

Un modèle de risque comme outil de gestion d'une aire marine protégée : l'exemple du parc marin du Saguenay–Saint-Laurent

Nicolas Lemaire and Émilien Pelletier

Volume 142, Number 2, Summer 2018

20^e anniversaire du parc marin du Saguenay–Saint-Laurent :
recherche, conservation et mise en valeur

URI: <https://id.erudit.org/iderudit/1047155ar>

DOI: <https://doi.org/10.7202/1047155ar>

[See table of contents](#)

Publisher(s)

La Société Provancher d'histoire naturelle du Canada

ISSN

0028-0798 (print)

1929-3208 (digital)

[Explore this journal](#)

Cite this article

Lemaire, N. & Pelletier, É. (2018). Un modèle de risque comme outil de gestion d'une aire marine protégée : l'exemple du parc marin du Saguenay–Saint-Laurent. *Le Naturaliste canadien*, 142(2), 140–156.
<https://doi.org/10.7202/1047155ar>

Article abstract

Biodiversity and complex ecosystems within marine protected areas (MPAs) are often threatened by human activity and the multiple impacts it can have on the environment. A relative risk model was developed as a decision-making tool to help managers of MPAs focus their conservation and protection efforts. Using this tool, it is possible to map the areas most at risk, identify the human stressors involved, and test management strategies that could reduce risk and increase the overall level of environmental protection. A user-friendly computer interface was developed to facilitate its use by scientific teams and managers. The application of the relative risk model to the Saguenay-St. Lawrence Marine Park (SSLMP) allowed the mapping of the zones most at risk during the summer, when human activity is most intense and the stressors are most numerous. Results show that the areas most at risk in the SSLMP are the mouth of the Saguenay Fjord and the coastal zone near Les Bergeronnes. The model allows simulations (e.g., increasing or decreasing one or more stressors) and estimates the relative effectiveness of given conservation actions.

Un modèle de risque comme outil de gestion d'une aire marine protégée : l'exemple du parc marin du Saguenay–Saint-Laurent

Nicolas Lemaire et Émilien Pelletier

Institut des sciences de la mer de Rimouski, Université du Québec à Rimouski

Résumé

Dans les aires marines protégées, la biodiversité et la complexité des écosystèmes sont souvent menacées par les activités humaines et leurs multiples effets. Afin de soutenir les gestionnaires dans leurs efforts de conservation et de protection, un modèle du risque relatif a été développé comme outil pour localiser les zones cumulant le plus de risques environnementaux, identifier les sources anthropiques de stress et évaluer des approches permettant de réduire les risques et d'augmenter le niveau général de protection dans une aire marine de conservation. Une interface informatique permet une utilisation simplifiée du modèle de risque par l'équipe scientifique et les gestionnaires. À titre d'exemple, l'application du modèle au parc marin du Saguenay–Saint-Laurent (PMSSL) a permis de cartographier les zones les plus à risque en période estivale, alors que les activités anthropiques sont les plus intenses et les sources de risques sont les plus nombreuses. Les résultats montrent que l'embouchure du fjord du Saguenay et la zone côtière des Bergeronnes sont les secteurs les plus à risque du PMSSL. La grande flexibilité du modèle permet de travailler avec des simulations (augmentation ou diminution d'une ou plusieurs sources de stress) et de déterminer la portée relative d'une activité de conservation.

MOTS CLÉS : aire de conservation marine, évaluation des risques environnementaux, modélisation spatiale multirisque, outil d'aide à la décision multicritère, stress anthropiques

Abstract

Biodiversity and complex ecosystems within marine protected areas (MPAs) are often threatened by human activity and the multiple impacts it can have on the environment. A relative risk model was developed as a decision-making tool to help managers of MPAs focus their conservation and protection efforts. Using this tool, it is possible to map the areas most at risk, identify the human stressors involved, and test management strategies that could reduce risk and increase the overall level of environmental protection. A user-friendly computer interface was developed to facilitate its use by scientific teams and managers. The application of the relative risk model to the Saguenay-St. Lawrence Marine Park (SSLMP) allowed the mapping of the zones most at risk during the summer, when human activity is most intense and the stressors are most numerous. Results show that the areas most at risk in the SSLMP are the mouth of the Saguenay Fjord and the coastal zone near Les Bergeronnes. The model allows simulations (e.g., increasing or decreasing one or more stressors) and estimates the relative effectiveness of given conservation actions.

KEYWORDS: anthropogenic stress, decision-making tool, environmental risk assessment, marine protected area, spatial modelling of risk

Introduction

La protection des zones côtières

Une aire marine protégée (AMP) est un territoire maritime délimité en fonction de l'importance de son patrimoine naturel, de ses fonctions écologiques et de ses usages. Son objectif est la conservation des espèces et la protection du milieu, la plupart du temps associé à un objectif d'utilisation durable face aux variations de l'environnement et à l'accroissement des contraintes naturelles et anthropiques (Day et collab., 2012). En règle générale, les AMP sont créées afin de concilier le mieux possible des contraintes écologiques

Titulaire d'un doctorat en océanographie de l'Université du Québec à Rimouski, Nicolas Lemaire est spécialisé en écotoxicologie marine, en chimie environnementale et en modélisation des risques anthropiques avec application aux aires marines de protection et aux déversements de produits pétroliers dans le Saint-Laurent.

njl.lemaire@gmail.com

Émilien Pelletier est professeur associé à l'Institut des sciences marines de Rimouski (UQAR/ISMER). Il poursuit des travaux de recherche et de rédaction scientifique et participe à la gestion d'organismes voués à la conservation et à la mise en valeur des milieux côtiers.

et socioéconomiques. Le défi est souvent de taille, car 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, le commerce et les loisirs (UNEP/GPA, 2006; UNESCO, 2011). Cette anthropisation intensive affecte à présent la quasi-totalité des espaces côtiers (Halpern et Hobin, 2008), essentiellement par le développement immobilier, la villégiature, l'aquaculture et les activités portuaires (Doxa et collab., 2017). Les activités terrestres, cumulant 80 % des impacts (GESAMP, 2001), favorisent le transfert d'un cocktail de contaminants et de nutriments (Syvitski et collab., 2005; Vitousek et collab., 1997) vers les milieux littoraux et marins, tandis que les activités en mer exploitent les ressources et apportent également une pollution additionnelle (Pauly et Watson, 2005). Ces multiples problèmes environnementaux peuvent conduire à une dégradation générale des écosystèmes ainsi qu'à des changements de biodiversité (Halpern et collab., 2007). La réduction et le contrôle de cette pression anthropique sont devenus indispensables dans la perspective d'une gestion durable et de la conservation de la zone côtière (Luisetti et collab., 2014; Scyphers et collab., 2015). Les AMP ont donc un rôle central à jouer dans les principaux défis que l'humanité doit relever : la lutte aux changements climatiques, la réduction de la pauvreté et le partage des ressources.

À la conférence mondiale sur la biodiversité de Nagoya en 2010, la communauté internationale a confirmé l'importance des AMP comme outil de protection en adoptant un plan stratégique dont l'un des objectifs (Aichi Target 11) est la création d'un réseau d'AMP protégeant au moins 10 % des océans d'ici 2020 (MacKinnon et collab., 2016). Cependant, afin d'implanter et de gérer ces AMP, les gestionnaires et les spécialistes de la conservation doivent relever de nombreux défis d'ordre scientifique, technique, juridique et politique (Rochette et Druel, 2011). La mise en place d'une gestion adaptée passe par une connaissance approfondie des écosystèmes, de leurs composantes et de leur dynamique, d'une part, et par la description des activités humaines qui ont potentiellement un impact sur les milieux et les espèces à protéger, d'autre part. Ces connaissances sont indispensables pour appréhender la complexité des écosystèmes, mais aussi pour évaluer à la fois l'impact global et local de toutes les facettes des activités anthropiques. La création récente d'aires marines protégées à grande échelle augmente les chances d'atteindre l'objectif de convertir 10 % des écosystèmes marins en AMP d'ici l'horizon 2020. Parmi les plus récentes, nous pouvons citer les AMP autour des îles Cook (2012) et de l'archipel d'Hawaï (2016) protégeant respectivement 1×10^6 et $1,5 \times 10^6$ km² de territoire maritime. Cependant, la gestion de territoires aussi vastes pose de nouveaux défis. La surveillance à grande échelle requiert l'emploi de technologies de pointe (satellites, avions) très coûteuses et le développement à long terme d'expertise en évaluation des risques et en gestion des mesures à prendre pour réduire ces risques (Wilhelm et collab., 2014).

Les outils d'évaluation et de gestion des risques

Les aires marines ont besoin d'outils de gestion adaptés à leurs besoins. Ceux-ci doivent intégrer : 1) le caractère multiple et la distribution hétérogène des sources de stress et des cibles dans un environnement complexe; 2) la variabilité spatiale des relations entre les différentes composantes (sources, habitats, cibles); 3) des données d'origine et de nature souvent hétérogènes et parfois incomplètes (Lemaire, 2012). Dans un contexte de gestion écosystémique, le risque peut être défini comme le degré par lequel les activités humaines interfèrent avec l'atteinte des objectifs de gestion (Samhoury et Levin, 2012). Les évaluations du risque fournissent donc des indications utiles sur les problèmes et les solutions de conservation ou de gestion de la ressource au sein des AMP. Ces outils sont utilisés par les planificateurs pour comparer l'état du système à gérer avec les objectifs à atteindre ou pour explorer une gamme de scénarios permettant d'améliorer cette condition (Fulton et collab., 2015). Cependant, le nombre important de pressions s'exerçant sur les écosystèmes marins oblige parfois les gestionnaires à restreindre leurs efforts de gestion sur un groupe limité de menaces qui ne contribuent quelquefois que de façon limitée aux risques d'impacts (Piet et collab., 2017).

De nombreuses méthodologies d'évaluation des risques écologiques reposent sur l'approche probabilité-conséquence pour estimer le risque d'un événement rare ou imprévisible. Cependant, lorsqu'une évaluation d'une situation réelle est nécessaire, une analyse par l'approche exposition-effet est plus appropriée (Knights et collab., 2015). Les réseaux bayésiens (*Bayesian network*) sont de plus en plus utilisés dans le domaine de l'analyse environnementale et de la prise de décision, en raison de leur capacité à intégrer la complexité des systèmes et à extraire des réponses à des problématiques environnementales (Hart et Pollino, 2008; Pollino et collab., 2007). Ces outils sont avant tout des modèles conceptuels schématisant l'ensemble des liens directs (parent-enfant) existant dans un ensemble défini de variables explicatives de critères d'évaluation environnementale. C'est ensuite une méthode de calcul probabiliste dans laquelle chaque variable est représentée par la distribution statistique de l'ensemble de ses valeurs possibles. Cette distribution est dite conditionnelle, ce qui signifie que la probabilité qu'une variable « enfant » a d'être égale à une valeur plutôt qu'à une autre est déterminée par la valeur de sa (ses) variable(s) parent(s). Les résultats fournis par un réseau bayésien se présentent donc sous la forme d'une probabilité de distribution plutôt que d'une valeur unique (Lecklin et collab., 2011).

Comme le rappelle Uusitalo (2015), la méthode des réseaux bayésiens répond à plusieurs critères recherchés dans un outil de gestion de risque. Elle permet de gérer la complexité des relations sources-impacts et d'utiliser des données hétérogènes et incomplètes. Cependant, la méthode atteint ces limites lorsqu'il s'agit de gérer une analyse spatiale ou temporelle. Il est possible de le faire, tout de même, mais en

créant un réseau pour chaque tranche de temps ou d'espace, ce qui peut vite devenir fastidieux.

En 1997, des chercheurs américains (Landis et Wiegiers, 1997) ont proposé une nouvelle méthodologie pour l'évaluation de risques environnementaux afin d'intégrer la multiplicité des sources, des cibles et de leurs relations qu'il est possible de rencontrer lors d'une évaluation régionale des risques écologiques. Son objectif n'était plus de quantifier le risque absolu d'un impact sur un compartiment ou une portion donnée d'un écosystème, mais d'offrir une image intégrée des risques écologiques en comparant leurs variabilités spatiales au sein d'une même 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 cumulent, ce qui permet aux gestionnaires de prioriser leurs efforts de gestion.

