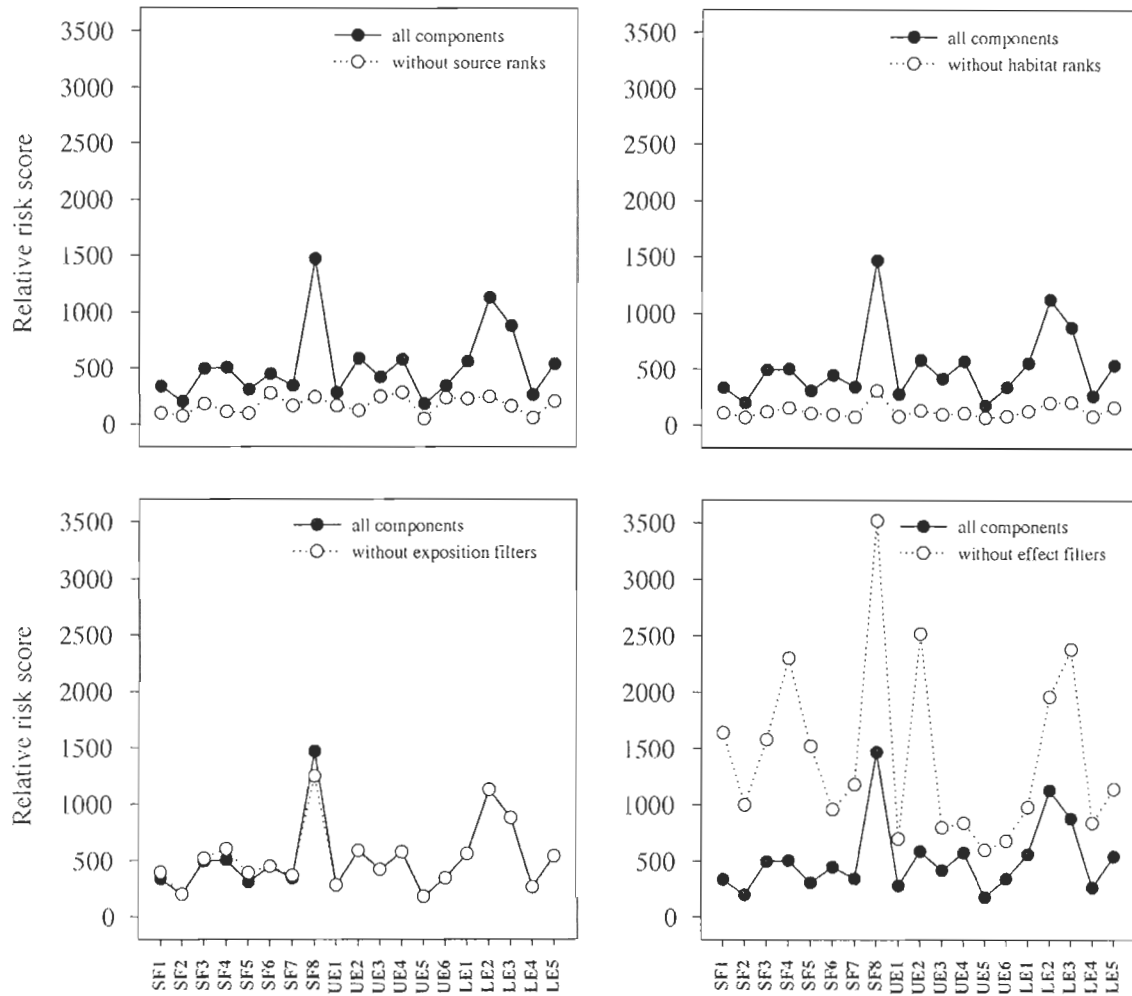


Figure 3.6 Model results when computed without source ranks; habitat ranks; exposition filters or effect filters (dotted white lines) and compared to relative risk score with all RRM components in place (solid black lines)



### 3.3. Confirmation of risk rankings

The relative risk in the Marine Park can be compared to generally accepted and quantitative measurements of environmental risks (Wiegiers et al. 1998). For this comparison, we used a biomarker index, determined in *Mya arenaria* by Blaise et al. (2002). This index ranked the cumulative responses of clams, when exposed to various source of contamination present in the Saguenay Fjord. The authors calculated their index summing the mean concentration (expressed as a relative rank) of each considered biomarker. Thus, we compared these index values with our model outputs when computed with limited components to only reflect the risk of impairments on bivalve health status by sources of contamination. Selected components were: upstream contamination, agricultural and urban runoff, sewage discharges and vessel traffic (as the sources of contamination), soft intertidal (as the habitat) and *Mya arenaria* health status (as the endpoint). To be able to compare the ranks series, the biomarker index (Blaise et al. 2002) was previously expressed as a percentage of the maximal value of the series, according to the methodology applied on RS. Comparison results are graphically represented in Figure 3.7 and a t-test was performed on data to test any difference in the pattern of biomarker indexes and model outputs. Statistical results calculated no significant difference ( $P = 0.97$ ) between the two series of data. Thus, any time Blaise et al. (2002) observed a relative low or high cumulative effect on *Mya arenaria* health status, our model was able to estimate a corresponding relative low or high risk.

### 3.4. Risk predictions to management options

According to Landis (2005), one of the difficulties in environmental management is the limited predictability of management options to future conditions of the ecosystems. Indeed, most of the current management techniques only allow describing the current ecosystem conditions but few are able to predict future ecosystem changes. These authors demonstrated that, thanks to its flexibility, the RRM could be used as a proactive tool to test management decision before their application. Thus, different management options

