

**CARACTÉRISATION BIOPHYSIQUE ET DES USAGES
D'UN SECTEUR RETENU POUR LA DÉTERMINATION
D'UNE ZONE DE PROTECTION MARINE
DANS L'ESTUAIRE DU SAINT-LAURENT**



VOLUME 2
**Les mammifères marins et leurs principales
ressources alimentaires**

NOVEMBRE 1999



**Pêches et Océans Fisheries and Oceans
Canada Canada**

ÉQUIPE DE RÉALISATION

CHARGÉ DE PROJET ET DÉLÉGUÉ SCIENTIFIQUE DU MPO :

Luci Bossé, Institut Maurice-Lamontagne, Mont-Joli
Danielle Dorion, Institut Maurice-Lamontagne, Mont-Joli

CHARGÉS DE PROJET (BIOREX INC.) :

Pierre Bergeron
Marc Gagnon

RÉDACTION DES TEXTES :

- **Biorex inc.** (cadre biophysique, usages, activités humaines et impacts, ressources alimentaires des mammifères marins, autres habitats, autres ressources marines, problématique et enjeux) :

Marc Gagnon
Pierre Bergeron

- **Groupe de recherche et d'éducation sur le milieu marin (GREMM)** (mammifères marins) :

Robert Michaud
Robert Saint-Laurent
Véronique de la Chenelière

- **Société Duvetnor Ltée** (oiseaux, îles et îlots) :

Jean Bédard
André Nadeau
Jean-François Giroux

PRODUCTION DES FIGURES ET CARTES (BIOREX INC.) :

Pierre Desjardins
Roger Gauthier
Yvon Ménard

RECHERCHISTE (BIOREX INC.) :

Marie-Claude Gilbert

TRAITEMENT DES TEXTES ET MONTAGE (BIOREX INC.) :

Paule Bélanger
Carolyn Bélanger

RÉVISION DES TEXTES :

- **Biorex inc. :**

Pierre Bergeron
Marc Gagnon

- **Ministère des Pêches et des Océans du Canada :**

Richard Bailey
Sophie Bérubé
Luci Bossé
Claude Brassard
Martin Castonguay
Danielle Dorion
Réjean Dufour
Patrick Dupont
Carol Fournier
Michel Giguère
François Grégoire
Charles Gobeil
Mike Hammill
Michel Harvey
Jean-Denis Lambert
Judith Leblanc
Véronique Lesage
Maurice Levasseur
Ian McQuinn
Bernard Morin
Jean Morisset
Jean Munro
Line Pelletier
Lizon Provencher
Jeffrey Runge
Jean-François Saint-Pierre
Yvan Simard

- **Ministère de l'Environnement du Québec :**

François Caron
Serge Tremblay

REMERCIEMENTS

Nous désirons souligner l'étroite collaboration de plusieurs personnes qui ont fourni des informations, des données ou des rapports souvent inédits.

- **Ministère des Pêches et des Océans du Canada :**

Ève-Marie Beaudouin, Institut Maurice-Lamontagne, Mont-Joli
Anne-Marie Cabana, Institut Maurice-Lamontagne, Mont-Joli
Richard Chénier, Secteur de la Côte-Nord, Sept-îles
Danielle Dorion, Institut-Maurice-Lamontagne, Mont-Joli
Patrick Dupont, Institut-Maurice-Lamontagne, Mont-Joli
Gilles Fortin, Institut-Maurice-Lamontagne, Mont-Joli
Jacques Gagné, Institut Maurice-Lamontagne, Mont-Joli
Michel Gilbert, Institut Maurice-Lamontagne, Mont-Joli
Mike Hammill, Institut-Maurice-Lamontagne, Mont-Joli
Édith Lachance, Direction régionale de la gestion des pêches, Service des statistiques, Québec
Michel Lebeuf, Institut Maurice-Lamontagne, Mont-Joli
Bruno Lévesque, Direction régionale de la gestion des pêches, Service des statistiques, Québec
Pierre Lauzier, Direction régionale de la gestion des pêches, Québec
Véronique Lesage, Institut Maurice-Lamontagne, Mont-Joli
Lena Measures, Institut Maurice-Lamontagne, Mont-Joli
Guy Michaud, Agent de liaison, Mont-Joli
Line Pelletier, Institut Maurice-Lamontagne, Mont-Joli
Doug Swain, Centre des pêches du Golfe, Moncton
Denis Tremblay, Direction régionale de la gestion des pêches, Québec