Le modèle régional de risques relatifs (MRR) de Landis et Wiegiers (1997) est un outil puissant ayant fait ses preuves dans plusieurs régions du monde (États-Unis, Australie, Brésil, Chili et Chine) pour évaluer des écosystèmes variés (terrestres, lacustres et côtiers) (Li et collab., 2015). Depuis la première publication du modèle MRR, plusieurs développements ont renforcé la méthodologie (Iannuzzi et collab., 2009; Landis, 2005; Liu et collab., 2010) tels que la possibilité de modifier la calibration initiale du modèle pour tester des stratégies de gestion des risques. Qui plus est, la méthode relative de calcul des risques est intéressante, en particulier lorsque les AMP sont situées en zone côtière et soumises à un long historique de perturbations anthropiques. Dans ces conditions, il est difficile de trouver un site de référence exempt de perturbations au sein du territoire à protéger. La méthodologie relativiste offre alors la possibilité de contourner ce problème en permettant une analyse comparative. La méthodologie des risques relatifs de Landis et Wiegiers (1997) offre un cadre d'évaluation d'une grande souplesse, à la fois simple, évolutif et répondant à l'ensemble des critères indispensables à un bon outil de gestion des AMP.

Choix du site d'étude pilote

Situé dans l'est canadien et s'étalant de la région des Grands Lacs à l'océan Atlantique, le système hydrographique du Saint-Laurent draine un immense bassin de $1,6 \times 10^6$ km². Il a été soumis à une intense utilisation anthropique de ses ressources depuis plus d'un siècle (Dionne, 2001). Au début des années 1980, la situation inquiétante de la population de bélugas (*Delphinapterus leucas*) du Saint-Laurent a été portée à l'attention du public. Elle est venue symboliser la dégradation de cet environnement et illustrer l'urgence d'agir (Ménard, 2009). Cette prise de conscience a conduit à la création du parc marin du Saguenay–Saint-Laurent (PMSSL) en 1998 et a contribué ainsi à la Stratégie mondiale de la conservation, qui vise à préserver la biodiversité et à mettre en valeur cet écosystème exceptionnel (Dionne, 2001; Maltais et Pelletier, 2018; PMSSL, 2007). Le caractère unique du parc tient non seulement de la richesse et de la complexité des trois écosystèmes qui le composent (fjord du Saguenay,

estuaire moyen et estuaire maritime), mais également de la confluence de ces trois unités biogéographiques en une zone étroite supportant l'important trafic maritime du système Saint-Laurent. De plus, l'aire de coordination du PMSSL est habitée par plus de 200 000 personnes (en comptant les villes de Saguenay et de Rivière-du-Loup), réparties en 23 communautés de tailles très variables, dont les activités (industrie, agriculture, tourisme, pêche, transport, eaux usées, etc.) peuvent être perçues comme autant d'écueils et de défis à la conservation des écosystèmes du parc.

Afin de localiser les zones cumulant le plus de risques environnementaux, de déterminer les sources de stress qui en sont les causes et de tester des solutions de gestion permettant de réduire les risques, nous avons utilisé le PMSSL comme site pilote pour élaborer un modèle de risques relatifs pouvant servir d'outil de gestion afin d'augmenter le niveau général de protection environnementale du parc.

Méthodologie

Formulation du problème

Définition de l'aire d'étude et des zones de risques

L'étape fondatrice de la méthodologie MRR est la définition de l'aire d'étude et son découpage en zones de risques (ZR) entre lesquelles on peut comparer les niveaux de risque. Comme l'ont suggéré Iannuzzi et collab. (2009), la définition de ces ZR peut s'appuyer sur un découpage administratif déjà en place. Cependant, dans la plupart des cas, les zones sont définies selon des limites naturelles (bassins versants, bathymétrie, etc.) et la distribution spatiale des sources et des habitats relatifs aux critères d'évaluation (Liu et collab., 2010; Obery et Landis, 2002; Wiegiers et collab., 1998).

Exclusivement composé d'un territoire maritime, le PMSSL couvre une étendue de 1 246 km² de la côte à la ligne des hautes marées et comprend toute la colonne d'eau ainsi que les fonds marins (Dionne, 2001). Ce territoire a été subdivisé en 18 zones de risques (figure 1) réparties entre les trois unités géographiques de type estuarien composant le parc : le fjord du Saguenay (de Cap-à-l'Est à son embouchure) ainsi que les moitiés septentrionales de l'estuaire moyen (à partir de Gros cap à l'Aigle) et de l'estuaire maritime (jusqu'aux Escoumins). La section fjord (SF) du parc a été divisée en 8 ZR (SF1 à SF8) distribuées successivement d'amont en aval. Le découpage s'est appuyé sur les limites de sous-bassins versants afin de permettre de comparer les différentes baies et anses associées à une rivière, à une zone urbaine, ou aux deux. Suivant cette même logique, des ZR côtières ont été créées dans l'estuaire moyen (UE1 à UE4) et l'estuaire maritime du parc (LE1 à LE3). Pour les secteurs situés plus au large dans l'estuaire, 4 ZR ont été définies : la zone LE4 délimite la tête du chenal Laurentien fréquenté intensivement par les mammifères marins et reconnu comme un secteur d'agrégation d'espèces fourragères (Simard, 2009); les zones UE5 et LE5 délimitent respectivement les zones de plus fortes bathymétries de l'estuaire moyen et de l'estuaire maritime (Ménard, 2009); enfin, la zone UE6 délimite les espaces insulaires du parc

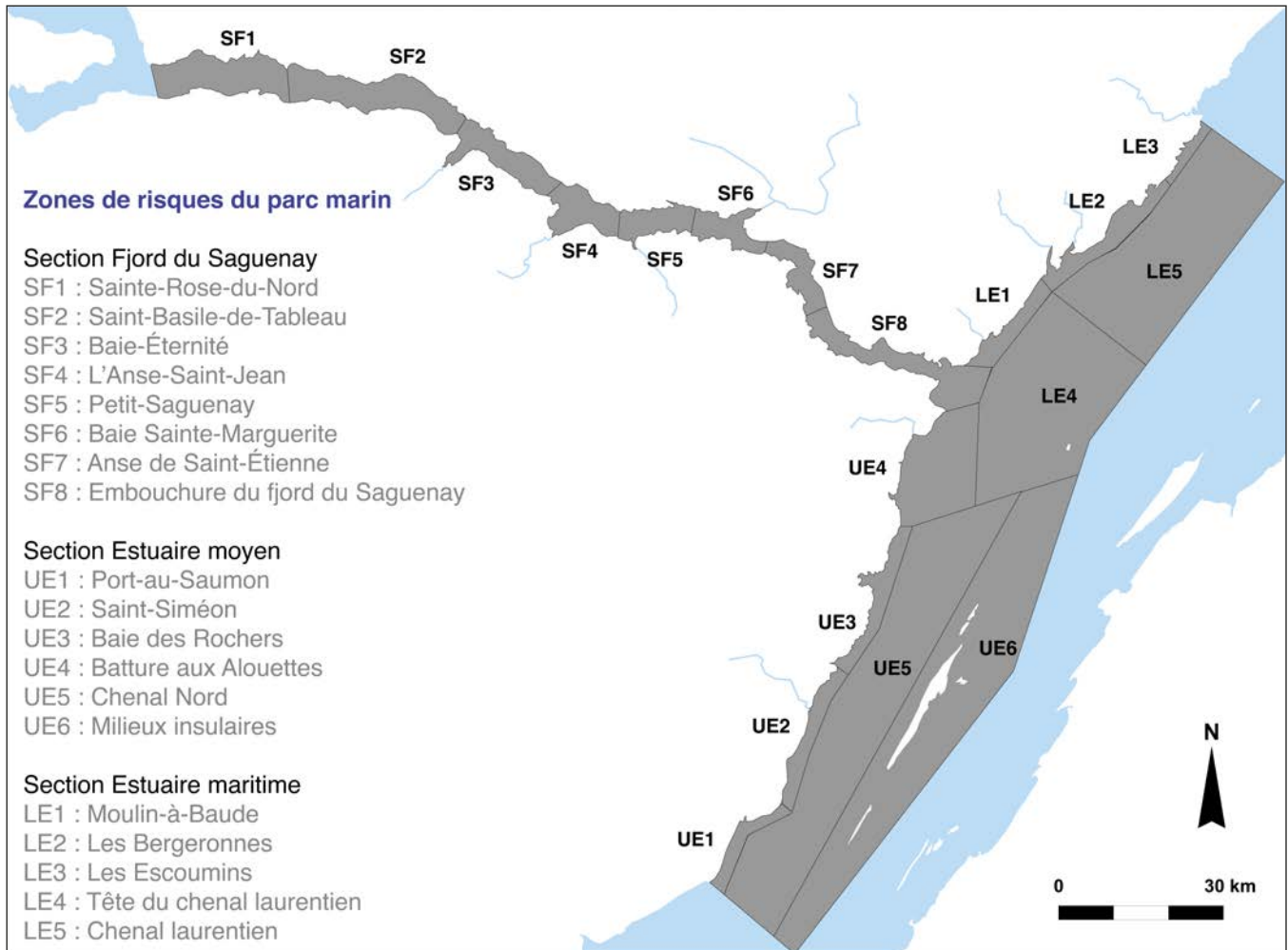


Figure 1. Présentation de l'aire d'étude et de son découpage en zones de risques.

accueillant des habitats d'importance pour la faune (repos, alimentation, reproduction).

Définition des critères d'évaluation

En analyse de risque, les critères d'évaluation (C) traduisent les enjeux de gestion en critères d'impact scientifiquement mesurables auxquels sera associé un risque (Suter, 1990). Les objectifs du PMSSL sont de maintenir la biodiversité et le bon état écologique des écosystèmes ainsi qu'une utilisation écologiquement durable des activités sur l'ensemble du territoire (Dionne, 2001; Ménard, 2009). Huit critères traduisant ces objectifs ont donc été choisis. Les critères qualité des eaux (C1) et qualité des sédiments (C2) reflètent essentiellement la contamination et la salubrité des habitats dans le PMSSL. La mye commune (*Mya arenaria*), reconnue et suivie depuis de nombreuses années en tant qu'espèce sentinelle (Gagné et collab., 2009; Pellerin et collab., 2009), a été choisie pour refléter le niveau de santé général des écosystèmes du PMSSL (critère C3: état de santé des bio-indicateurs). Plusieurs espèces d'invertébrés et de poissons étant exploitées commercialement ou de manière récréative

sur le territoire du PMSSL, le critère des ressources exploitées (C4) a été défini pour évaluer les risques sur les populations locales d'espèces exploitées. La protection des mammifères marins compte parmi les objectifs particuliers du PMSSL (Dionne, 2001; Ménard, 2009). Compte tenu des différents statuts de protection et de l'utilisation différente du territoire par les différentes espèces résidentes ou visitant le PMSSL, 4 critères ont été créés pour évaluer séparément les risques sur les populations de pinnipèdes (C5), de grands rorquals (C6), de petits cétacés (C7: dauphins, marsouins, petits rorquals) et un groupe particulier pour la population de bélugas (C8), l'espèce emblématique du parc marin.

Définition des sources et des habitats

Afin de décrire l'impact des activités humaines sur les écosystèmes du PMSSL, 11 catégories de sources (S) concernant les critères d'évaluation et 5 catégories d'habitats (H) identifiés d'après le Plan de conservation des écosystèmes du parc marin du Saguenay–Saint-Laurent (Dionne, 2001) ont été sélectionnées. Ces sources et ces habitats sont listés et décrits au tableau 1.

Tableau 1. Définition des sources et des habitats utilisés pour le développement du modèle de risques.