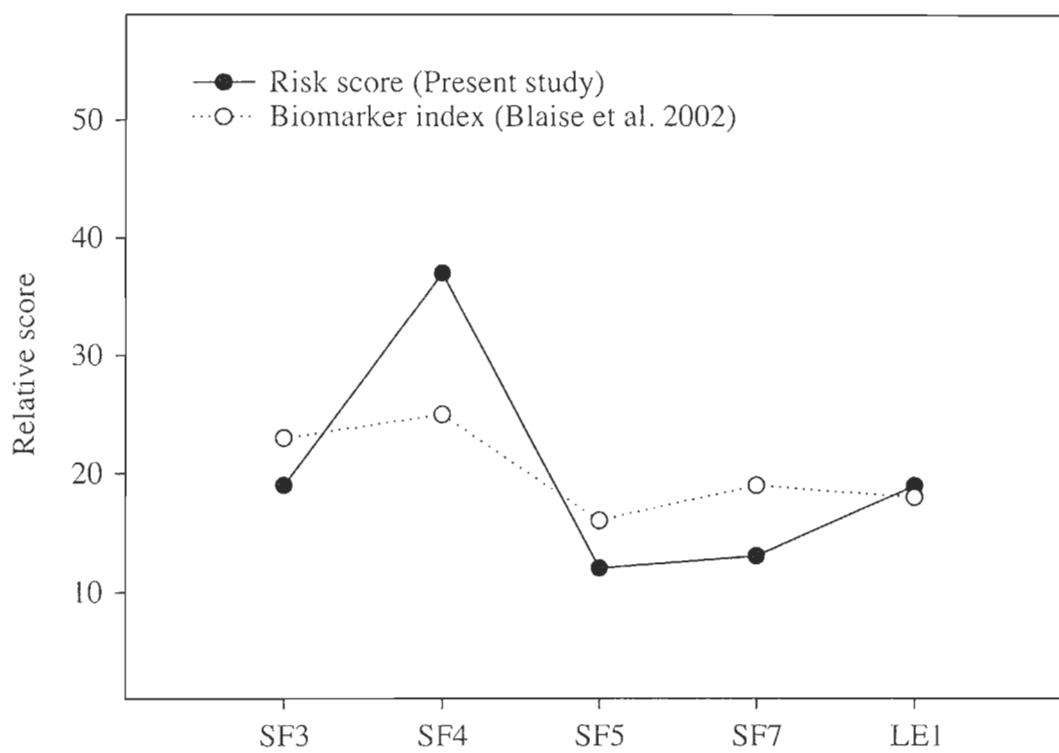


Figure 3.7 Comparison of model outputs with cumulative biomarker responses in *Mya arenaria*, in 5 sites common to the two studies: Baie Éternité (SF3); Anse Saint-Jean (SF4); Petit-Saguenay (SF5); Anse Saint-Étienne (SF7) and Moulin-à-Baude (LE1)

(e.g. reduction of source inputs) can be simulated to estimate their probable resulting benefit and therefore help stakeholders in the process of decision-making. The methodology is simple. After the selection of one or several management decision(s), the ranks and filters have to be modified according to these option(s) and the model generates new risk score(s) that must be compared to previous score(s) to estimate the probable benefit of individual or cumulative management option(s). According to the model outputs (Figure 3.3), it is suggested to the decision-makers to focus their future management priorities to the three high-risk sub-regions (SF8: the mouth of the Saguenay Fjord; LE2: the sub-region of Les Bergeronnes and LE3: the sub-region of Les Escoumins). When analysing the relative contribution of each source in these areas (Figure 3.4), the vessel traffic and the sewage discharges are highlighted as the two major sources of risk. Thus, probable benefits will result from a reduction of these sources in these zones at risk. To test our model as a predictive tool, we selected two options: (1) eliminate sewage discharges and (2) reduce the vessel traffic. The first option involved reducing the rank for sewage source to 0 in the three sub-regions assessed. To simulate a reduction of vessel traffic, rank from this source was reduced in each zone to its direct inferior value (e.g. from 8 to 6 in the mouth of the Saguenay Fjord).

When the sewage discharges in the three sub-regions are eliminated, the RRM predicts a risk reduction of 18 % at the mouth of the fjord (SF8), 22 % at Les Bergeronnes (LE2) and 25 % at Les Escoumins (LE3). In these areas, sewage flow rates are among the highest in the SLLMP (cf. Chapter 1) and sewage is discharged without any treatment in the SSLMP environment (MAMROT 2009). The predicted results indicate that solving the problem of urban effluents in these zones would contribute to a good reduction of local environmental risks. However, the small municipalities in the SSLMP depend on (and wait for) governmental financial support to fix such problem through the implementation of efficient sewage treatment. Therefore, our predictive results could be used as an argument to grant the construction of wastewater treatment plants in these areas.

When reducing the vessel traffic, the global benefit was less important (SF8: 7 %; LE2: 7 % and LE3: 6 %), in comparison to an elimination of sewage discharges. However, in these areas, one of the main preoccupations for the Marine Park managers is still the disturbance of marine mammals by vessel traffic and particularly whale watching activities (Dionne 2001). Thus, we simulated the specific reduction of risk on marine mammals through a limitation of navigation. The RRM predicted a 25 % benefit at the mouth of the Fjord and 33 % each in the two other sub-regions. Such results promote and sustain the implementation of new strategies to regulate vessel traffic in the Park (particularly in these zones) and could convince navigation users to join management options and conservation efforts.

Finally, the cumulative benefits when applying the two options were simulated. The RRM predicted a risk reduction of 25 % at the mouth of the Fjord (SF8), 30 % at Les Bergeronnes (LE2) and 32 % at Les Escoumins (LE3). Despite a great reduction in global risk, a downgrade from “high risk” to “moderate risk” was only observed at Les Escoumins (LE3). Results illustrate the difficulty to deal with multiple sources of stress in the Marine Park and plan appropriate management options to reduce environmental risks. However, the successful use of the RRM to predict future benefit confirms this model as a helpful tool in the process of decision making to sustain an ecologically used of the SSLMP.

#### **4. CONCLUSION**

In this study we described the initial development of the relative risk model as a new management tool to assess environmental risk in the Saguenay-St. Lawrence Marine Park. While subject to some uncertainties, this first deployment of the methodology, appears successful to depict the global environmental pressure from multiple sources but also to explore future management options, and assess their probable benefits. The RRM results will provide useful information to resource managers regarding the environmental risk management in the SSLMP. Finally, the uncertainty and sensitivity analysis allowed us to

determine issues and data needs to refine RRM design and improve the assessment of relative risks and possible management options through an iterative process as soon as further works will offer a better characterization of risk components and a better understanding of their interactions.

## CONCLUSION GÉNÉRALE

Ce projet nous a permis de développer un outil de gestion environnementale, à la fois simple et évolutif, basé sur le modèle de risque relatif. Élaborée pour la première fois en 1997 par Landis & Wieggers, la méthode que nous avons adaptée pour les besoins du parc marin du Saguenay-Saint-Laurent, permettra à ses gestionnaires de garder une vision globale sur l'ensemble des risques environnementaux auquel est soumis l'écosystème marin et dont ils ont la charge de protéger et de conserver. La souplesse du modèle offrira également aux utilisateurs du parc marin l'opportunité de simuler des actions environnementales et ainsi d'évaluer le bénéfice probable qui en résulterait. Bien que le RRM ait été appliqué à des environnements diversifiés et dans plusieurs régions du monde (Landis 2005; Iannuzzi et al. 2009; Liu et al. 2010), c'est la première fois que cette méthode est adaptée à l'écosystème d'une aire de conservation marine, qui plus est, au Canada. Cette étude constitue donc un nouvel exemple d'application de ce modèle et pourra servir de référence lors d'une utilisation future de la méthode dans une aire protégée comme un parc marin.