- **Environnement Canada :**

Pierre Brousseau, Service canadien de la Faune, Québec
Gervais Gagnon, Direction de la protection, Québec
Marcel Houde, Centre Saint-Laurent, Montréal
Guy Létourneau, Centre Saint-Laurent, Montréal
Marc Provencher, Direction de la protection de l'environnement, Région du Québec, Montréal
Susan Roe, Direction de la qualité de l'environnement et de la politique scientifique, Ottawa
Jacques Sénéchal, Direction de la protection de l'environnement, Région du Québec, Montréal.
Shirley Sheppard, Service canadien de la Faune, Ottawa

- **Patrimoine Canada :**

Michel Boivin, Parc marin du Saguenay–Saint-Laurent, Tadoussac
Hélène D'Amours, Parcs Canada, Québec
Nelson Boisvert, Parc marin du Saguenay–Saint-Laurent, Québec
Suzan Dionne, Parc marin du Saguenay–Saint-Laurent, Québec
Nadia Ménard, Parc marin du Saguenay–Saint-Laurent, Tadoussac

- **Ministère de l'Environnement du Québec :**

Ginette Couture, Centre de documentation, Québec
Stanley George, Direction de la faune et des habitats, Québec.
Conrad Groleau, Direction de la faune et des habitats, Québec.
Yves Mailhot, Direction régionale Mauricie–Bois-Francs, Trois-Rivières
Sylvain Pelletier, Direction régionale de Québec, Charlesbourg
Guy Verreault, Direction régionale du Bas-Saint-Laurent, Rivière-du-Loup

- **Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation :**

Michel Desbiens, Direction de l'innovation et des technologies, Gaspé
Serge Gagné, Direction générale des pêches et de l'aquiculture commerciales, Gaspé
Simona Motnikar, Centre aquicole marin de Grande-Rivière, Grande-Rivière
Guy Ouellet, Station technologique piscicole des eaux douces, Québec

- **Autres organisations :**

Pierre Béland, Institut national d'écotoxicologie du Saint-Laurent, Montréal
Karen Bernt, University of Waterloo, Waterloo, Ontario
Robert Campbell, Fish and marine mammal subcommittee, COSEWIC
Thomas Doniol Valcroze, Station de recherche des îles Mingan (MICS)
Julie Gauthier, Université du Québec à Montréal, Montréal
Pierre-Michel Fontaine, Département de biologie, Université Laval, Sainte-Foy
Michel Fournier, INRS-Santé, Pointe-Claire
Michael Kingsley, Greenland Institute of Natural Resources, Nuuk
René Laperrière, Garde côtière canadienne, Région Laurentienne (Québec)
Yolaine le Beau, Tecsalt, Montréal
Frédéric Lecomte, Département de biologie, Université Laval, Sainte-Foy
Pierre Léonard, Centre des loisirs marins, Les Escoumins
Ned Lynas, Oceanographic research and ecosystem studies, Grandes-Bergeronnes
Daniel Martineau, Faculté de médecine vétérinaire, Université de Montréal
Igor Mikaelian, Faculté de médecine vétérinaire, Université de Montréal
Émilien Pelletier, INRS-Océanologie, Rimouski
Richard Saint-Louis, Pavlova Océanologie, Pointe-au-Père
Richard Sears, Station de recherche des îles Mingan (MICS)
Éric Vachon, P.A.R.C. Bas-Saint-Laurent, Rimouski

RÉSUMÉ

Le présent rapport constitue une revue scientifique exhaustive et à jour des connaissances environnementales sur la partie centrale de l'estuaire du Saint-Laurent et sur le fjord du Saguenay dans la perspective de l'établissement d'une zone de protection marine (ZPM) visant la protection et la conservation des mammifères marins dans cette région. La première partie du rapport (Volume 1) comprend une description sommaire du cadre biophysique, des activités humaines visant les habitats et ressources marines ou qui utilisent le milieu marin comme support et des activités humaines qui ont eu, qui ont ou qui sont susceptibles d'avoir des impacts négatifs sur les habitats et les ressources marines ainsi qu'un portrait sommaire de la qualité de l'eau et des sédiments. La deuxième partie du rapport (Volume 2) présente une description détaillée de chaque espèce de mammifères marins qui fréquente la zone d'étude et de leurs principales ressources alimentaires présumées. Les habitats et les ressources qui ne sont pas utilisés directement par les mammifères marins mais qui ont une grande importance dans la région pour diverses raisons sont décrites plus sommairement dans une autre partie du rapport (Volume 3). Enfin, une synthèse écosystémique de la problématique et des enjeux reliés à la conservation et à la protection des mammifères marins (de leurs habitats et de leurs ressources alimentaires) et des autres ressources et habitats importants est présentée en guise de conclusion (Volume 3).