<p>S1 : Sources externes Cocktail de contaminants (in)organiques transportés par la circulation des eaux depuis les grands centres urbains fortement industrialisés (Dionne, 2001; Lemaire, 2012 et références incluses)</p>
<p>S2 : Ruissellement agriculture Quelques cultures extensives et fermes laitières responsables localement d'une contamination fécale et d'apports de nutriments (Dionne 2001, Comité ZIP-RNE, 2005)</p>
<p>S3 : Ruissellement urbain Les surfaces imperméables (toitures, voiries) des petites municipalités distribuées le long du territoire du parc favorisent le ruissellement de contaminants (in)organiques et de métaux lourds issus des gaz d'échappement, de la pollution atmosphérique, etc. (Paul et Meyer, 2001)</p>
<p>S4 : Effluents municipaux Les effluents peu ou pas traités (MAMROT, 2009) sont la source d'un flux non négligeable en contaminants divers (Lemaire et Pelletier, 2013)</p>
<p>S5 : Pêche Activité peu développée dans le parc, mais certains rapports (MPO, 2007 ; PMSSL, 2008) soulignent un impact non négligeable sur les stocks de poissons et d'invertébrés marins exploités commercialement ou de manière récréative</p>
<p>S6 : Installations portuaires Plusieurs quais et marinas de capacité variable sont dispersés le long des berges du PMSSL et sont la source d'une contamination microbiologique, métallique et organique associée aux déversements accidentels ou la vidange des eaux usées des embarcations</p>
<p>S7 : Marine marchande L'une des plus grandes routes maritimes du monde avec les problèmes de contamination liés à cette activité (Gagné et collab., 2009; Michaud et Pelletier, 2006; Pellerin et collab., 2009; Viglino et collab., 2006)</p>
<p>S8 : Excursions commerciales Les embarcations tentent de s'approcher des mammifères marins (comportement pouvant être accentué sous la pression des touristes) et sont souvent nombreuses sur les sites, ce qui accentue le dérangement</p>
<p>S9 : Plaisance Les plaisanciers peuvent avoir un comportement dangereux autour des mammifères marins; la rapidité ou le manque de manœuvrabilité de certaines embarcations accentuent ce risque de dérangement sur ces espèces</p>
<p>S10 : Traversiers S11 : Opérations maritimes Ces deux catégories s'ajoutent au trafic général dans le parc et apportent leur lot de stressseurs (contamination, dérangement) par leurs passages répétés (à grande vitesse dans certains cas) dans leur corridor de navigation</p>
<p>H1 : Intertidal meuble Habitat de substrat meuble, situé dans la zone de balancement des marées: marais, vasières et plages de sable</p>
<p>H2 : Intertidal rocheux Habitat de substrat dur, situé dans la zone de balancement des marées: pieds de falaise, rampes et plateformes rocheuses, plages de blocs</p>
<p>H3 : Eaux côtières Infralittoral jusqu'à l'isobathe -50 m, y compris la colonne d'eau et le fond marin</p>
<p>H4 : Benthique profond Fonds marins au-delà de l'isobathe -50 m</p>
<p>H5 : Eaux pélagiques Surface et colonne d'eau au-delà de l'isobathe -50 m, où l'influence des sources terrestres locales est réduite</p>

Développement du modèle conceptuel

Une fois les composants des risques identifiés, ceux-ci sont assemblés au sein d'un modèle conceptuel (tableau 2) représentant toutes les interactions possibles entre les sources, les habitats et les critères d'évaluation. Les différentes relations d'exposition et d'effet ainsi définies constituent l'ensemble des hypothèses sur lesquelles s'appuiera notre évaluation des risques.

Analyse des risques

Développement des rangs pour les sources et les habitats

Le modèle MRR évalue les risques en fonction de la superposition spatiale des sources de stress sur les habitats affectés. C'est pourquoi le modèle base son calcul de risque sur les hypothèses suivantes:

- plus la source de stress est importante dans une zone, plus la quantité de stress émis risque d'être importante et par conséquent, plus le risque associé sera grand;
- plus un habitat est grand au sein d'une zone, plus la quantité de stress reçu par cet habitat risque d'être importante et plus la probabilité d'impact sera grande (ou forte).

Le MRR organise donc son analyse autour d'un système de rangs et de filtres caractérisant l'importance relative des sources et des habitats au sein de chacune des zones de risques. Les sources et les habitats sont évalués selon 4 classes (0 = absence; 2 = faible présence; 4 = présence modérée et 6 = forte présence: tableaux 3 et 4).

Tableau 2. Modèle conceptuel développé pour le parc marin du Saguenay–Saint-Laurent montrant les interactions (x) entre les sources, les stressseurs et les habitats menant à un risque sur les critères.

Interactions Sources-Stresseurs							Interactions Sources-Habitats						
	St1	St2	St3	St4	St5	St6	H1	H2	H3	H4	H5		
S1		x	x	x			x	x	x	x	x		
S2	x	x		x			x	x	x				
S3			x	x			x	x	x				
S4	x	x	x	x			x	x	x				
S5					x		x		x	x	x		
S6	x	x	x	x			x		x				
S7	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x		
S8	x	x	x	x		x	x	x	x		x		
S9	x	x	x	x		x	x	x	x		x		
S10	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x		
S11	x	x	x	x		x	x	x	x		x		
PARC MARIN DU SAGUENAY–SAINT-LAURENT Modèle conceptuel de risques relatifs x = Interactions entre les composantes du risque							Interactions Critères-Habitats						
							C1				x		x
							C2	x			x	x	
							C3	x					
							C4	x			x	x	x
							C5	x	x		x		x
							C6						x
							C7					x	x
C8					x	x							
Sources	[S1] Sources externes; [S2] Ruissellement agricole; [S3] Ruissellement urbain; [S4] Effluents municipaux; [S5] Pêches; [S6] Installations portuaires; [S7] Marine marchande; [S8] Excursions commerciales; [S9] Plaisance; [S10] Traversiers; [S11] Opérations maritimes												
Stresseurs	[St1] Bactéries et virus; [St2] Nutriments; [St3] Métaux lourds; [St4] Contaminants organiques; [St5] Prélèvement de ressources; [St6] Dérangement												
Habitats	[H1] Intertidal meuble; [H2] Intertidal rocheux; [H3] Eaux côtières; [H4] Benthique profond; [H5] Eaux pélagiques												
Critères	[C1] Qualité des eaux; [C2] Qualité des sédiments; [C3] Santé des bio-indicateurs; [C4] Ressources exploitées; [C5] Pinnipèdes; [C6] Grands rorquals; [C7] Petits cétacés; [C8] Bélugas												

Développement des filtres d'exposition et d'effet

D'autres variables doivent cependant être incorporées au calcul de risque. En effet, toutes les sources de risques n'ont pas la même propension à générer des stress. Qui plus est, ces stress peuvent ou non perdurer dans l'habitat, modulant ainsi la probabilité d'impact. Le modèle a donc besoin de pondérer la valeur du risque par un facteur d'exposition (X) qui représente à la fois la propension d'une source à générer un stress et la persistance de ce stress dans l'habitat. La distribution des récepteurs environnementaux peut être hétérogène au sein de l'aire d'étude, et leur sensibilité aux stress peut différer. Pour traduire ces deux derniers aspects, le modèle incorpore un facteur d'effet (E) traduisant la présence ou l'absence d'un récepteur environnemental dans le secteur où le stress est actif

ainsi que la sensibilité du récepteur à ce stress. Ces facteurs sont déterminés en répondant à deux couples de questions :

- (X1) La source libère-t-elle ou cause-t-elle un stress considéré par le modèle ?
- (X2) Ce stress se trouve-t-il et persiste-t-il dans l'habitat ?
- (E1) Est-ce que les stressseurs libérés par la source ont un effet sur le critère ?
- (E2) Est-ce que les cibles associées au critère sont sensibles aux stressseurs dans l'habitat ?

Dans la méthodologie initiale, la réponse à ces questions était binaire : 0 pour non et 1 pour oui. Afin d'obtenir une meilleure résolution dans les résultats obtenus, nous avons précisé la détermination des filtres en introduisant la valeur 0,5 pour signifier une relation plus modérée entre les composantes du modèle (sources, habitats et impacts).

Tableau 3. Critères de rangs et facteurs d'incertitude définis pour les sources.

Sources	Critères de rangs	Facteurs d'incertitude
Sources externes	6: Forte influence des sources externes 4: Influence modérée des sources externes 2: Influence réduite des sources externes 0: Aucune influence des sources externes	La circulation des eaux à l'échelle locale (baies, anses) est mal connue et peut affecter l'attribution des rangs, principalement dans la zone côtière.
Ruissellement agriculture	6: Forte concentration de surfaces agricoles 4: Concentration modérée de surfaces agricoles 2: Faible concentration de surfaces agricoles 0: Absence d'activités agricoles	Cette classe ne fait pas de distinction entre l'élevage et les cultures, ce qui peut biaiser la nature des stressés émis.
Ruissellement urbain	6: Zone construite étendue 4: Zone construite modérée 2: Quelques habitations seulement 0: Zone non construite	Faute de données géographiques précises (notamment le pourcentage de surfaces imperméables), le ruissellement urbain est estimé à partir de la population municipale, ce qui peut engendrer une sur- ou sous-estimation.
Effluents municipaux	6: Rejet non traité à fort débit 4: Rejet non traité à faible débit ou rejet traité à fort débit 2: Rejet traité à faible débit 0: Absence de rejet	La décharge continue de contaminants dont les concentrations sont sous le seuil de détection analytique n'est pas prise en compte.
Pêche	6: Pêche commerciale et sportive 4: Pêche commerciale uniquement 2: Pêche sportive uniquement 0: Pas d'activité de pêche	Les filtres d'effets relatifs à cette source peuvent être sur- ou sous-estimés, car aucune étude d'impact de la pêche commerciale ou sportive n'a été réalisée dans le PMSSL.
Installations portuaires	6: Plusieurs quais et marinas 4: Quai ou marina 2: Petite marina 0: Pas d'installation portuaire	L'attribution des rangs repose sur une évaluation qualitative basée sur des observations sporadiques pouvant incorporer une part de subjectivité.
Marine marchande	6: Route principale de navigation 4: Route secondaire de navigation 2: Trafic sporadique 0: Absence de trafic	Le transport de certains stressés vers les zones de risques adjacentes est possible mais difficile à estimer.
Excursions commerciales	6: Secteur d'observation principal 4: Secteur d'observation secondaire ou de transit 2: Secteur fréquenté occasionnellement 0: Pas d'observation	La variabilité de l'agressivité sur l'eau et des techniques d'approche des croisiéristes n'est pas prise en compte et peut biaiser l'évaluation du stress comportemental sur les mammifères marins.
Plaisance	6: Secteur de fréquentation principal 4: Secteur de fréquentation secondaire 2: Fréquentation sporadique 0: Absence de navigation	Cette classe ne distingue pas la plaisance motorisée et non motorisée, ce qui peut biaiser la nature des stressés émis.
Traversiers	6: Plusieurs bateaux et trajets journaliers 4: Un bateau et plusieurs trajets journaliers 2: Un bateau et un trajet journalier 0: Pas de traversier	La différence de vitesse et de capacité des voyageurs des différentes lignes de traversiers du parc n'est pas prise en compte.
Opérations maritimes	6: Forte densité de trafic 4: Trafic modéré 2: Trafic sporadique 0: Absence de trafic	Plusieurs catégories d'embarcations ayant des comportements différents sur l'eau sont regroupées dans cette classe, ce qui peut biaiser les facteurs d'exposition et d'effet.

Calcul final du risque relatif

Les rangs et les filtres sont finalement combinés dans une équation permettant de calculer, pour chaque zone de risques, un score (RS) reflétant l'importance relative des risques qui s'y accumulent :

$$RS = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n \sum_{k=1}^o S_i \times X_{ij} \times H_j \times E_{ijk}$$

où :

- i = la série des sources
- j = la série des habitats
- k = la série des critères
- S_i = le rang d'une source dans une zone
- H_j = le rang d'un habitat dans une zone
- X_{ij} = le filtre d'exposition
- E_{ijk} = le filtre d'effet

Tableau 4. Critères de rangs et facteurs d'incertitude liés aux catégories d'habitats.