La réalisation de nos travaux s'est accompagnée également de deux études qui nous ont permis de consolider la base de données sur les stress anthropiques dans le parc marin, puis de l'utiliser pour développer le modèle. L'ensemble des résultats obtenus contribue à une meilleure compréhension du stress lié aux activités humaines, dans le parc, notamment par la caractérisation de certaines sources (les effluents urbains locaux, par exemple) jusqu'alors peu documentées. Si dans l'ensemble, nos résultats ont pu confirmer et compléter les conclusions de nos prédécesseurs (Gagné et al. 2009; Pellerin et al. 2009; Pelletier et al. 2009), ils nous ont également montré les limites de notre compréhension

quant au transport des contaminants dans l'écosystème du PMSSL. En effet, l'utilisation de traceurs isotopiques pour discriminer les sources dans les différents compartiments (habitats et espèces) du parc a échoué face à la multiplicité et la complexité chimique des sources (Chapitre 2).

Nous poursuivrons cette conclusion générale en présentant des perspectives de recherche pour répondre à certaines de nos incertitudes ainsi qu'en suggérant des améliorations possibles pour optimiser le modèle d'évaluation et de gestion des risques du PMSSL.

## **1. AMÉLIORER NOTRE COMPRÉHENSION PAR LA MODÉLISATION**

### **1.1. Contribution relative des sources locales**

Depuis de nombreuses années, un suivi de la mye commune (Gagné et al. 2009; Pellerin et al. 2009) a permis de pointer du doigt une pollution diffuse en provenance de l'amont du parc, mais aussi, de mettre en évidence une influence locale non négligeable (effluents urbains et trafic maritime) le long des berges du PMSSL (dans le fjord, plus particulièrement). Cependant, nos premiers résultats (cf. Chapitre 1) sur la caractérisation des sources, montraient une contribution relative fortement majoritaire (de 88 à presque 100 %, à l'exception du paramètre coliformes fécaux) des eaux contaminées provenant de l'amont, et s'écoulant sans retenu dans l'environnement du parc marin. Une simulation exploratoire de la circulation des eaux (cf. Chapitre 1), dans une baie caractéristique du fjord du Saguenay (Anse Saint-Jean) nous a permis de mettre en évidence un net ralentissement des courants de surface locaux. Ce phénomène hydrodynamique pourrait contribuer à limiter la dispersion et la dilution de la pollution ruisselant ou se déversant dans les eaux de cette baie, mais également à favoriser la sédimentation de matériel particulaire enrichi en contaminants. En effet, lorsque nous étudions la distribution des coliformes fécaux, des métaux lourds, ou encore des nutriments (Chapitre 2), nous

n'observons qu'une augmentation ponctuelle des concentrations sans extension spatiale de la contamination. Ainsi, dans le but de consolider notre hypothèse, il serait judicieux de généraliser la simulation numérique à l'ensemble des eaux du parc marin. Il conviendrait alors d'étudier, non plus, les courants de surface, mais de suivre la dispersion et la dilution de traceurs qui simuleraient le transport et le dépôt de particules contaminées en provenance des diverses sources de pollution identifiées pour le parc marin. Ainsi, les résultats obtenus nous permettraient de renforcer notre compréhension du comportement des contaminants après leur rejet.

## **1.2. Le cas « baie Sainte-Marguerite »**

La situation environnementale de la baie Sainte-Marguerite mérite une attention toute particulière en raison de son importance écologique notamment pour diverses espèces de poissons (revue par Dionne 2001) mais également pour le béluga (*Delphinapterus leucas*) dont le statut de la population préoccupe les gestionnaires du parc depuis de nombreuses années (Dionne 2001; Ménard 2009). En l'absence de source apparente de contamination, certaines mesures de biomarqueurs, déterminées chez la mye commune (*Mya arenaria*) par Gagné et al. (2009), suggèrent une contamination en métaux lourds, HAP et diverses substances œstrogéniques. Nos analyses (Chapitre 2) ont confirmé ces résultats en mettant en évidence de fortes concentrations en HAP et certains métaux lourds chez la mye en comparaison à d'autres sites plus directement influencés par des sources de contamination. La première hypothèse, pour expliquer ce phénomène, rejoint les réflexions de Gagné et al. (2009). La contamination observée dans la baie Sainte-Marguerite est un exemple de pollution du parc marin par les activités anthropiques situées en amont, et dont les rejets contaminés infiltrent l'écosystème du PMSSL par la circulation des eaux. En effet, nous supposons que la remontée bathymétrique, observée au niveau de cette baie (Locas & Lévesque 2009), favorise un ralentissement des courants et un dépôt de matériel particulaire contaminé en provenance de l'amont. Cette fois encore, l'utilisation du modèle hydrodynamique de circulation des eaux (Saucier & Chassé 2000) pourrait être envisagée



pour vérifier cette hypothèse. La seconde hypothèse nous a été suggérée par l'équipe du parc marin (Ménard 2011 – *communication personnelle*). Sur les rives du Bras Nord de la rivière Sainte-Marguerite, une entreprise de coupe de bois était à l'œuvre jusqu'au début du siècle dernier, et brûlait des écorces de bois. Cette opération étant connue pour contaminer le milieu environnant en HAP et métaux lourds, la rivière a donc probablement été contaminée à cette époque, transportant les contaminants qui se sont accumulés à son embouchure. De plus, si une contamination résiduelle persiste sur le site, la contamination de la rivière pourrait encore être d'actualité. Cependant, il paraît peu probable qu'une telle contamination perdure après près d'un siècle d'inactivité. Toutefois, une étude sur le sujet pourrait être entreprise afin de confirmer ou infirmer cette hypothèse.

## **2. COMMENT AMÉLIORER LE MODÈLE ?**

Lors du troisième volet de cette thèse, nous avons démontré que le modèle de risques relatifs (Landis & Wiegiers 1997; Wiegiers et al. 1998) pouvait être adapté aux objectifs de conservation et de protection du Parc Marin du Saguenay-Saint-Laurent. Toutefois, même si dans sa version actuelle, notre modèle nous a déjà permis de conduire une première évaluation des risques relatifs et de simuler quelques options de gestion afin d'illustrer la polyvalence de cet outil, nous pouvons dorénavant et déjà suggérer plusieurs possibilités quant à son optimisation.