ABSTRACT

This report gives an extensive and up-to-date scientific review of available environmental information on the central part of the St. Lawrence Estuary and on the Saguenay Fjord with the perspective of creating a Marine Protected Area (MPA) for the conservation and protection of marine mammals in this region. The first part of the report (Volume 1) gives an overview of the biophysical framework of the region, the main uses of its marine habitats and resources, the main sources of their alteration and an overview of water and sediment quality. A detailed description of each marine mammal species found in the region and of their presumed preys is given in the second part of the report (Volume 2). Habitats and resources not used directly by the marine mammals that are important for other reasons are described in less detail in a third part (Volume 3). Finally, an ecosystemic approach is used in the last part of the report to outline the major concerns and issues related to the protection of marine mammals (and their habitats and food resources) and of other habitats and resources of interest in the region (Volume 3).

TABLE DES MATIÈRES GÉNÉRALE DU RAPPORT

(Chacun des volumes, chapitres et sections listés ci-dessous a sa propre table des matières)

VOLUME 1. Introduction, Cadre biophysique et anthropique

CHAPITRE 1. INTRODUCTION GÉNÉRALE

CHAPITRE 2. CADRE BIOPHYSIQUE

CHAPITRE 3. USAGES

CHAPITRE 4. LES ACTIVITÉS HUMAINES ET LEURS IMPACTS SUR LES HABITATS ET LES RESSOURCES

VOLUME 2. Les mammifères marins et leurs principales ressources alimentaires

CHAPITRE 5. MAMMIFÈRES MARINS

- Section 1 - Béluga
- Section 2 - Marsouin commun
- Section 3 - Petit Rorqual
- Section 4 - Rorqual commun
- Section 5 - Rorqual bleu
- Section 6 - Phoque commun
- Section 7 - Phoque gris
- Section 8 - Phoque du Groenland
- Section 9 - Mammifères marins occasionnels ou exceptionnels

CHAPITRE 6. RESSOURCES ALIMENTAIRES DES MAMMIFÈRES MARINS

- Section 1 - Euphausides
- Section 2 - Capelan
- Section 3 - Hareng atlantique
- Section 4 - Lançon
- Section 5 - Morue franche
- Section 6 - Poulamon atlantique
- Section 7 - Éperlan arc-en-ciel
- Section 8 - Plie lisse et Plie rouge
- Section 9 - Anguille d'Amérique
- Section 10 - Calmar à nageoires courtes
- Section 11 - Benthos

VOLUME 3. Autres habitats et ressources importants — Problématique et enjeux

CHAPITRE 7. AUTRES HABITATS IMPORTANTS

- Section 1 - Îles et îlots
- Section 2 - Marais intertidaux
- Section 3 - Herbiers de zostère marine
- Section 4 - Escarpements rocheux sous-marins
- Section 5 - Embouchures de rivière

CHAPITRE 8. AUTRES RESSOURCES MARINES IMPORTANTES

- Section 1 - Biotoxines marines
- Section 2 - *Calanus finmarchicus*
- Section 3 - Mye commune
- Section 4 - Moule bleue
- Section 5 - Mactre de Stimpson
- Section 6 - Oursin vert
- Section 7 - Crabe des neiges
- Section 8 - Alose savoureuse
- Section 9 - Esturgeon noir
- Section 10 - Saumon de l'Atlantique
- Section 11 - Flétan du Groenland

CHAPITRE 9. OISEAUX MARINS

CHAPITRE 10. PROBLÉMATIQUE ET ENJEUX

TABLE DES MATIÈRES
DU CHAPITRE 5

	Nombre de pages
Introduction et méthodologie	6
Section 1 - Béluga.....	44
Section 2 - Marsouin commun.....	21
Section 3 - Petit Rorqual.....	21
Section 4 - Rorqual commun	26
Section 5 - Rorqual bleu	21
Section 6 - Phoque commun	22
Section 7 - Phoque gris	22
Section 8 - Phoque du Groenland	21
Section 9 - Mammifères marins occasionnels ou exceptionnels	12

CHAPITRE 5

MAMMIFÈRES MARINS

INTRODUCTION ET MÉTHODOLOGIE

Le présent chapitre décrit les espèces de mammifères marins qui fréquentent en permanence, (espèces résidentes), assidûment, occasionnellement ou exceptionnellement la zone d'étude.