Habitats	Critères de rangs	Facteurs d'incertitude
Intertidal meuble	6: Zone intertidale étendue 4: Zone intertidale modérée 2: Zone intertidale étroite 0: Absence d'intertidale meuble	Les variations spatiales de la granulométrie et de la concentration en carbone organique ne sont pas prises en compte et peuvent affecter l'accumulation de contaminants et leur biodisponibilité.
Intertidal rocheux	6: Zone intertidale étendue 4: Zone intertidale modérée 2: Zone intertidale étroite 0: Absence d'intertidale rocheux	Le facteur de dilution des contaminants en fonction du mode hydrodynamique (exposé/abrité) n'est pas pris en compte.
Eaux côtières	6: Vaste zone côtière 4: Zone côtière modérée 2: Zone côtière peu présente 0: Absence de zone côtière	Cette classe d'habitat ne différencie pas les fonds meubles et rocheux et peut affecter l'abondance et la biodiversité des assemblages benthiques ainsi que l'accumulation de contaminants et leur biodisponibilité.
Benthique profond	6: Vaste étendue benthique 4: Étendue benthique modérée 2: Zone benthique restreinte 0: Absence de zone benthique	Les variations spatiales de la granulométrie, du taux de sédimentation et de la concentration en carbone organique ne sont pas prises en compte et peuvent affecter l'abondance et la biodiversité des assemblages benthiques ainsi que l'accumulation de contaminants et leur biodisponibilité.
Eaux pélagiques	6: Vaste étendue pélagique 4: Étendue pélagique modérée 2: Zone pélagique restreinte 0: Absence de zone pélagique	La stratification de la colonne d'eau et la distribution verticale des stressseurs et des récepteurs ne sont pas prises en compte et peuvent affecter les facteurs d'exposition.

Analyse de l'incertitude

Une des grandes qualités de la méthodologie MRR est de permettre une évaluation à partir de données parfois incomplètes ou incertaines. Une analyse de l'incertitude est cependant indispensable à une bonne interprétation des résultats. Une analyse plus fine de ces résultats permet de hiérarchiser les données induisant le plus d'incertitude dans l'évaluation des risques; elle oriente ainsi les futurs projets d'acquisition de données qui, après intégration dans le modèle, optimiseront les performances de celui-ci. Une analyse à deux niveaux a été réalisée. L'incertitude a d'abord été qualifiée afin de décrire les biais possibles lors de l'attribution des rangs pour les sources et les habitats (adaptée de Iannuzzi et collab., 2009). L'incertitude a ensuite été quantifiée afin de définir un intervalle de confiance accompagnant les résultats du modèle. Cette méthode (adaptée de Landis, 2005) consiste à attribuer aux rangs définis pour chaque source et habitat, un degré d'incertitude sur la valeur (faible = L, modéré = M ou fort = H). Le calcul de l'incertitude s'effectue en remplaçant chaque valeur initiale de rang par une valeur choisie aléatoirement dans son intervalle de confiance. Après plusieurs itérations (100 dans notre cas), l'ensemble des résultats obtenus définit l'intervalle de confiance du risque.

Développement d'une interface informatique

Afin de faciliter le pilotage du modèle de gestion de risque par les équipes de gestion, nous avons développé Mod3R (acronyme de Modèle Régional de Risques Relatifs), une application orientée Microsoft® Excel® automatisant la plupart des fonctionnalités de l'outil. Cet outil informatique permet de visualiser les résultats de l'évaluation des risques

et de piloter le mode simulateur pour tester des scénarios de gestion. Le système propose un mode « évaluation » et un mode « simulation », chacun avec sa propre base de données associée au moteur de calcul. La base de données du mode simulation est clonée à partir de celle du mode évaluation, de façon à pouvoir la modifier au gré des simulations sans altérer la base de données principale. La présentation des résultats se décline en 4 sections: les résultats par zone de risques, par source, par habitat et par critère d'évaluation. Différentes visualisations (tableaux, graphiques) sont possibles et offrent une vue d'ensemble des scores de risques et de leur importance relative. Deux modules additionnels permettent de visualiser les résultats des analyses de sensibilité et d'incertitude.

Résultats et discussion

Portrait global des risques

Ce nouvel outil nous a permis de dresser le premier portrait global des risques environnementaux dans le PMSSL (figure 2), d'identifier les secteurs et les habitats les plus à risque ainsi que les principales sources de stress qui en sont responsables (figure 3). Les résultats incriminent les sources externes au parc (18 %) ainsi que le trafic maritime, en particulier, la marine marchande (15,8 %), les excursions aux baleines (13,5 %) et les activités de plaisance (13,3 %), comme les principales sources de stress dans le PMSSL. Ces résultats sont cohérents avec les précédentes études ayant identifié la pollution provenant des grands centres industriels situés en amont comme principale source de contamination dans le parc (Desbiens, 2004; Gobeil et collab., 2005; Gobeil, 2006; Lebeuf et Nunes, 2005; Viglino et collab., 2006) ainsi que le trafic maritime comme source additionnelle de contamination et aussi de dérangement pour les mammifères marins (Dionne,

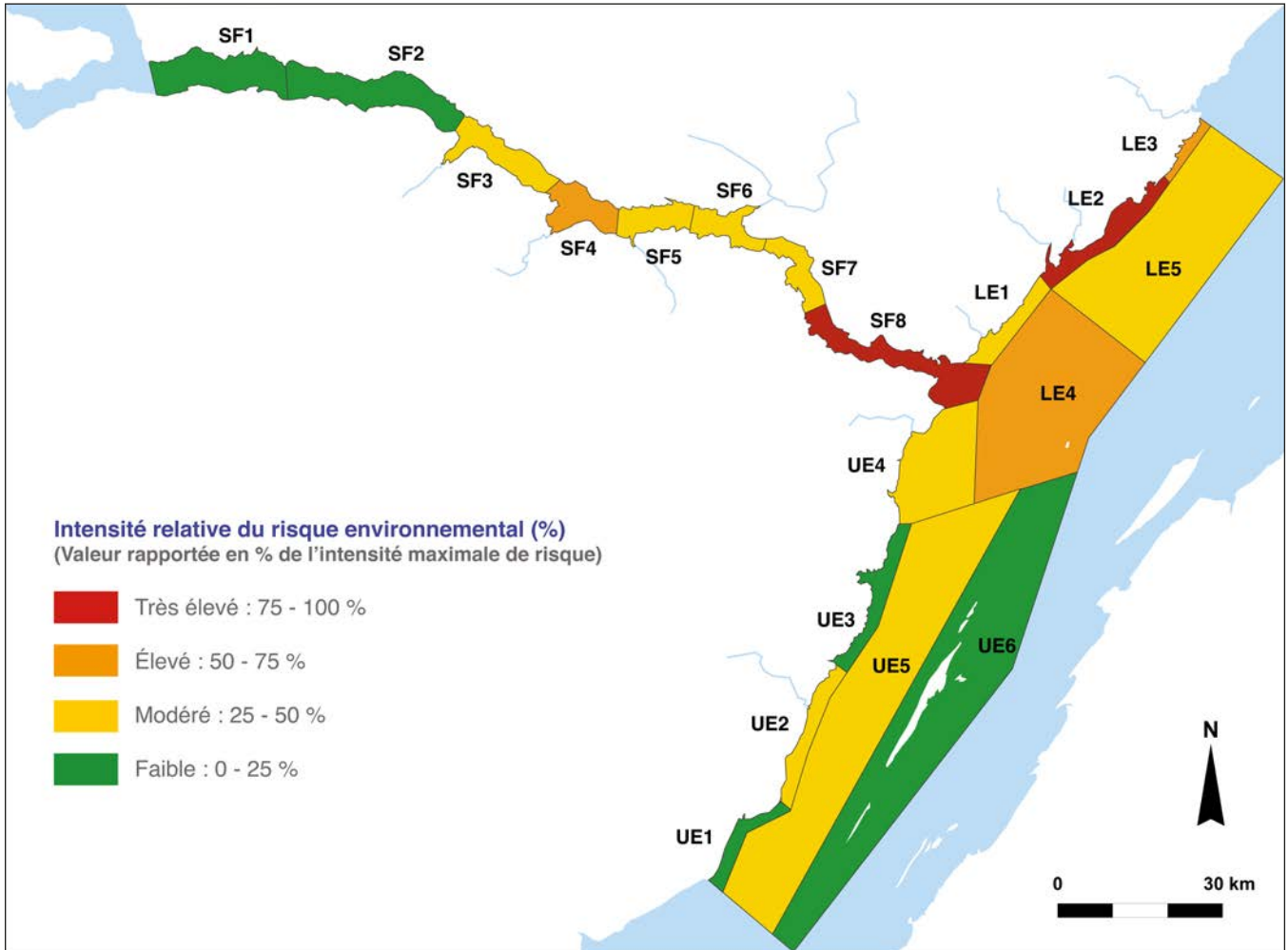


Figure 2. Portrait global des risques environnementaux relatifs dans le PMSSL. Voir la figure 1 pour la légende des zones de risques.

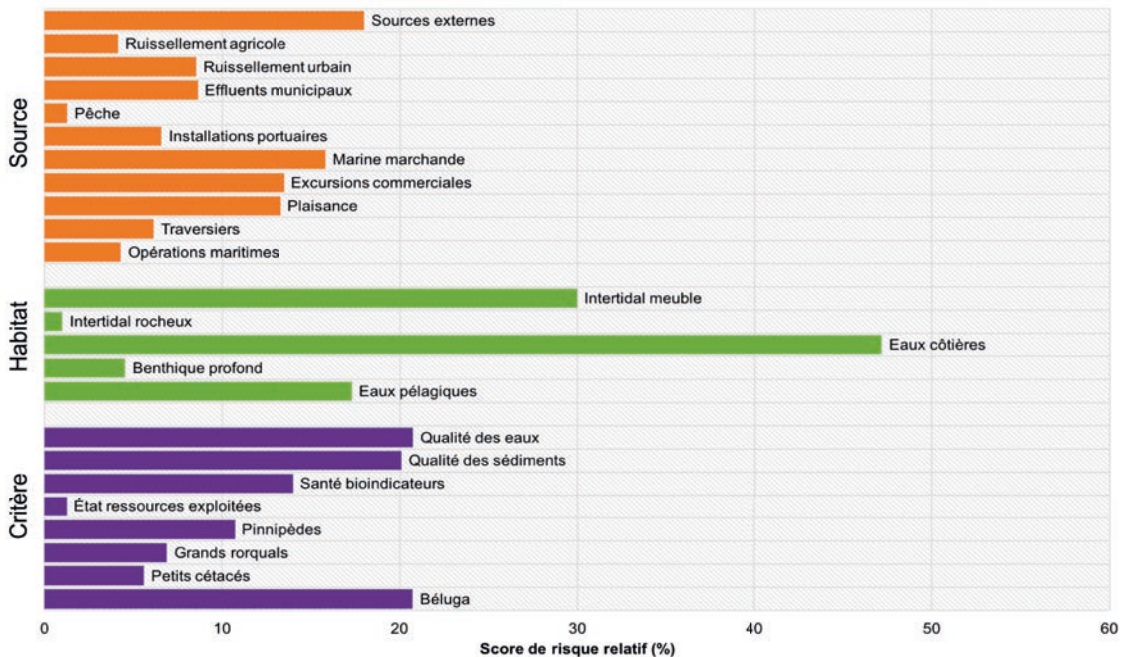


Figure 3. Portrait détaillé des risques relatifs (%) dans le PMSSL en fonction des sources (orange), des habitats (vert) et des critères (violet).

2001; Michaud et Pelletier, 2006; Pelletier et collab., 2009). Le modèle a identifié la navigation de plaisance comme quatrième source de stress pour le PMSSL, presque à égalité avec le trafic lié aux excursions commerciales d'observation des baleines. D'après l'analyse d'incertitude, ce résultat s'explique par une surestimation du risque lié à cette source (tableau 3). En effet, l'étude spatiale de cette catégorie d'embarcations utilisée pour calibrer notre modèle ne distinguait pas la navigation de plaisance à voile de celle motorisée (Chion et collab., 2009). Le risque lié à la navigation de plaisance sur le dérangement des mammifères marins est, quant à lui, bien réel. Par ignorance ou délinquance, les plaisanciers peuvent avoir un comportement dangereux autour des mammifères marins. La rapidité ou le manque de manœuvrabilité de certaines embarcations accentuent ce risque de dérangement de ces espèces (tableau 3; Savaria et collab., 2003).