### **2.1. Optimiser les rangs**

L'analyse de sensibilité du modèle nous a permis de mettre en évidence l'importance de l'attribution des rangs, pour les sources et les habitats, dans le processus d'évaluation des risques. En effet, ce sont eux qui jouent un rôle prépondérant, dans la hiérarchisation des zones de risques, au sein de la région étudiée. Dans le but d'optimiser cette discrimination il faut donc travailler sur les critères de rangs. Parmi les optimisations

possibles, l'intégration des données spatiales (superficie) sur les habitats, dans un système de géoréférencement (SIG) permettrait au PMSSL d'effectuer une meilleure attribution des rangs pour les habitats. Ce système permettrait dans un premier temps un meilleur calcul des aires occupées par les différents habitats et dans un second temps, permettrait d'utiliser l'algorithme de regroupement (*k-means clustering algorithm*) comme outils d'assignation des rangs. Le PMSSL possède une base de données SIG, mais toute l'information n'était pas encore disponible au moment de l'étude. En complétant sa base de données, le PMSSL pourrait optimiser son modèle de risques relatifs par cet outil, comme illustré lors de précédentes études (Landis 2005; Iannuzzi et al. 2010; Liu et al. 2011).

## 2.2. Optimiser les filtres

Selon notre analyse de sensibilité, les filtres d'exposition et d'effet exercent principalement leur influence sur l'amplitude du risque calculé. Ils contribuent peu à la discrimination du risque relatif entre les différentes zones. Cela ne signifie pas qu'il faille pour autant minimiser leur importance. En effet, lors d'une évaluation rétrospective ou prospective d'une action environnementale, c'est essentiellement l'amplitude du risque qui sera comparée pour déterminer le bénéfice potentiel résultant. Parmi les améliorations possibles que nous pourrions envisager afin d'obtenir une meilleure résolution des filtres d'exposition et d'effet, serait de remplacer le mode binaire originel (Wiegiers et al. 1998) actuellement utilisé dans notre étude pour pondérer les relations entre les composants du modèle (sources, habitats et impacts). Il pourrait être remplacé par un classement plus modulé, similaire à celui des sources et des habitats (0 = absence; 1 = faible; 2 = modéré; 3 = fort), ce qui offrirait une meilleure définition du risque calculé. Cette idée a été initialement introduite par Hayes & Landis (2004) qui avaient réduit certains de leurs filtres de la valeur 1 à 0,5 pour signifier une relation plus modérée. L'idée a été reprise très récemment par Liu et al. (2010) et pourrait être envisagée lors d'une prochaine évolution du modèle du parc marin.

Ces diverses perspectives de recherches sont autant de projets potentiels qui offriront par le futur de nouvelles réponses, permettant ainsi d'enrichir notre connaissance générale sur les écosystèmes du parc marin, mais également de mettre à jour le RRM afin d'offrir aux gestionnaires une meilleure évaluation de la situation environnementale du territoire dont ils ont à charge de protéger et de conserver.

### **3. LE RRM DANS LE PROCESSUS DE PRISE DE DÉCISION**

Nous terminerons cette conclusion par quelques réflexions sur la façon dont un outil, tel que le RRM, puisse s'incréer dans le processus global de prise de décision pour la gestion environnementale d'une aire de conservation marine telle que le Parc Marin du Saguenay-Saint-Laurent, particulièrement lorsque les enjeux de conservation des écosystèmes sont confrontés aux enjeux socioéconomiques.

#### **3.1. RRM et principe de précaution**

Comme Ménard (2009) nous le rappelle, la science ne peut pas toujours fournir toutes les réponses et les gestionnaires doivent alors prendre leurs décisions sur la base d'informations incomplètes. Dans ce contexte d'incertitude, le recours au principe de précaution peut être envisagé pour encadrer les activités humaines. A prime abord, le principe de précaution peut sembler en opposition avec l'approche d'évaluation des risques environnementaux (ERE). En effet, l'ERE permet d'évaluer et de gérer des risques connus alors que le principe de précaution permet de gérer des risques incertains. Dès lors nous pouvons nous poser la question : « *un modèle de risques est-il compatible avec le principe de précaution ?* ».

De part ces caractéristiques (Landis 2005) le RRM permet d'évaluer de multiples risques, mêmes sur la base d'information incomplète. Contrairement à l'ERE traditionnelle (USEPA 1998), cette méthode permet d'intégrer puis d'évaluer des risques connus ainsi

bien que des risques incertains. Grâce à cet outil les gestionnaires peuvent donc concilier la gestion de risques connus (principe de prévention) ainsi que des risques incertains (principe de précaution).

### 3.2. RRM et contexte socio-économique

Dans une démarche logique de gestion environnementale, les résultats obtenus lors de l'évaluation des risques sont utilisés par les gestionnaires comme un outil d'aide à la décision. Cette prise de décision n'est pas toujours évidente car les intervenants doivent confronter les enjeux de conservation des écosystèmes au contexte socioéconomique (voire politique) de la région. Or, la méthodologie du RRM ne tient pas compte de ces aspects socioéconomiques. Dès lors, nous pouvons nous demander : « *de quelle façon est-il possible d'intégrer les résultats d'une approche scientifique tel que le RRM dans une réalité socioéconomique ?* ».

Comme l'explique Landis (2005), et comme démontré dans le Chapitre 3, le RRM peut être utilisé comme un simulateur pour tester différentes options de gestion. Ainsi, lors de la prise de décision, plusieurs solutions peuvent être simulées afin d'en définir les bénéfices probables. Toutefois, certaines décisions peuvent avoir des répercussions négatives du point de vue socioéconomique. Prenons l'exemple des observations en mer de mammifères marins. Notre modèle a prédit qu'une diminution du trafic maritime permettrait une réduction de 25 à 32 % de la pression environnementale (par la navigation) exercée sur ces animaux. Concrètement, la diminution du trafic impliquerait une réduction du temps passé aux côtés des mammifères, une diminution du nombre de bateaux présent sur un même site d'observation, ou encore une augmentation des distances d'observations (PMSSL 2011 – *communication personnelle*). De telles restrictions pourraient diminuer l'intérêt du public (des touristes) pour ce type d'activités et imputer un manque à gagner pour les entreprises concernées. Des outils socioéconomiques (sondages de la population, modèle économique) pourraient alors être utilisés pour prédire le « *risque*

*socioéconomique* » et le confronter au « *risque écologique* » afin de trouver un juste compromis entre le maintien d'un certain degré de protection des mammifères, tout en répondant aux besoins socioéconomiques des entreprises d'observations, ceci étant la définition même de l'objectif d'utilisation écologiquement durable du parc marin évoqué par Ménard (2009).

## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ABRAHIM G & PARKER R (2008) Assessment of heavy metal enrichment factors and the degree of contamination in marine sediments from Tamaki Estuary, Auckland, New Zealand. *Environmental Monitoring and Assessment* 136:227-238
- ANDRÉ P, DELISLE C, & REVÉRET J (2003) L'évaluation des impacts sur l'environnement. École Polytechnique de Montréal, Montréal
- ARCHAMBAULT P, CUSSON M, & DESROSIERS J (1998) Les effets de la plongée sous-marine sur le paysage benthique du parc marin du Saguenay-Saint-Laurent: utilisation d'un plan d'expérience asymétrique. Rapport réalisé dans le cadre d'un partenariat avec Parc Marin Saguenay-Saint-Laurent, Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Pêches et Océans Canada et Association des intervenants en plongée sous-marine des Escoumins
- ARMSTRONG F, STEARNS C, & STRICKLAND J (1967) The measurement of upwelling and subsequent biological process by means of the Technicon Autoanalyzer and associated equipment. *Deep Sea Research and Oceanographic Abstracts* 14:381-389
- BACON G, MACDONALD B, & WARD J (1998) Physiological responses of infaunal (*Mya arenaria*) and epifaunal (*Placopecten magellanicus*) bivalves to variations in the concentration and quality of suspended particles - I. Feeding activity and selection. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 219:105-125

- BAI J, CUI B, & CHEN B (2010) Spatial distribution and ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments from typical plateau lake wetland, China. *Ecological Modelling* 222:301-306
- BARTHE M (2008) Mécanismes de séquestration et cinétique de bioaccumulation et de métabolisation des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) dans les sédiments marines et lacustres. Thèse de Doctorat. Université du Québec à Rimouski, Rimouski
- BLAISE C, GAGNÉ F, PELLERIN J, HANSEN P, & TROTTIER S (2002) Molluscan Shellfish Biomarker Study of the Quebec, Canada, Saguenay Fjord with the Soft-Shell Clam, *Mya arenaria*. *Environmental Toxicology* 17:170-186
- BOLDUC A & DUCHESNE J (2009) Découverte de mégadunes dans l'estuaire moyen du fleuve Saint-Laurent, Québec, Canada. *Revue des Sciences de l'Eau* 22:125-134
- BONNEFONT J, MARTIN Y, & GUIENNET B (1990) Étude expérimentale de la décroissance des bactéries fécales en milieu marin quantification, facteurs impliqués. *Water Research* 24:267-273
- BOSSÉ L, SAINTE-MARIE B, & FOURNIER J (1996) Les invertébrés des fonds meubles et la biogéographie du fjord du Saguenay. Pêches et Océans Canada. Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques 2132
- BOSSÉ L, SAINTE-MARIE B, FOURNIER J, & BRUNEL P (1994) Inventaire et biogéographie des invertébrés des fonds meubles du fjord du Saguenay, dans Le fjord du Saguenay : un milieu exceptionnel de recherche. Pêches et Océans Canada. Rapport manuscrit canadien des sciences halieutiques et aquatiques 2270
- CARNEIRO G (2011) Marine management for human development: A review of two decades of scholarly evidence. *Marine Policy* 35:351-362

- CARTIER S, PELLERIN J, FOURNIER M, TAMIGNEAUX E, GIRAULT L, & LEMAIRE N (2004) Use of an index based on the blue mussel (*Mytilus edulis* and *Mytilus trossulus*) digestive gland weight to assess the nutritional quality of mussel farm sites. *Aquaculture* 241:633-654
- CASAS-MONROY O, ROY S, & ROCHON A (2011) Ballast sediment-mediated transport of non-indigenous species of dinoflagellates on the East Coast of Canada. *Aquatic Invasions* 6:331-348
- CHADENET V (1996) Fréquentation et bilan d'activités du béluga (*Delphinapterus leucas*) du Saint-Laurent dans la baie Sainte-Marguerite. Mémoire de maîtrise. Université Laval, Québec
- CHION C, TURGEON S, MICHAUD R, LANDRY J, & PARROTT L (2009) Portrait de la navigation dans le parc marin du Saguenay–Saint-Laurent. Caractérisation des activités sans prélèvement de ressources entre le 1er mai et le 31 octobre 2007. Parcs Canada, Parc Marin Saguenay-Saint-Laurent.
- COMITÉ ZIP RNE (2005) Caractérisation de la rivière du Moulin-à-Baude. Municipalité Régionale de Compté (MRC) de la Haute-Côte-Nord. Rapport technique
- COSSA D (1990) Chemical contaminants in the St. Lawrence Estuary and Saguenay Fjord. Pages 239-268 in NS M.I. Le-Sabh, editor. *Oceanography of a large-scale estuarine system : the St. Lawrence*. Springer-Verlag New York, Inc., New York
- COSSA D & DESJARDINS C (1984) Évolution de la concentration en mercure dans les crevettes du fjord du Saguenay (Québec) au cours de la période 1970-1983. Pêches et Océans Canada. Rapport technique canadien sur l'hydrographie et les sciences océaniques 32



- COSSA D & GOBEIL C (1994) Un profil de distribution verticale des concentrations en mercure dans les eaux du bassin intérieur du fjord du Saguenay. Pêches et Océans Canada. Rapport manuscrit canadien des sciences halieutiques et aquatiques 2270
- COSSA D, PHAM T, RONDEAU B, QUÉMERAIS B, PROULX S, & SURETTE C (1997) Bilan massif des contaminants chimiques dans le fleuve Saint-Laurent. Environnement Canada, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent.
- COSSA D & RONDEAU J (1985) Seasonal, geographical and size-induced variability in mercury content of *Mytilus edulis* in an estuarine environment : a re-assessment of mercury pollution in the Estuary and Gulf of St. Lawrence. *Marine Biology* 88:43-49
- CÔTÉ R & LACROIX G (1979) Influence de débits élevés et variables d'eau douce sur le régime saisonnier de production primaire d'un fjord subarctique. *Oceanologica Acta* 2:299-306
- CURTOSI A (2009) Impacts de l'activité humaine en milieu côtier des hautes latitudes: exemple de la station Jubany, Antarctique. Thèse de Doctorat. Université du Québec à Rimouski, Rimouski
- DALCOURT M, BÉLAND P, PELLETIER É, & VIGNEAULT Y (1992) Caractérisation des communautés benthiques et étude des contaminants dans des aires fréquentées par le béluga du Saint-Laurent. Pêches et Océans Canada. Rapport technique canadien des sciences halieutiques aquatiques 1845
- DENIRO M & EPSTEIN S (1978) Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 42:495-506
- DENIRO M & EPSTEIN S (1981) Influence of diet on the distribution of nitrogen isotopes in animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 45:341-351