1. SÉLECTION DES ESPÈCES ET NIVEAU DE SYNTHÈSE

Trois niveaux de recherche et de synthèse des informations ont été utilisés pour décrire ces espèces. Pour les huit espèces résidentes ou qui fréquentent assidûment la zone d'étude, toutes les informations pertinentes disponibles ont été consultées et une synthèse complète et à jour des connaissances sur la biologie générale, sur la distribution dans la zone d'étude, l'état de la population et l'exploitation par l'homme est présentée. Ces espèces sont les suivantes :

<i>Espèce</i>	<i>Statut (COSEPAC)</i>
• Béluga	en danger de disparition
• Marsouin commun	menacé
• Petit Rorqual	en cours d'évaluation
• Rorqual commun	vulnérable
• Rorqual bleu	vulnérable
• Phoque commun	indéterminé
• Phoque gris	en cours d'évaluation
• Phoque du Groenland	indéterminé

Pour quatre espèces qui fréquentent la zone d'étude chaque année mais qui ne sont aperçues qu'occasionnellement dans la zone d'étude ainsi que pour la Baleine noire, une espèce en danger de disparition qui fréquente exceptionnellement la zone d'étude, la recherche a été limitée aux informations sur leur présence dans la zone d'étude et sur l'état de leur population. Ces espèces sont les suivantes :

<i>Espèce</i>	<i>Statut (COSEPAC)</i>
• Rorqual à bosse	vulnérable
• Cachalot	non en péril
• Dauphin à flancs blancs	non en péril
• Phoque à capuchon	non en péril
• Baleine noire	en danger de disparition

Pour cinq espèces qui ne sont aperçues qu'exceptionnellement dans la zone d'étude et qui ne sont pas en situation précaire, la recherche et la synthèse ont été limitées aux informations sur leur présence dans la zone d'étude. Ces espèces sont les suivantes :

<i>Espèce</i>	<i>Statut (COSEPAC)</i>
• Globicéphale noir de l'Atlantique	non en péril
• Épaulard	indéterminé
• Dauphin à nez blanc	non en péril
• Dauphin bleu	non en péril
• Baleine à bec commune	non en péril

2. STATUT DU COSEPAC

Les définitions des statuts établis par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) sont les suivantes (COSEPAC, 1999) :

Disparue : toute espèce qui n'existe plus.

En danger de disparition : toute espèce exposée à une disparition ou à une extinction imminente.

Menacée : toute espèce susceptible de devenir en danger de disparition si les facteurs limitants auxquels elle est exposée ne sont pas supprimés.

Vulnérable : toute espèce qui est préoccupante à cause de caractéristiques qui la rendent particulièrement sensible aux activités humaines ou à certains phénomènes naturels.

Non en péril : toute espèce qui, après évaluation, est jugée non en péril.

Indéterminé : toute espèce dont le statut ne peut être déterminé à cause d'un manque de données.

3. LOIS TOUCHANT LA PROTECTION DES MAMMIFÈRES MARINS

Le Tableau 1 présente un sommaire des lois touchant directement ou indirectement la protection des mammifères marins dans la zone d'étude.

Tableau 1

Lois touchant directement et indirectement la protection des mammifères marins et de leur habitat.