Les habitats du parc cumulant le plus de risques sont les espaces intertidaux de substrat meuble (30 %) et les eaux côtières (47,2 %). Ces habitats sont en effet directement exposés aux sources de contamination ponctuelles et diffuses éparpillées le long des rives du PMSSL (Lemaire, 2012). Les résultats montrent également une importante différence des niveaux de risque entre les sédiments intertidaux (30 %) et les sédiments benthiques (4,5 %). Une telle disparité a déjà été mise en évidence par l'analyse spatiale des hydrocarbures aromatiques polycycliques totaux (TPAH) dans les différents compartiments des écosystèmes du PMSSL. Les sédiments intertidaux cumulaient entre 950 et 3 433 ng.g⁻¹ TPAH (Lemaire, 2012) alors que les sédiments benthiques ne présentaient qu'une concentration moyenne de 543 ng.g⁻¹ TPAH (Pelletier et collab., 2009).

Le portrait des risques dans le PMSSL dessiné par notre modèle nous montre que la contamination des écosystèmes et l'état de la population de bélugas sont des enjeux majoritaires. Les critères « Qualité des sédiments » et « Qualité des eaux » et « Bélugas » cumulent 61,5 % des risques dans le parc. En effet, même si l'amélioration des pratiques industrielles a permis de réduire de 10 à 30 fois certains contaminants (TPAH) depuis les dernières décennies (Pelletier et collab., 2009), leur concentration dépasse encore le seuil d'apparition d'effet (Lemaire, 2012). D'autres contaminants tels que les composés polybromés sont plus persistants dans l'environnement et s'accumulent notamment chez les mammifères marins par bioamplification (Lebeuf, 2009). Cette contamination toujours présente et la croissance du trafic maritime dans le parc agissent de concert sur les écosystèmes. La situation toujours précaire des bélugas est emblématique de cet effet (Ménard, 2009; Ménard et collab., 2018).

L'analyse spatiale des risques réalisée par notre modèle a permis d'identifier la zone de l'embouchure du fjord du Saguenay (SF8) et la zone côtière des Bergeronnes (LE2) comme les secteurs les plus à risque du PMSSL. Ces hauts niveaux de risque résultent de la superposition d'une densité importante de sources de stress (effluents urbains et trafic

maritime) avec de larges habitats sensibles; ces conditions y favorisent l'accumulation de contaminants (intertidale meuble) et une concentration d'espèces vulnérables telles que les mammifères marins. À l'inverse, dans les secteurs où les sources et les récepteurs sont réduits, les risques sont beaucoup plus faibles, comme en amont du fjord (zones SF1 et SF2) et dans l'estuaire moyen (zones UE1, UE3, UE6). Dans le fjord du Saguenay, c'est à L'Anse-Saint-Jean (zone SF4) que s'accumulent le plus de risques. Dans cette grande baie ouverte, tapissée par une vaste vase, la forte pression environnementale est liée à la présence de la plus grande marina du fjord et aux débits les plus importants d'effluents municipaux (Lemaire, 2012).

Portraits détaillés

Un des avantages du modèle de risque est qu'il permet d'orienter l'analyse de risque sur certaines problématiques du parc et d'obtenir ainsi un portrait plus précis. Afin d'illustrer cette fonctionnalité, nous présenterons ici un portrait des risques liés aux principaux enjeux du PMSSL : la gestion du trafic maritime et la conservation des populations de mammifères marins.

L'estuaire maritime et l'embouchure du fjord sont les sections du parc qui cumulent le plus de risques liés au trafic maritime (figure 4). C'est également dans ces secteurs que la pression sur les mammifères marins est la plus forte (figure 5). Comme le montre l'analyse détaillée des sources (figure 3), les risques sont fortement liés à la présence du corridor de navigation commerciale qui traverse le parc (zones UE5, LE4, LE5) ainsi qu'à la concentration du trafic lié aux excursions d'observations des mammifères marins. L'embouchure (zone SF8) et la tête du chenal Laurentien (zone LE4) ont été identifiées comme les secteurs les plus à risque, d'une part, à cause d'une densité de trafic très forte dans ces secteurs (Chion et collab., 2009), et d'autre part, à cause de la présence importante de mammifères marins dans le grenier alimentaire (zone LE4) du PMSSL pendant l'été (Simard, 2009).

Dans le fjord du Saguenay, le portrait des risques liés au trafic maritime (navigation commerciale et de plaisance; Chion et collab., 2009) se superpose à celui dessiné pour les mammifères marins et témoigne d'un lien étroit de cause à effet. La baie Sainte-Marguerite, connue comme refuge des bélugas femelles et de leurs veaux, est l'un des secteurs les plus à risque dans le fjord et des actions de protection seront mises en place au cours de l'année 2018 (Nadia Ménard, PMSSL, communication personnelle). Dans l'estuaire, les portraits « Navigation » et « Mammifères marins » sont quelque peu différents, en particulier dans l'estuaire moyen. Dans ce secteur du parc, les risques se concentrent dans le chenal Nord (zone UE5) lorsqu'on oriente l'analyse sur la source « Navigation ». Par contre, la zone de risques s'étend aux milieux insulaires (zone UE6) si nous ciblons l'analyse sur le critère « Mammifères marins ». Ces habitats sont en effet connus pour accueillir la « pouponnière des bélugas » du parc marin.

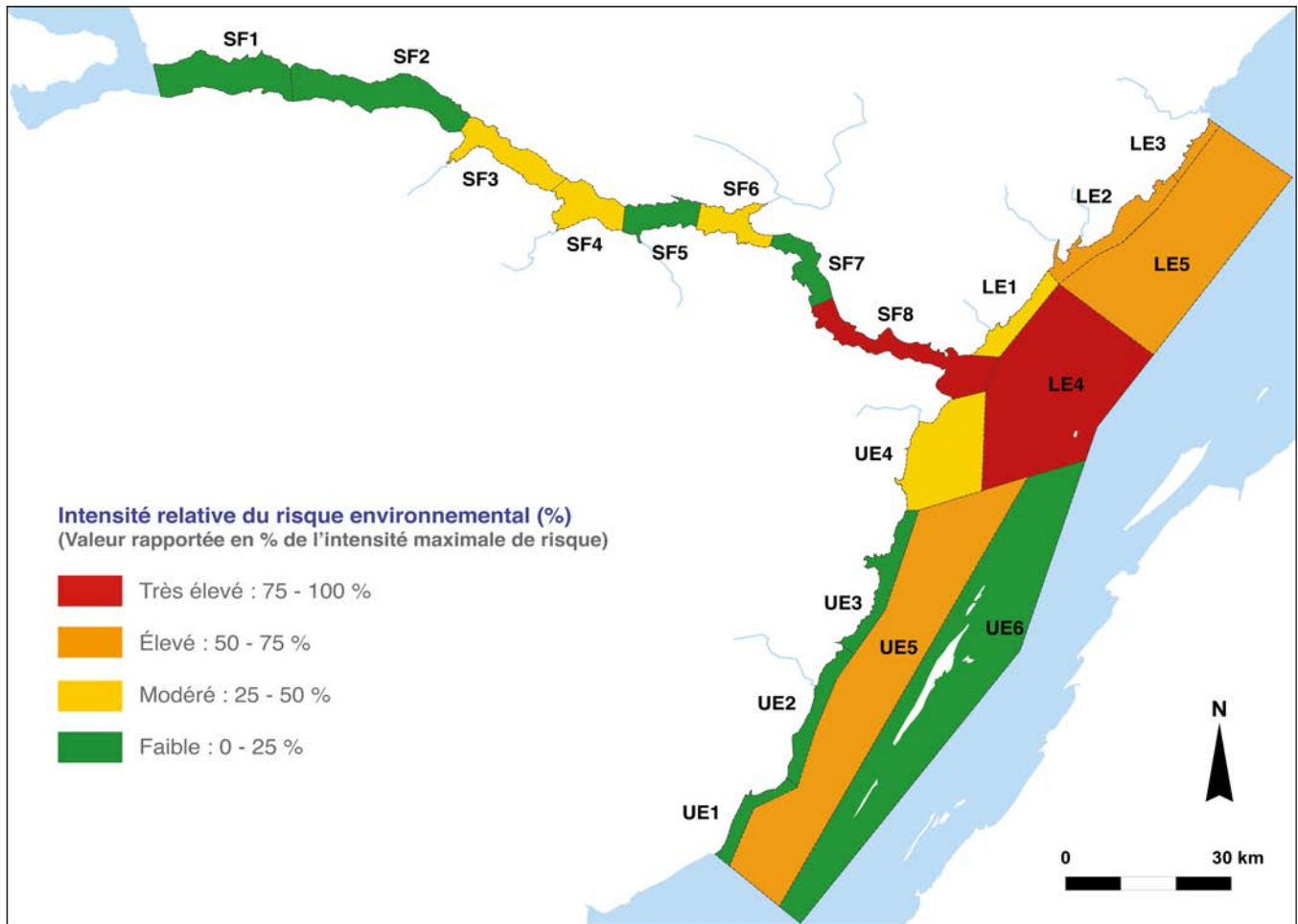


Figure 4. Portrait global des risques environnementaux imputables au trafic maritime dans le PMSSL. Voir la figure 1 pour la légende des zones de risques.

Évaluation du modèle

Évaluer l'incertitude

Dans le cadre d'une évaluation de risque, l'incertitude doit être prise en compte. Les différents biais possibles liés à la méthodologie doivent être décrits afin de présenter un cadre d'interprétation des résultats de l'étude. Les tableaux 3 et 4 synthétisent les différentes sources d'incertitude propres au modèle développé pour le PMSSL. Cette incertitude peut ensuite être quantifiée en calculant un intervalle de confiance pour chaque score de risque (figure 6a). Les résultats nous montrent que ce sont les risques calculés au niveau de l'embouchure du Saguenay et de l'estuaire maritime qui présentent le plus d'incertitude à cause du grand nombre de sources de stress.

Le module d'incertitude proposé par notre outil permet d'aller au-delà de ce simple portrait global de l'incertitude et de dessiner un portrait plus détaillé. Les gestionnaires peuvent interroger le modèle et lui demander, par exemple, de définir l'incertitude pour des composants spécifiques du risque. Prenons l'exemple des eaux côtières en provenance de l'amont, qui s'écoulent sans retenue au travers du territoire du parc et identifiées par notre modèle (figure 3) comme la source

principale de stress dans le PMSSL. L'analyse de cette source en particulier (figure 6b) nous montre que les sections du fjord et de l'estuaire maritime cumulent le plus d'incertitude sur le calcul des risques entourant cette source de stress.

L'analyse comparée des niveaux de risque calculés par le modèle avec leur intervalle de confiance permet également de définir si les risques sont sur- ou sous-évalués. Plus un score de risque se positionne vers la borne supérieure de son intervalle de confiance, plus il est surestimé, et inversement. Si nous reprenons notre exemple (figure 6b), nous pouvons conclure que les risques liés à cette source sont surévalués dans le fjord (zones SF) et sous-évalués dans l'estuaire maritime (zones LE).