- DESBIENS I (2004) Caractérisation et distribution des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) particulaires et dissous dans le Saguenay (Québec, Canada). Mémoire de Maîtrise. Université du Québec à Rimouski, Rimouski
- DEVIGNE C (2003) La contamination hépatique des bélugas (*Delphinapterus leucas*) du Saint-Laurent et du Détroit d'Hudson par les biphenyles polychlores (BPC) et les pesticides organochlores. Thèse de Doctorat. Université du Québec à Rimouski, Rimouski
- DIONNE S (2001) Plan de conservation des écosystèmes du Parc Marin du Saguenay-Saint-Laurent. Parcs Canada, Parc Marin du Saguenay-Saint-Laurent.
- DUFOUR R & OUELLET P (2007) Estuary and Gulf of St. Lawrence Marine Ecosystem Overview and Assessment Report. Pêches et Océans Canada. Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques 2744E
- ENVIRONMENT CANADA (2000) Framework and recommendations concerning effluent quality of wastewater disposed by federal institutions. Environment Canada, Wastewater Working Group. Final Report, June 1, 2000 for FCEMS
- GAGNÉ F, BLAISE C, & PELLERIN J (2005) Altered exoskeleton composition and vitellogenesis in the crustacean *Gammarus* sp. collected at polluted sites in the Saguenay Fjord, Quebec, Canada. Environmental Research 98:89-99
- GAGNÉ F, BLAISE C, PELLERIN J, & FOURNIER M (2009) Études de biomarqueurs chez la mye commune (*Mya arenaria*) du fjord du Saguenay : bilan de recherches (1997 à 2006). Revue des Sciences de l'Eau 22:253-269
- GAGNÉ F, BLAISE C, PELLERIN J, & GAUTHIER-CLERC S (2002) Alteration of the biochemical properties of female gonads and vitellins in the clam *Mya arenaria* at contaminated sites in the Saguenay Fjord. Marine Environmental Research 53:295-310

- GAGNÉ F, BLAISE C, PELLERIN J, PELLETIER É, DOUVILLE S, GAUTHIER-CLERC S, & VIGLINO L (2003) Sex alteration in soft-shell clams (*Mya arenaria*) observed in an intertidal zone of the St. Lawrence River (Québec, Canada). *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology* 134:189-198
- GAGNÉ F, BLAISE C, PELLERIN J, PELLETIER E, & STRAND J (2006) Health status of *Mya arenaria* bivalves collected from contaminated sites in Canada (Saguenay Fjord) and Denmark (Odense Fjord) during their reproductive period. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 64:348-361
- GAGNON M (1995) Bilan régional Secteur du Saguenay Zones d'intervention prioritaire 22 et 23. Environnement Canada, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. Rapport technique
- GAGNON M (1996) Bilan régional Estuaire maritime du Saint-Laurent, zone d'intervention prioritaire 18. Environnement Canada, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. Rapport technique
- GAGNON M (1998) Bilan régional Rive nord de l'estuaire moyen du Saint-Laurent Zones d'intervention prioritaire 15 et 16. Environnement Canada, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. Rapport technique
- GAO X, CHEN S, & LONG A (2008) Composition and sources of organic matter and its solvent extractable components in surface sediments of a bay under serious anthropogenic influences: Daya Bay, China. *Marine Pollution Bulletin* 56:1066-1075
- GAUTHIER-CLERC S, PELLERIN J, BLAISE C, & GAGNÉ F (2002) Delayed gametogenesis of *Mya arenaria* in the Saguenay fjord (Canada): a consequence of endocrine disruptors? *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology* 131:457-467

- GESAMP (2001) Protecting the oceans from land-based activities - Land-based sources and activities affecting the quality and uses of the marine, coastal and associated freshwater environment. (IMO, FAO, UNESCO-IOC, WMO, WHO, IAEA, UN, UNEP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection) and Advisory Committee on Protection of the Sea. Rep. Stud. GESAMP 71
- GILBERT H (2004) Portrait des zones herbacées dans le Parc marin du Saguenay-St-Laurent. Bureau d'écologie appliquée. Rapport technique
- GOBEIL C (2006) Biogeochemistry and Chemical Contamination in the St. Lawrence Estuary. *The Handbook of Environmental Chemistry* 5H:121-147
- GOBEIL C, RONDEAU B, & BEAUDIN L (2005) Contribution of municipal effluents to metal fluxes in the St. Lawrence river. *Environmental Science and Technology* 39:456-464
- GOBEIL C, CLERMONT Y, & PAQUETTE G (1997) Concentrations en mercure, plomb et cadmium chez diverses espèces de poissons de fond, de poissons pélagiques et de crustacés de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent et du fjord du Saguenay. *Pêches et Océans Canada. Rapport statistique canadien des sciences halieutiques et aquatiques* 1011
- GRÉGOIRE F, CHABOT D, SAVENKOFF C, LÉVESQUE C, GUÉRIN J, HUDON J, & LAVERS J (2003) Capelin (*Mallotus villosus*) fishery, biology and distribution in NAFO Divisions 4RST in 2002. *Pêches et Océans Canada. Secrétariat canadien de consultation scientifique* 2003/083
- HALPERN B, SELKOE K, MICHELI F, & KAPPEL C (2007) Evaluating and ranking the vulnerability of global marine ecosystems to anthropogenic threats. *Conservation Biology* 21:1301-1315