<i>Lois</i>	<i>Description</i>
Le régime fédéral	Ministères concernés : <i>Pêches et Océans, Environnement Canada et Transports Canada</i>
Directement reliée aux mammifères marins	
- <i>Loi sur les Océans</i>	Ministère concerné : <i>Pêches et Océans</i> - Par le biais des Zones de protection marine : conserver et protéger les ressources halieutiques, incluant les mammifères marins et leurs habitats. - Par le biais des Zones de protection marine : conserver et protéger des espèces en voie de disparition et leurs habitats.
- <i>Loi sur les pêches</i>	Ministère concerné : <i>Pêches et Océans</i> - Interdire la chasse (Art. 18 et 20). - Règlement sur les mammifères marins¹ (DORS/93-56, 1993) : interdire d'importuner (sauf lorsque autorisé). - Protéger l'habitat des poissons.
- <i>Loi modifiant la Loi sur la faune du Canada</i>	Ministère concerné : <i>Environnement Canada</i> - Permettre la création de zones marines protégées où il sera possible de mener des activités de recherche, de conservation et de sensibilisation. - Promouvoir des actions participatives. - Prendre les mesures jugées nécessaires pour assurer la protection des espèces sauvages menacées.
Indirectement reliée aux mammifères marins	
- <i>Loi sur les Océans</i>	Ministère concerné : <i>Pêches et Océans</i> - Préserver l'intégrité et la qualité des écosystèmes marins. - Permettre une gestion intégrée des zones côtières en assurant un équilibre entre la conservation, l'utilisation durable des ressources et le développement économique.
- <i>Loi canadienne sur la protection de l'environnement</i>	Ministère concerné : <i>Environnement Canada</i> - Contrôler les sources de contamination à la source.
- <i>Loi sur la marine marchande du Canada</i>	Ministères concernés : <i>Transports Canada et Garde côtière</i> - Contrôler la contamination provenant des navires et des terminaux pétroliers. - Préparer les plans d'intervention d'urgence et assurer une utilisation sécuritaire des eaux navigables.
- <i>Loi canadienne sur l'évaluation environnementale</i>	Ministère concerné : <i>Environnement Canada</i> - Contrôler et prévenir l'exercice d'activités dommageables pour l'environnement.

Lois	Description
Les régimes fédéral/provincial	Ministères concernés : <i>Patrimoine canadien et Environnement Québec</i>
- <i>Loi créant le Parc marin du Saguenay—Saint-Laurent</i>	- Protéger et mettre en valeur ce patrimoine marin.
Le régime provincial	Ministère principalement concerné : <i>Environnement Québec</i>
Directement relié aux mammifères marins	
- <i>Loi sur les espèces menacées ou vulnérables</i>	- Favoriser les espèces désignées menacées ou vulnérables. - Assurer la conservation des habitats de ces espèces. - Rétablir les habitats détériorés de ces espèces.
Indirectement reliée aux mammifères marins	
- <i>Loi sur la qualité de l'environnement</i>	- Interdire, de façon générale, tout rejet de contaminant au-delà des normes fixées par règlement. - Contrôler toute nouvelle activité susceptible d'émettre des contaminants.
- <i>Loi sur les régimes des eaux</i>	- Aliéner, louer ou permettre l'occupation des rives, du lit des fleuves, etc., selon les conditions prescrites par règlement.
- <i>Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables</i>	- Permettre aux municipalités d'intégrer dans leur schéma d'aménagement des mesures de protection des rives, du littoral et des plaines inondables.
Les pouvoirs municipaux	
- <i>Loi sur l'aménagement et l'urbanisme</i>	- Contrôler l'aménagement du territoire.

Sources : Adapté de Bailey et Zinger, 1995; Goupil, 1998.

- 1 Ce règlement est secondé d'un code d'éthique qui suggère les comportements appropriés à respecter lorsqu'en présence de mammifères marins.

4. CONSIDÉRATIONS MÉTHODOLOGIQUES

Les huit premières sections de ce chapitre présentent la synthèse des connaissances sur chacune des espèces résidentes ou qui fréquentent assidûment la zone d'étude. Chaque section débute par une évaluation de l'importance de l'espèce dans la zone d'étude et une description de la population d'appartenance. Suivent ensuite la synthèse des connaissances sur la biologie de l'espèce, son habitat et sa répartition dans la zone d'étude. L'état de la population est ensuite présenté avec une description des effectifs, leur évolution temporelle (lorsque les données disponibles le permettent) ainsi que l'état de santé des individus (contamination, agents pathogènes et maladie). Une description des usages par l'homme, antérieurs et actuels,

dans la zone d'étude (ou dans le Saint-Laurent) et des mesures de protection pour l'espèce sont ensuite présentées.

La dernière partie de chaque section présente une évaluation de la problématique et des enjeux. Les premiers éléments de la problématique qui ont été dégagés concernent les lacunes dans les connaissances. L'évaluation des lacunes a été réalisée dans la perspective de l'établissement d'une zone de protection marine visant la protection des mammifères marins (et de leur ressources alimentaires). Les principales lacunes identifiées sont celles qui ont été jugées prioritaires à combler pour assurer une gestion et une protection adéquates des mammifères marins alors que les lacunes non directement liées à la problématique des mammifères marins n'ont pas été retenues.