Fiabilité des résultats du modèle

Afin d'évaluer la fiabilité du modèle, les résultats peuvent être confrontés à des données de terrain lorsqu'elles existent (Landis et Wieggers, 1997). Pour cette comparaison, nous avons utilisé un indice de stress développé par Blaise et collab. (2002). Celui-ci se base sur plusieurs biomarqueurs pour classer les réponses cumulées chez la mye commune, *Mya arenaria*, lorsque ces organismes sont exposés à diverses sources de contamination présentes dans le fjord du Saguenay. Les auteurs ont calculé

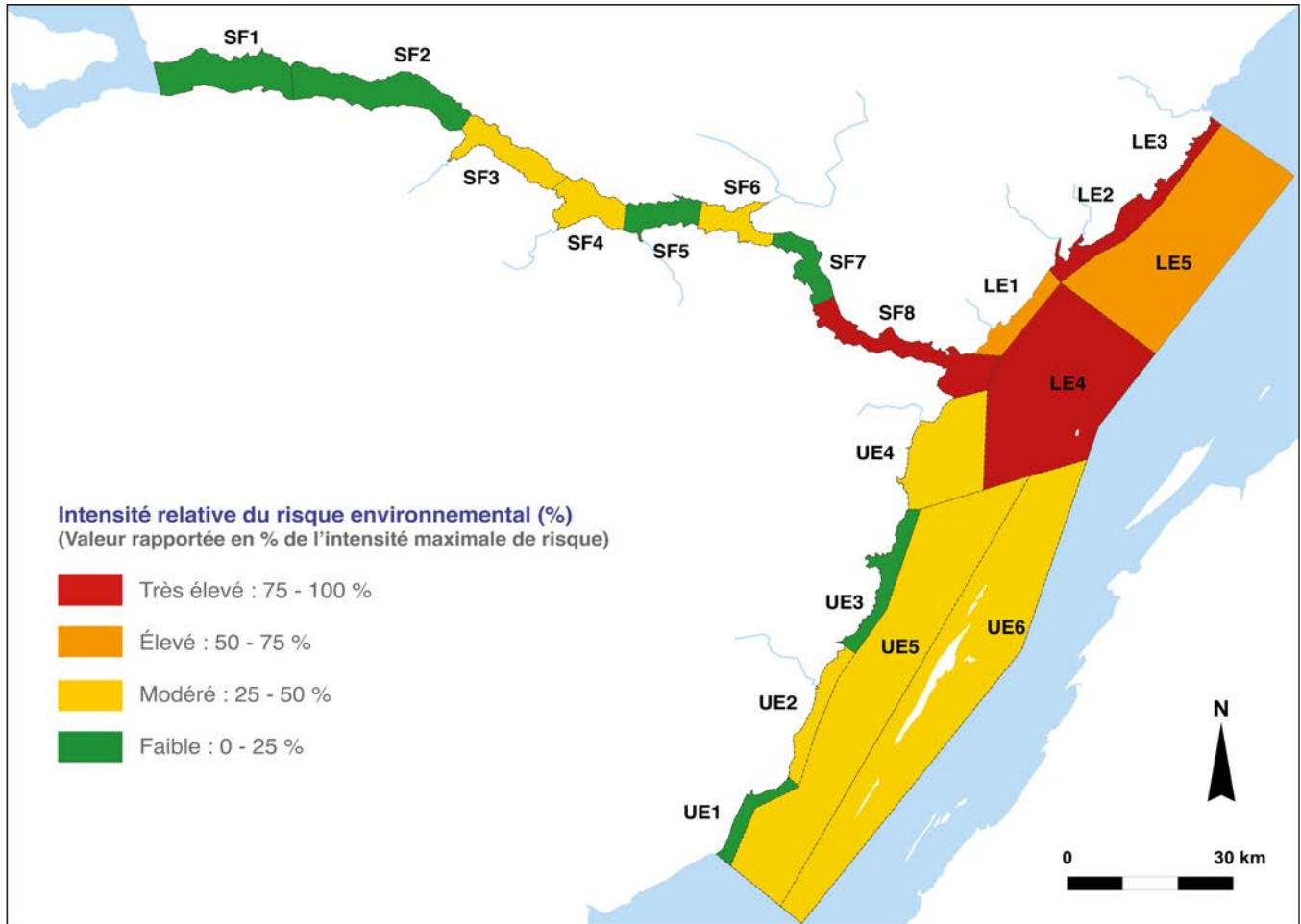


Figure 5. Portrait global des risques environnementaux s'exerçant sur les populations de mammifères marins dans le PMSL. Voir la figure 1 pour la légende des zones de risques.

leur indice en additionnant la valeur moyenne (exprimée en rang relatif) pour chaque biomarqueur considéré. Nous avons comparé ces valeurs d'indice avec les résultats de notre modèle lorsque nous lui demandons de calculer le risque sur les bivalves concernant les différentes sources de contamination dans la zone intertidale du fjord. Les résultats retranscrits graphiquement à la figure 7 nous montrent que le modèle a été capable de reproduire la même hiérarchie entre les zones de risques que l'a fait l'indice de Blaise et collab. (2002).

Limites du modèle

Les interactions entre les différents stressseurs d'un écosystème ne sont pas uniquement additives, mais peuvent aussi être synergiques ou antagonistes (Côté et collab., 2018). Cependant, la méthode MRR considère les risques comme additifs. La synergie et l'antagonisme ne sont pas pris en compte et font partie des sources d'incertitude (Landis, 2005) que les gestionnaires doivent prendre en compte dans le processus de gestion des risques. Il faut toutefois garder à l'esprit que le MRR n'a pas pour vocation d'intégrer toute la subtilité des interactions entre les composantes du risque, mais qu'il se présente plutôt comme un outil d'aide à la décision offrant une

vision globale de la situation actuelle ou à venir (Landis, 2005). Des analyses complémentaires plus détaillées peuvent ensuite être réalisées pour affiner le portrait des risques lorsque les limites conceptuelles et de calcul de risque sont atteintes.

L'intégration de ces différents types d'interactions dans le processus d'évaluation et de gestion des risques représente un véritable défi pour la communauté scientifique et les gestionnaires de l'environnement (Côté et collab., 2018). Les derniers développements de la méthode MRR offrent une piste intéressante pour relever ce défi. Johns et collab. (2016) proposent de combiner les avantages du MRR (spatialité de l'analyse) avec ceux des réseaux bayésiens (intégration de la synergie et de l'antagonisme dans les interactions entre les composantes des risques). Une future évolution de notre modèle pourrait tirer parti de ces nouvelles avancées.

Simulation des options de gestion

Un des principaux enjeux en gestion environnementale est le besoin de définir l'état futur d'un écosystème à la suite de la mise en place d'une stratégie de gestion. La plupart des techniques de management se concentrent sur l'évaluation de l'état présent; peu d'entre elles sont capables de prédire les

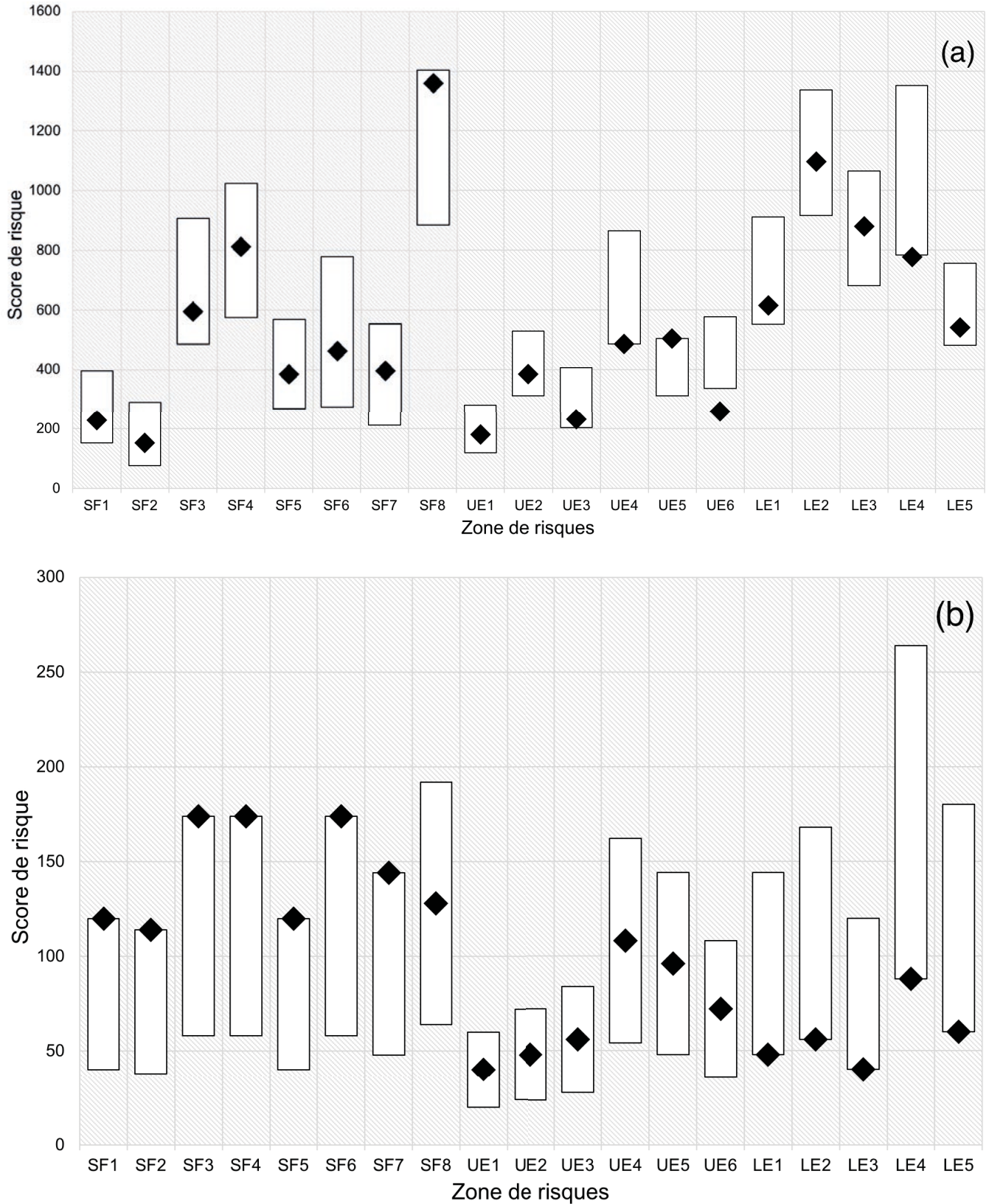


Figure 6. Intervalles d'incertitude (rectangles blancs) associés aux scores de risques (losanges noirs) calculés pour le PMSSL (a) ou spécifiquement pour les « Sources externes » (b). Voir la figure 1 pour la légende des zones de risques.

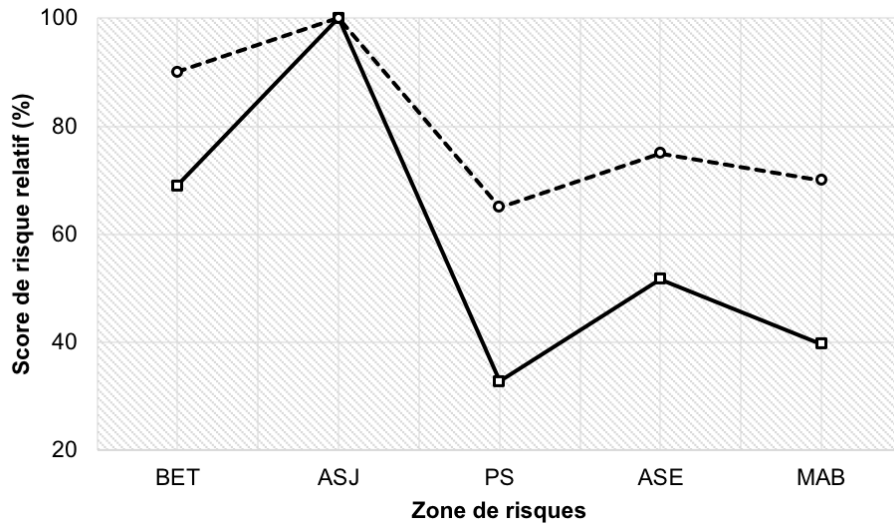


Figure 7. Comparaison entre l'état de santé des bioindicateurs (*Mya arenaria*) défini par un indice cumulé (trait pointillé) de biomarqueurs (Blaise et collab., 2002) et les résultats du modèle (trait plein) pour les secteurs de Baie Éternité (BET = SF3), Anse-Saint-Jean (ASJ = SF4), Petit-Saguenay (PS = SF5), Anse-Saint-Étienne (ASE = SF7) et Moulin-à-Baude (MAB = LE1).

futurs changements dans l'écosystème (Landis, 2005). Grâce à sa flexibilité, le MRR peut être utilisé comme un simulateur pour tester différentes options de gestion environnementale. Ainsi, lors du processus de prise de décision, plusieurs solutions peuvent être simulées afin d'en définir les bénéfices probables et de choisir la ou les stratégies les plus avantageuses sur le plan écologique.