- HALPERN M & HOBIN J (2008) Evolving into science advocates. *Developmental Dynamics* 237:1215-1217
- HARVEY M & VINCENT B (1989) Spatial and temporal variations of the reproduction cycle and energy allocation of the bivalve *Macoma balthica* (L.) on a tidal flat. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 129:199-217
- HODSON P, PELLETIER É, MCLEOD R, HELLOU J, SAINTE-MARIE B, CM. C, & SÉVIGNY J (1994) Chemical contamination of surface sediments and biota of the Saguenay fjord. Rapport manuscrit canadien des sciences halieutiques et aquatiques 2270
- IANNUZZI TJ, DURDA JL, PREZIOSI DV, LUDWIG DF, STAHL RG, DESANTIS AA, & HOKE RA (2010) Development of a preliminary relative risk model for evaluating regional ecological conditions in the Delaware River Estuary, USA. *Integrated Environmental Assessment and Management* 6:164-179
- KENNISH M (1992) *Ecology of estuaries: anthropogenic effects*. CRC Press, Boca Raton
- KITSIOU D & KARYDIS M (2011) Coastal marine eutrophication assessment: a review on data analysis. *Environment International* 37:778-801
- LAIR S (2007) *Compte-rendu de l'atelier de travail sur le béluga de l'estuaire du Saint-Laurent – revue de programme de suivi des carcasses*. Pêches et Océans Canada, Secrétariat canadien de consultation scientifique. *Compte rendu* 2007/005
- LANDIS W & WIEGERS J (1997) Design considerations and suggested approach for regional and comparative ecological risk assessment. *Human Ecological Risk Assessment* 3:287-297
- LANDIS W, Ed. (2005) *Regional scale ecological risk assessment: Using the relative risk model*. CRC, Boca Raton

- LEBEUF M (2009) La contamination du béluga de l'estuaire du Saint-Laurent par les polluants organiques persistants en revue. *Revue des Sciences de l'Eau* 22:199-233
- LEBEUF M, GOBEIL C, & CLERMONT Y (1995) Non-ortho chlorobiphenyls in Fish and Sediments of the Estuary and Gulf of St. Lawrence. *Organohalogen Compounds* 26:421-426
- LEBEUF M & NUNES T (2005) PCBs and OCPs in sediment cores from the lower St. Lawrence Estuary, Canada: Evidence of fluvial inputs and time lag in delivery to coring sites. *Environmental Science and Technology* 39:1470-1478
- LEMAIRE N, PELLERIN J, FOURNIER M, GIRAULT L, TAMIGNEAUX E, CARTIER S, & PELLETIER É (2006) Seasonal variations of physiological parameters in the blue mussel *Mytilus* spp. from farm sites of eastern Quebec. *Aquaculture* 261:729-751
- LEMIEUX C (1996) Acquisition de connaissances des habitats côtiers de l'anse Saint- Jean et de la baie Sainte-Marguerite dans la région du Saguenay (1995). Génivar Inc. Rapport pour la Division de la gestion de l'habitat du poisson, Pêches et Océans Canada
- LIU J, CHEN Q, & LI Y (2010) Ecological risk assessment of water environment for Luanhe River Basin based on relative risk model. *Ecotoxicology* 19:1400-1415
- LOCAT J & LEVESQUE C (2009) Le fjord du Saguenay : une physiographie et un registre exceptionnels. *Revue des Sciences de l'Eau* 22:135-157
- LORING D (1975) Mercury in the sediments of the Gulf of St. Lawrence. *Canadian Journal of Earth Sciences* 12:1219-1237
- LORING D (1978) Geochemistry of zinc, copper, and lead in the sediments of the estuary and Gulf of St. Lawrence. *Canadian Journal of Earth Sciences* 15:757-772

- MAMROT (2009) Évaluation de performance des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux pour l'année 2008. Ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire. Rapport technique
- MARTEL L, GAGNON M, MASSÉ R, & LECLERC A (1987) The spatio-temporal variations and fluxes of polycyclic aromatic hydrocarbons in the sediments of the Saguenay Fjord, Québec, Canada. *Water Research* 21:699-707
- MÉNARD N (2009) Science serving conservation in the Saguenay-St. Lawrence Marine Park: How does better knowledge lead to better protection? *Revue des Sciences de l'Eau* 22:115-123
- MICHAUD M & PELLETIER É (2006) Sources and fate of butyltins in the St. Lawrence Estuary ecosystem. *Chemosphere* 64:1074-1082
- MORISSET J (1998) Les pêches commerciales, sportives et de subsistance des espèces marines. Pêches et Océans Canada. Rapport technique
- MOUSSEAU L & DODSON J (1996) Caractérisation de la biodiversité animale dans la baie Sainte-Marguerite, Saguenay. Rapport présenté dans le cadre de l'entreprise conjointe entre le ministère des Communications (Patrimoine canadien), Parcs Canada, le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, le ministère des Pêches et des Océans et le Centre interuniversitaire de recherche sur le saumon atlantique
- MPO (2007) La pêche sportive hivernale dans le fjord du Saguenay en 2006. Pêche et Océans Canada, Secrétariat canadien de consultation scientifique. Avis scientifique 2007/001
- OBERY A & LANDIS W (2002) Application of the relative risk model for Codorus Creek watershed relative ecological risk assessment: An approach for multiple stressors. *Human and Ecological Risk Assessment* 8:405-428

- PAOLINI J (1995) Particulate organic carbon and nitrogen in the Orinoco river (Venezuela). *Biogeochemistry* 29:59-70
- PAUL J & MEYER J (2001) Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32:333-365
- PAUL J, VAN DEN B, & STEVEN J (2009) Effects of herbicide-insecticide mixture in freshwater microcosms: risk assessment and ecological effect chain. *Environmental Pollution* 157:237-249
- PAULY D & WATSON R (2005) Background and interpretation of the Marine Trophic Index as a measure of biodiversity
- PELLERIN J, FOURNIER M, GAUTHIER-CLERC S, BLAISE C, GARNEROT F, AMIARD J, & GAGNÉ F (2009) Qu'en est-il de l'état de santé des myes au Saguenay ? Un bilan d'études sur plus d'une décennie. *Revue des Sciences de l'Eau* 22:271-289
- PELLETIER É (1988) Oil spill in the St. Lawrence Estuary: a preliminary approach to a risk estimation model. Pages 575-588 *in* M El-Sabh & T Murty, editors. *Natural and man-made hazards*. D. Reidel Publishing Company, Dordrecht
- PELLETIER É & CANUEL G (1988) Trace metals in surface sediment of the Saguenay Fjord. *Canadian Marine Pollution Bulletin* 19:336-338
- PELLETIER É, DESBIENS I, SARGIAN P, CÔTÉ N, CURTOSI A, & ST-LOUIS R (2009) Présence des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) dans les compartiments biotiques et abiotiques de la rivière et du fjord du Saguenay. *Revue des Sciences de l'Eau* 22:235-251