La description de la problématique proprement dite associée à chaque espèce ou sous-espèce est basée sur une évaluation de l'importance relative des différents facteurs susceptibles d'avoir des effets néfastes sur les individus ou l'ensemble de la population. Enfin, les enjeux réfèrent aux impacts connus ou potentiels de la problématique identifiée à l'étape précédente sur l'espèce elle-même, ses ressources alimentaires ou sur les usages de l'espèce par l'homme.

Les mammifères marins occasionnels et exceptionnels (dix espèces au total) ont été regroupées dans la dernière section du chapitre. Les informations présentées pour les trois espèces occasionnelles ainsi que la Baleine noire et le Phoque à capuchon sont la population d'appartenance, la fréquentation et l'utilisation de la zone d'étude ainsi que le statut et l'abondance de la population.

Les informations présentées pour les cinq autres espèces qui ne sont présentes qu'exceptionnellement dans la zone d'étude se limitent à une description des mentions qui en ont été faites dans la zone d'étude. Enfin, la problématique et les enjeux sont présentés pour l'ensemble de ces espèces occasionnelles et exceptionnelles.

RÉFÉRENCES

- Bailey, R. et N. Zinger. 1995. Plan de rétablissement de la population de bélugas du Saint-Laurent. Fonds mondial pour la nature et Pêches et Océans Canada.
- Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). 1999. Site internet consulté en octobre 1999 à l'adresse <http://www.cosewic.gc.ca>.
- Goupil, J.-Y. 1998. Protection des rives, du littoral et des plaines inondables: guide des bonnes pratiques. Réalisé par le Service de l'aménagement et de la protection des rives et du littoral – Ministère de l'Environnement et de la Faune, Québec.

BÉLUGA (*Delphinapterus leucas*)

RÉSUMÉ

Le Béluga est le seul cétacé qui réside à l'année dans le Saint-Laurent. Son aire de répartition annuelle s'étend de l'estuaire moyen au golfe du Saint-Laurent. En été, la population se concentre dans les limites de la zone d'étude, soit dans l'estuaire moyen, le fjord du Saguenay et la partie amont de l'estuaire maritime.

Depuis le début des années 1970, la population de bélugas du Saint-Laurent a été estimée entre 325 et 705 individus, soit environ 10 p. 100 des effectifs estimés pour la fin des années 1800. La chasse a été interdite en 1979. En 1983, le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC¹) a attribué le statut « en danger de disparition » à la population de bélugas du Saint-Laurent.

La contamination par les produits chimiques, la perte et la dégradation d'habitats et le dérangement sont parmi les principaux facteurs identifiés comme menaces ou limites au rétablissement de la population. De plus, la petite taille de la population, son aire de répartition restreinte et son isolement des autres populations sont considérés comme des facteurs de risque.

¹ Acronyme anglais : COSEWIC.

TABLE DES MATIÈRES

	Page
Résumé.....	i
Liste des tableaux	iv
Liste des figures.....	v
1. Valeur particulière de l'espèce.....	1
2. Identification de la population	1
3. Biologie générale de l'espèce.....	1
3.1. Morphologie et taille.....	1
3.2. Reproduction	4
3.3. Longévité	4
3.4. Alimentation.....	5
3.5. Plongée et comportement alimentaire	5
3.6. Structure sociale.....	7
3.7. Comportement vocal.....	7
4. Habitat.....	8
5. Fréquentation et utilisation de la zone d'étude.....	8
5.1. Patron de fréquentation saisonnier	8
5.2. Patron de distribution estivale	9
5.3. Patron de distribution printanier	11
6. État de la population.....	11
6.1. Statut.....	11
6.2. Taille et tendance d'accroissement de la population	12
6.2.1. Taille de la population	12
6.2.2. Tendance et potentiel d'accroissement	13
6.3. Condition des individus	16
6.3.1. Contamination	16
6.3.2. Agents pathogènes	20
6.3.3. Pathologie	21
7. Exploitation par l'homme	21
8. Mesures de protection	22

	Page
9. Problématique et enjeux.....	23
9.1. Lacunes dans les connaissances	23
9.2. Problématique.....	24
9.2.1. Prédation.....	24
9.2.2. Compétition pour la ressource.....	27
9.2.3. Variabilité génétique.....	27
9.2.4. Chasse et autres prélèvements.....	27
9.2.5. Collisions et prises accidentelles	27
9.2.6. Contaminants	28
9.2.7. Dérangements	29
9.2.8. Dégradation de l'habitat	29
9.2.9. Événements catastrophiques	30
9.3 Enjeux	30
Références.....	32
Annexe cartographique	43