Afin d'illustrer cette fonctionnalité, nous prenons l'exemple des effluents municipaux. La plupart d'entre eux n'étant que peu traités avant d'être déversés dans les eaux du parc, la mise en place de systèmes d'épuration appropriés pour toutes les sources améliorerait la qualité de l'environnement. Comme les petites municipalités situées sur les berges du parc dépendent (et attendent) des subventions gouvernementales pour financer la mise en place d'une station d'épuration (Lemaire, 2012), un des enjeux est de déterminer les priorités pour l'implantation des installations d'assainissement. Grâce au modèle, nous pouvons estimer le bénéfice probable d'un traitement des effluents. La méthodologie est simple : les rangs pour la source « effluents municipaux » sont réévalués de façon à simuler l'assainissement des rejets.

Selon les résultats de cette simulation (figure 8), un traitement des effluents améliorerait la situation de 4,7 à 11,1 % pour l'ensemble de la zone de risques étudiée. Parmi les sources de risques dans le PMSSL, les effluents municipaux arrivent en 3^e position (figure 3), après la contamination externe et la navigation, parce que ce type de contamination est essentiellement local. Cependant, un suivi de bio-indicateurs réalisé depuis 1994 pendant plus de 10 ans nous confirme que les rejets urbains restent un facteur de contamination non négligeable pour la zone côtière du PMSSL et demeurent donc un enjeu (Pellerin et collab., 2009). Une

analyse comparative nous montre que c'est à Baie-Sainte-Catherine (zone UE4) que le traitement des effluents urbains apporterait le plus grand bénéfice environnemental. En effet, bien que les débits soient assez faibles comparativement aux autres municipalités riveraines du fjord, l'immense vasière située dans la zone intertidale constitue un réservoir où s'accumulent les contaminants. Lemaire (2012) avait d'ailleurs identifié ce site comme le plus contaminé du PMSSL en coliformes fécaux et avait incriminé le déversement d'effluents comme principale source de contamination. La simulation montre également que le traitement des effluents serait plus bénéfique pour les municipalités du fjord que pour celles de l'estuaire. Ce résultat s'explique par une différence d'hydrodynamisme, déjà décrite

par Lemaire (2012) entre le fjord et l'estuaire. Dans le fjord, le panache des effluents reste confiné aux eaux côtières alors que dans l'estuaire, ceux-ci sont rapidement dilués, ce qui diminue le risque. Grâce aux résultats de simulation, le modèle suggère un ordre de priorité pour la construction des stations d'épuration, information que les gestionnaires peuvent intégrer dans leur processus de prise de décision.

Conclusion et perspectives

Le modèle régional de risques relatifs est un nouvel outil polyvalent qui offre une vision globale de la situation environnementale sur l'ensemble d'un territoire donné. Il sert également de simulateur pour tester différentes stratégies envisagées pour atténuer les risques environnementaux des activités humaines. L'application du modèle au PMSSL a permis de cartographier les zones les plus à risque dans le parc marin en période estivale, alors que les activités anthropiques sont les plus intenses et que les sources de risques sont les plus nombreuses. La grande flexibilité du modèle permet de travailler en simulation (augmenter ou diminuer une ou plusieurs sources) et de déterminer la portée relative d'une activité de conservation. Enfin, le modèle est capable d'évaluer les intervalles de confiance pour chacune des zones étudiées, ce qui permet de jeter un regard critique sur les résultats produits.

Si cette méthodologie a déjà fait ses preuves dans plusieurs régions du monde pour évaluer des écosystèmes variés, c'est la première fois que cette approche est déployée dans une aire de conservation marine au Canada. D'autres aires marines protégées, existantes ou futures, au Canada ou ailleurs, pourraient aussi en bénéficier. Le MRR pourrait servir les objectifs de conservation de Pêches et Océans Canada et de Parcs Canada, deux entités fédérales qui se sont engagées à établir un

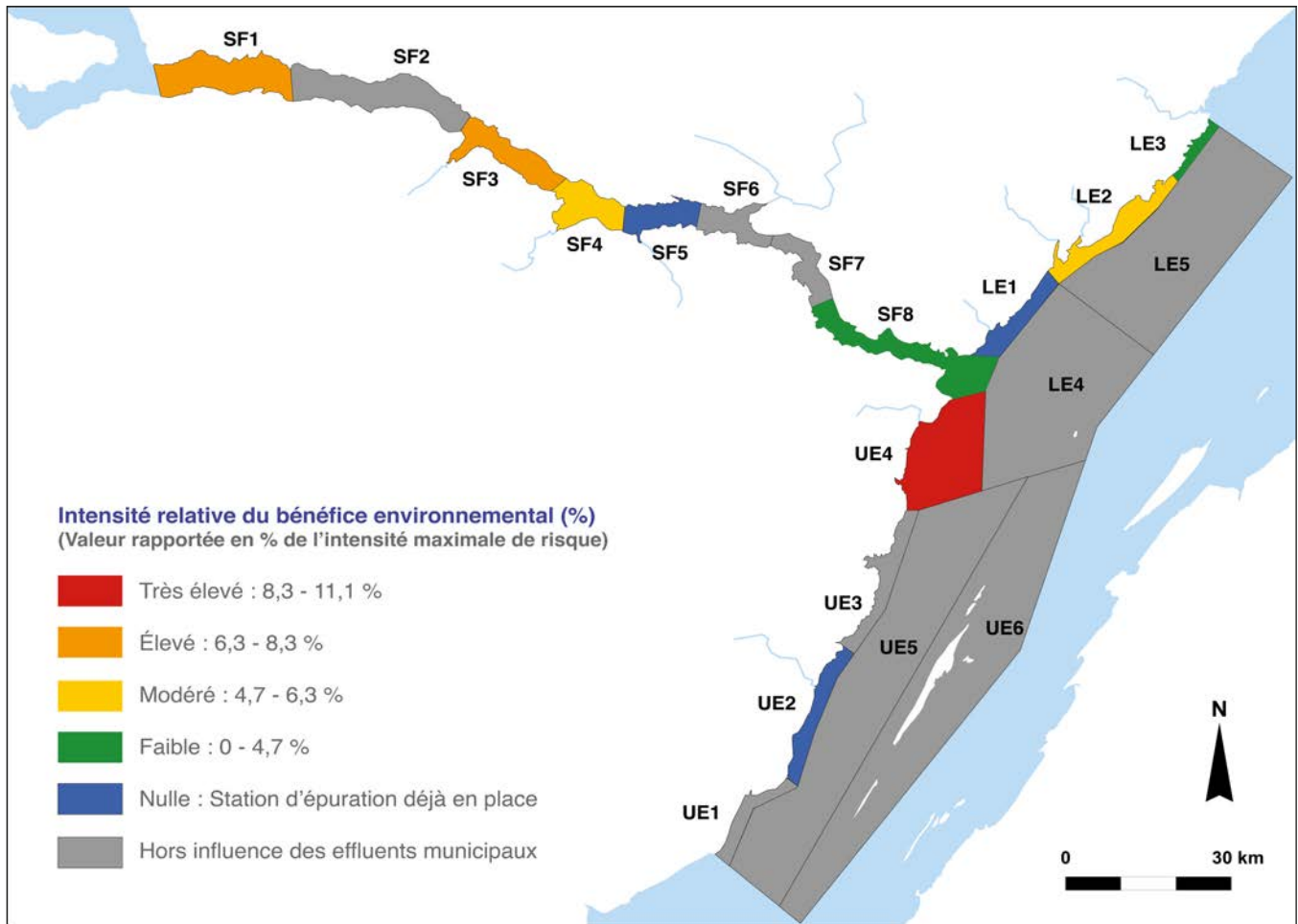


Figure 8. Simulation des bénéfices environnementaux à la suite de la mise en place d'un traitement efficace des effluents municipaux pour les secteurs sans assainissement dans le PMSSL. Voir la figure 1 pour la légende des zones de risques.

réseau d'aires marines nationales de conservation (AMNC) et d'AMP afin de protéger et de conserver les espaces maritimes, représentatifs des océans bordant son territoire atlantique, pacifique et arctique (MPO, 2007; 2009; 2015; 2016-2017). Le concept et l'approche méthodologique du MRR peuvent également être adaptés pour répondre à d'autres objectifs ou à d'autres problématiques environnementales et servir, par exemple, d'outil d'aide à la décision en cas de déversements pétroliers. Un premier outil a déjà été développé pour prioriser les interventions en cas d'échouage pétrolier sur les littoraux du golfe du Saint-Laurent (Lemaire et collab., 2015).

L'éducation et la sensibilisation sont également de bons outils de gestion des AMP. Un public averti, comprenant la valeur des ressources à protéger et la façon dont les diverses activités peuvent affecter ces ressources, est plus susceptible de se conformer, de soutenir et de jouer un rôle actif dans le respect, voire le développement des mesures de protection. L'outil développé pour le PMSSL permet de générer rapidement de nombreux résultats pouvant être cartographiés afin d'illustrer simplement, mais efficacement, les problèmes et les solutions envisageables afin de préserver les écosystèmes du PMSSL et l'expérience du visiteur.

Remerciements

Ce projet est le fruit d'une collaboration entre la Chaire de recherche du Canada en écotoxicologie marine et l'équipe du parc marin du Saguenay-Saint-Laurent que nous remercions. Les auteurs remercient sincèrement deux évaluateurs anonymes et l'équipe éditoriale du *Naturaliste canadien* pour leur contribution exceptionnelle à la préparation de la version finale de ce manuscrit. Le financement a été assuré par Parcs Canada, la Société des établissements de plein air du Québec et la Chaire de recherche du Canada en écotoxicologie marine (UQAR-ISMER). Ce projet est également une contribution au regroupement scientifique Québec-Océan. ◀

Références

- BLAISE, C., F. GAGNÉ, J. PELLERIN, P. HANSEN et S. TROTTIER, 2002. Molluscan shellfish biomarker study of the Saguenay Fjord (Quebec, Canada) with the soft-shell clam, *Mya arenaria*. *Environmental Toxicology*, 17 : 170-186.
- CHION, C., S. TURGEON, R. MICHAUD, J.-A. LANDRY et L. PARROTT, 2009. Portrait de la navigation dans le parc marin du Saguenay-Saint-Laurent. Caractérisation des activités sans prélèvement de ressources entre le 1^{er} mai et le 31 octobre 2007. Rapport présenté à Parcs Canada, 86 p. Disponible en ligne à : http://complexity.ok.ubc.ca/files/2013/05/Rapport-sur-le-traffic-maritime-dans-le-PMSSL-en-2007_Chion-et-al_version-finale.pdf.