- PELLETIER É, MOSTAJIR B, ROY S, GOSSELIN M, GRATTON Y, CHANUT J, BELZILE C, DEMERS S, & THIBAUT D (1999) Crue éclair de juillet 1996 dans la région du Saguenay (Québec). 1. Impacts sur la colonne d'eau de la baie des Ha! Ha! et du fjord du Saguenay. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56:2120-2135
- PHANEUF D, CÔTÉ I, DUMAS P, FERRON F, & LEBLANC A (1996) Évaluation de la contamination des algues croissant dans le Saint-Laurent et susceptibles d'être consommées par l'homme. Centre de Toxicologie du Québec. Rapport technique
- PMSSL (2008) Rapport sur l'état du Parc Marin du Saguenay-Saint-Laurent. Parcs Canada, Parc Marin du Saguenay-Saint-Laurent. Rapport technique
- PURCELL T & PETERS J (1998) Sources of silver in the environment. *Environmental Toxicology and Chemistry* 17:539-546
- ROMM (2004) Plan d'action sur le phoque commun (*Phoca vitulina concolor*) de l'estuaire du Saint-Laurent. Réseau d'observation de mammifères marins. Rapport technique
- RONDEAU B, COSSA D, GAGNON P, & BILODEAU L (2000) Budget and sources of suspended sediment transported in the St. Lawrence River, Canada. *Hydrological Processes* 14:21-36
- SALA S, CAVALLI M, & VIGHI M (2010) Spatially explicit method for exotoxicological risk assessment of pesticides for birds. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 73:213-221
- SAUCIER F & CHASSÉ J (2000) Tidal circulation and buoyancy effects in the St. Lawrence Estuary. *Atmosphere - Ocean* 38:505-556

- SAUCIER F, ROY F, SENNEVILLE S, SMITH G, LEFAIVRE D, ZAKARDJIAN D, & DUMAIS J (2009) Modélisation de la circulation dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent en réponse aux variations du débit d'eau douce et des vents. *Revue des Sciences de l'Eau* 22:159-176
- SAVARD J (2009) Diversité, abondance et répartition des oiseaux aquatiques hivernant dans les eaux côtières et pélagiques du Parc marin Saguenay–Saint-Laurent. *Revue des Sciences de l'Eau* 22:353-371
- SAVICHTCHEVA O & OKABE S (2006) Alternative indicators of fecal pollution: relations with pathogens and conventional indicators, current methodologies for direct pathogen monitoring and future application perspectives. *Water Research* 40:2463-2476
- SÉVIGNY J, VALENTIN A, TALBOT A, & MÉNARD N (2009) Connectivité entre les populations du fjord du Saguenay et celles du golfe du Saint-Laurent. *Revue des Sciences de l'Eau* 22:315-339
- SHAHIDUL I & TANAKA M (2004) Impacts of pollution on coastal and marine ecosystems including coastal and marine fisheries and approach for management: a review and synthesis. *Marine Pollution Bulletin* 48:624-649
- SIMARD Y (2009) Le Parc Marin Saguenay–Saint-Laurent : processus océanographiques à la base de ce site unique d'alimentation des baleines du Nord-Ouest Atlantique. *Revue des Sciences de l'Eau* 22:177-197
- SIROIS P, DIAB G, FORTIN A, PLOURDE S, GAGNÉ J, & MÉNARD N (2009) Recrutement des poissons dans le fjord du Saguenay. *Revue des Sciences de l'Eau* 22:341-352

- STRAIF K, BAAN R, GROSSE Y, SECRETAN B, EL GHISSASSI F, & COGLIANO V (2005) Carcinogenicity of polycyclic aromatic hydrocarbons. *The Lancet Oncology* 6:931-932
- SUTER GI (1990) Endpoints for regional ecological risk assessments. *Environmental Management* 14:9-23
- SYVITSKI J, VÖRÖSMARTY C, KETTNER A, & GREEN P (2005) Impact of Humans on the Flux of Terrestrial Sediment to the Global Coastal Ocean. *Science* 308:376-380
- TREMBLAY G & GOBEIL C (1990) Dissolved arsenic in the St Lawrence Estuary and the Saguenay Fjord, Canada. *Marine Pollution Bulletin* 21:465-469
- TURNER A (1996) Trace-metal partitioning in estuaries: importance of salinity and particle concentration. *Marine Chemistry* 54:27-39
- UNEP/GPA (2006) *The State of the Marine Environment: Trends and processes*. UNEP/GPA, The Hague
- UNESCO (2011) Message de Mme Irina Bokova, Directrice générale de l'UNESCO, à l'occasion de la Journée mondiale de l'océan (8 juin 2011). En ligne. <http://unesdoc.unesco.org/images/0019/001927/192759f.pdf> consulté le juin 2011
- USEPA (1998) *Guidelines for Ecological Risk Assessment*. United States Environmental Protection Agency. Rapport technique EPA/360/R-95/002F
- USEPA (2002) *Wastewater Treatment Systems Manual*. United States Environmental Protection Agency. Rapport technique EPA/625/R-00/008
- VIGLINO L (2005) Comportement des organoétains dans les écosystèmes côtiers des hautes latitudes: Élaboration d'un modèle quantitatif appliqué au fjord du Saguenay. Thèse de Doctorat. Université du Québec à Rimouski, Rimouski

- VIGLINO L & PELLETIER É (2006) Butylétains dans les eaux du fjord du Saguenay (Canada): menace pour l'écosystème d'un milieu semi-fermé? *Revue des Sciences de l'Eau* 19:11-22
- VIGLINO L, PELLETIER É, & LEE L (2006) Butyltin species in benthic and pelagic organisms of the Saguenay Fjord (Canada) and Imposex occurrence in common whelk (*Buccinum undatum*). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 50:45-59
- VITOUSEK P, ABER J, HOWARTH R, LIKENS G, MATSON P, SCHINDLER D, SCHLESINGER W, & TILMAN D (1997) Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological Applications* 7:737-750
- WANG L, YANG Z, & NIU J (2009) Characterization, ecological risk assessment and source diagnostics of polycyclic aromatic hydrocarbons in water column of the Yellow River Delta, one of the most plenty biodiversity zones in the world. *Journal of Hazardous Materials* 169:460-465
- WIEGERS J, FEDER H, MORTENSEN L, SHAW D, WILSON V, & LANDIS W (1998) A Regional Multiple-Stressor Rank-Based Ecological Risk Assessment for the Fjord of Port Valdez, Alaska. *Human and Ecological Risk Assessment* 4-5:1125-1173