- COMITÉ ZIP DE LA RIVE NORD DE L'ESTUAIRE, 2005. Caractérisation de la rivière du Moulin-à-Baude. Municipalité régionale de comté (MRC) de la Haute-Côte-Nord. Rapport technique, 44 p.
- CÔTÉ, I.M., E.S. DARLING et C.J. BROWN, 2018. Interactions among ecosystem stressors and their importance in conservation. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 283: 20152592. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2015.2592>.
- DAY, J.C., N. DUDLEY, M. HOCKINGS, G. HOLMES, D. LAFFOLEY, S. STOLTON et S. WELLS, 2012. Application des catégories de gestion aux aires protégées : lignes directrices pour les aires marines. Gland, Suisse : UICN, 36 p.
- DESBIENS, I., 2004. Caractérisation et distribution des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) particuliers et dissous dans le Saguenay (Québec, Canada). Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, 150 p.
- DIONNE, S., 2001. Plan de conservation des écosystèmes du parc marin du Saguenay–Saint Laurent. Parcs Canada, Parc marin du Saguenay–Saint-Laurent, 538 p. Disponible en ligne à : <http://www.publications.gc.ca/site/fra/104148/publication.html>.
- DOXA, A., C.-H. ALBERT, A. LERICHE et A. SAATKAMP, 2017. Prioritizing conservation areas for coastal plant diversity under increasing urbanization. *Journal of Environmental Management*, 201 : 425-434.
- FULTON, E.A., F. BOSCHETTI, M. SPORCIC, T. JONES, L.R. LITTLE, J.M. DAMBACHER, R. GRAY, R. SCOTT et R. GORTON, 2015. A multi-model approach to engaging stakeholder and modellers in complex environmental problems. *Environmental Science & Policy*, 48 : 44-56.
- GAGNÉ, F., C. BLAISE, J. PELLERIN et M. FOURNIER, 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.
- [GESAMP] GROUP OF EXPERTS ON THE SCIENTIFIC ASPECTS OF MARINE ENVIRONMENTAL PROTECTION, 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 n° 71, 162 p. Disponible en ligne à : http://www.jodc.go.jp/info/ioc_doc/GESAMP/report71.pdf.
- GOBEL, C., 2006. Biogeochemistry and Chemical Contamination in the St. Lawrence Estuary. *The Handbook of Environmental Chemistry*, 5H : 121-147.
- GOBEL, C., B. RONDEAU et L. BEAUDIN, 2005. Contribution of municipal effluents to metal fluxes in the St. Lawrence River. *Environmental Science and Technology*, 39 : 456-464.
- HALPERN, B., K. SELKOE, F. MICHELI et C. KAPPEL, 2007. Evaluating and ranking the vulnerability of global marine ecosystems to anthropogenic threats. *Conservation Biology*, 21 : 1301-1315.
- HALPERN, M. et J. HOBIN, 2008. Evolving into science advocates. *Developmental Dynamics*, 237 : 1215-1217.
- HART, B.T. et C. POLLINO, 2008. Increased use of Bayesian network models will improve ecological risk assessments. *Human and Ecological Risk Assessment*, 14 : 851–853.
- IANNUZZI, T.J., J.L. DURDA, D.V. PREZIOSI, R.G. STAHL, A.A. DESANTIS et R.A. HOKE, 2009. 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.
- JOHNS, A.F., E.S. GRAHAM, M.J. HARRIS, A.J. MICKIEWICZ, J.M. STINSON et W.G. LANDIS, 2016. Using the Bayesian network relative risk model risk assessment process to evaluate management alternatives for the South River and Upper Shenandoah River, Virginia. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 13 (1) : 100-114.
- KNIGHTS, A.M., G.J. PIET, R.H. JONGBLOED, J.E. TAMIS, L. WHITE et E. AKOGLU, 2015. An exposure-effect approach for evaluating ecosystem-wide risks from human activities. *ICES Journal of Marine Science*, 72 : 1105–1115.
- LANDIS, W. (édit.), 2005. Regional scale ecological risk assessment: Using the relative risk model. CRC Press, Boca Raton, 324 p.
- LANDIS, W. et J. WIEGERS, 1997. Design considerations and suggested approach for regional and comparative ecological risk assessment. *Human Ecological Risk Assessment*, 3 : 287-297.
- 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. et T. NUNES, 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.
- LECKLIN, T., R. RYÖMÄ et S. KUIKKA, 2011. A Bayesian network for analyzing biological acute and long-term impacts of an oil spill in the Gulf of Finland. *Marine Pollution Bulletin*, 62 : 2822-2835.
- LEMAIRE, N., 2012. Évaluation des risques environnementaux dans le parc marin du Saguenay–Saint-Laurent (Québec, Canada). Thèse de doctorat en océanographie, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, 156 p.
- LEMAIRE, N. et É. PELLETIER, 2013. Chemical and microbial contamination baseline in the Saguenay-St. Lawrence Marine Park (Eastern Canada): concentrations and fluxes from land-based sources. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 65 (3) : 421-33.
- LEMAIRE, N. et É. PELLETIER, 2015. Un modèle de risques écologiques pour prioriser les méthodes d'intervention en cas de déversement pétrolier sur les littoraux du golfe du Saint-Laurent. Rapport scientifique (usage interne), Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 133 p.
- LI, X., R. ZUO, Y. TENG, J. WANG et B. WANG, 2015. Development of relative risk model for regional groundwater risk assessment: a case study in the lower Liaohe river plain, China. *Plos One*, 10:e0128249.
- LIU, J., Q. CHEN et Y. LI, 2010. Ecological risk assessment of water environment for Luanhe River Basin based on relative risk model. *Ecotoxicology*, 19 : 1400-1415.
- LUISETTI, T., R.K. TURNER, T. JICKELLS, J. ANDREWS, M. ELLIOTT, M. SCHAAFSA, N. BEAUMONT, S. MALCOLM, D. BURDON, C. ADAMS et W. WATTS, 2014. Coastal zone ecosystem services: From science to values and decision making; a case study. *Science of the Total Environment*, 493 : 682-693.
- MACKINNON, D., C.J. LEMIEUX, K. BEAZLEY, S. WOODLEY, R. HELIE, J. PERRON, J. ELLIOTT, C. HAAS, J. LANGLOIS et H. LAZARUK, 2016. Canada and Aichi Biodiversity Target 11: understanding 'other effective area-based conservation measures' in the context of the broader target. *Biodiversity Conservation*, 24 : 3559–3581.
- MALTAIS, B. et É. PELLETIER, 2018. Le parc marin du Saguenay–Saint-Laurent : création et gestion participative inédite au Canada. *Le Naturaliste canadien*, 142 (2) : 4-17.
- 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, ISBN 978-2-550-56035-7, 195 p.
- 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.
- MÉNARD, N., M. CONVERSANO et S. TURGEON, 2018. La protection des habitats de la population de bélugas (*Delphinapterus leucas*) du Saint-Laurent : bilan et considérations sur les besoins de conservation actuels. *Le Naturaliste canadien*, 142 (2) : 115-126.
- MICHAUD M. et É. PELLETIER, 2006. Sources and fate of butyltins in the St. Lawrence Estuary ecosystem. *Chemosphere*, 64 : 1074-108.
- [MPO] MINISTÈRE DES PÊCHES ET OCÉANS, 2007. Plan de gestion de la zone de protection marine du GULLY. Direction des océans et de l'habitat Pêches et Océans Canada, Dartmouth, Nouvelle-Écosse DFO/2007-1229, 76 p. Disponible en ligne à : <http://www.dfo-mpo.gc.ca/Library/333122.pdf>.

- [MPO] MINISTÈRE DES PÊCHES ET OCÉANS, 2009. Zone de protection marine du champ hydrothermal Endeavour – Plan de gestion 2010-2015. Océans, habitat et espèces en péril, Secteur des océans, Vancouver, 45 p. Disponible en ligne à : <http://publications.gc.ca/site/fra/343988/publication.html>.
- [MPO] MINISTÈRE DES PÊCHES ET OCÉANS, 2015. Stratégie de conservation des coraux et des éponges de l'est du Canada. Pêches et océans Canada, 72 p. Disponible en ligne à : <http://www.dfo-mpo.gc.ca/oceans/publications/cs-ce/page01-fra.html>. [Visité le 2017-09-16].
- [MPO] MINISTÈRE DES PÊCHES ET OCÉANS, 2016-2017. Coraux et éponges : une composante clé des écosystèmes marins à conserver. Consultation pour la mise en place de mesures de conservation. Document d'information pour la consultation en vue de la mise en place de mesures de conservation pour les coraux et les éponges du Saint-Laurent 2016 – 2017. Pêches et Océans Canada, 10 p.
- OBERY A. et W. LANDIS, 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.
- PAUL, M.J. et J.L. MEYER, 2001. Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32: 333-365.
- PAULY D. et R. WATSON, 2005. Background and interpretation of the 'Marine Trophic Index' as a measure of biodiversity. *Philosophical Transactions of the Royal Society*, B: Biological Sciences, 360: 415-423.
- PELLERIN J., M. FOURNIER, S. GAUTHIER-CLERC, C. BLAISE, F. GARNEROT, J. AMIARD et F. GAGNÉ, 2009. Qu'en est-il de l'état de santé de myes au Saguenay? Un bilan d'études sur plus d'une décennie. *Revue des Sciences de l'Eau*, 22: 271-289.
- PELLETIER É., I. DESBIENS, P. SARGIAN, N. CÔTÉ, A. CURTOSI et R. SAINT-LOUIS, 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.
- PIET, G.J., A.M. KNIGHTS, R.H. JONGBLOED, J.E. TAMIS, P. DE VRIES et L.A. ROBINSON, 2017. Ecological risk assessments to guide decision-making: Methodology matters. *Environmental Science & Policy*, 68: 1-9.
- [PMSSL] PARC MARIN DU SAGUENAY-SAINTE-LAURENT, 2007. Rapport sur l'état du parc marin du Saguenay-Saint-Laurent. Parcs Canada, Parc marin du Saguenay-Saint-Laurent. Rapport technique. Disponible en ligne à : http://parcmarin.qc.ca/wp-content/uploads/2016/03/Rapport_sur_le%CC%81tat_du_PMSSL_2007_WEB.pdf.
- POLLINO C.A., O. WOODBERRY, A. NICHOLSON, K. KORB et B.T. HART, 2007. Parameterisation and evaluation of a Bayesian network for use in an ecological risk assessment. *Environmental Modelling & Software*, 22: 1140-1152.
- ROCHETTE, J. et E. DRUEL, 2011. Les zones marines protégées en haute mer dans le cadre de la Convention OSPAR : état des lieux et perspectives d'avenir, IDDRI, Idées pour le débat, n° 3/11. 18 p. Disponible en ligne à : <http://www.iddri.org/Publications/Les-zones-marines-protgees-en-haute-mer-dans-le-cadre-de-la-Convention-OSPAR-etat-des-lieux-et-perspectives-d-avenir>.
- SAMHOURI, J.F. et P.S. LEVIN, 2012. Linking land- and sea-based activities to risk in coastal ecosystems. *Biological Conservation*, 145: 118-129.
- SAVARIA, J.-Y., G. CANTIN, L. BOSSÉ, R. BAILEY, L. PROVENCHER et F. PROUST, 2003. Compte rendu d'un atelier scientifique sur les mammifères marins, leurs habitats et leurs ressources alimentaires, tenu à Mont-Joli (Québec) du 3 au 7 avril 2000, dans le cadre de l'élaboration du projet de zone de protection marine de l'estuaire du Saint-Laurent. Rapport manuscrit canadien des sciences halieutiques et aquatiques 2647, v + 127 p. Disponible en ligne à : http://www.qc.dfo-mpo.gc.ca/gestion-management/doc/Compte_rendu_atelier_scientifique_vf.PDF.
- SCYPHERS, S.B., S. PICOU et S.P. POWERS, 2015. Participatory conservation of coastal habitats: The importance of understanding homeowner decision making to mitigate cascading shoreline degradation. *Conservation Letters*, 8: 41-49. DOI:10.1111/conl.12114.
- 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.
- SUTER, G.I., 1990. Endpoints for regional ecological risk assessments. *Environmental Management*, 14: 9-23.
- SYVITSKI, J., C. VÖRÖSMARTY, A. KETTNER et P. GREEN, 2005. Impact of humans on the flux of terrestrial sediment to the global coastal ocean. *Science*, 308: 376-380.
- [UNEP/GPA] UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME/GLOBAL PROGRAMME OF ACTION, 2006. The state of the marine environment: Trends and processes. United Nations Environment Programme/Global Programme of Action, Global Programme of Action for the Protection of the Marine Environment from Land-based Activities, The Hague, 50 p. Disponible en ligne à : https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/12468/regional_so_e_assessments.pdf?sequence=1&isAllowed=y.
- 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). Disponible en ligne à : <http://unesdoc.unesco.org/images/0019/001927/192759f.pdf>. [Visité le 2017-12-19].
- UUSITALO, L., S. KORPINEN, J.H. ANDERSEN, S. NIIRANEN, S. VALANKO et A.-S. HEISKANEN, 2015. Exploring methods for predicting multiple pressures on ecosystem recovery: a case study on marine eutrophication and fisheries. *Continental Shelf Research*, 121: 48-60.
- VIGLINO, L., É. PELLETIER et L. LEE, 2006. Butyltin species in benthic and pelagic organisms of the Saguenay Fjord (Canada) and Imposé occurrence in common whelk (*Buccinum undatum*). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 50: 45-59.
- VITOUSEK, P., J. ABER, R. HOWARTH, G. LIKENS, P. MATSON, D. SCHINDLER, W. SCHLESINGER et D. TILMAN, 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological Applications*, 7: 737-750.
- WIEGERS, J., H. FEDER, L. MORTENSEN, D. SHAW, V. WILSON et W. LANDIS, 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.
- WILHELM, T.A., C.R.C. SHEPPARD, A.L.S. SHEPPARD, C.F. GAYMER, J. PARKS, D. WAGNER et N. LEWIS, 2014. Large marine protected areas – advantages and challenges of going big. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 4 (Suppl 2): 25-31.