LISTE DES TABLEAUX

	Page
Tableau 1. Paramètres reliés à la reproduction et au cycle vital du Béluga du Saint-Laurent	4
Tableau 2. Principales espèces retrouvées dans l'estomac des bélugas	6
Tableau 3. Taille et composition des troupeaux et pourcentage des effectifs de la population observés en été dans les principaux secteurs fréquentés par les bélugas	9
Tableau 4. Taux de fréquentation par les bélugas des aires d'utilisation intensive.....	10
Tableau 5. Statut des populations de bélugas au Canada	12
Tableau 6. Indices d'abondance de la population de bélugas du Saint-Laurent netre 1973 et 1997	13
Tableau 7. Nombre d'années et de recensements requis pour détecter différents taux de croissance annuelle dans la population de bélugas du Saint-Laurent	14
Tableau 8a. Teneurs en métaux lourds dans le foie des bélugas du Saint-Laurent, de la baie d'Hudson et de l'Arctique	17
Tableau 8b. Teneurs en organochlorés dans le gras sous-cutané des bélugas du Saint-Laurent et de l'Arctique	17
Tableau 9. Principales sources des contaminants identifiés chez le Béluga du Saint-Laurent.....	18
Tableau 10. Évaluation sommaire de l'état des connaissances sur le Béluga du Saint-Laurent dans le contexte de l'établissement d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude	25
Tableau 11. Évaluation sommaire de la problématique du Béluga du Saint-Laurent dans le contexte de l'établissement d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude.....	26
Tableau 12. Enjeux relatifs à la problématique du Béluga dans la zone d'étude.....	31

LISTE DES FIGURES

	Page
Figure 1. Répartition saisonnière du Béluga dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent selon Vladykov (1944).....	2
Figure 2. Aire de répartition actuelle du Béluga du Saint-Laurent.....	3
Figure 3. Évolution temporelle des concentrations de toxaphène, de DDT total et de byphényles polychlorés dans le gras sous-cutané des bélugas de la zone d'étude	19

1. VALEUR PARTICULIÈRE DE L'ESPÈCE

Le Béluga, longtemps appelé le Marsouin blanc par les riverains du Saint-Laurent, a occupé et occupe toujours une place importante dans la culture et l'économie des communautés de la zone d'étude. Rivière-Ouelle, Sainte-Anne-de-la-Pocatière et plusieurs villages de l'île aux Coudres ont vécu des années au rythme d'une chasse commerciale intensive. Les marsouins ont même laissé leur nom aux gens de l'île aux Coudres.

L'histoire du Béluga et celle de sa situation précaire dans le Saint-Laurent ont fait le tour de la planète au cours des deux dernières décennies. Le Béluga est devenu un des symboles internationaux de la faune menacée par les excès de l'industrialisation. Cette réputation plutôt sombre et sa physionomie indéniablement sympathique lui confère aussi un potentiel d'attraction touristique important. Sa position dans la chaîne alimentaire et son statut de résident annuel du Saint-Laurent font du Béluga un animal important pour le suivi de l'état de santé de l'écosystème du Saint-Laurent.

2. IDENTIFICATION DE LA POPULATION

Les bélugas sont présents dans le Saint-Laurent depuis la fin de la dernière période de glaciation, soit il y a plus de 10 500 ans (Harington, 1977). Ils sont les seuls cétacés qui résident à l'année dans le Saint-Laurent. Leur aire de répartition annuelle s'étend de l'estuaire moyen au golfe du Saint-Laurent (Figures 1 et 2). En été, ils se concentrent dans les limites de la zone d'étude, soit dans la partie aval de l'estuaire moyen, la rivière Saguenay et la partie amont de l'estuaire maritime.

Les bélugas du Saint-Laurent se retrouvent à la limite méridionale de la distribution mondiale de l'espèce (Reeves, 1990). Leur isolement géographique (Sergeant, 1986; Michaud *et al.*, 1990) et des distinctions importantes sur le plan génétique (Brennin *et al.*, 1997; Brown Gladden *et al.*, 1997; Murray *et al.*, 1999) suggèrent qu'ils constituent une population distincte.

Les bélugas du Saint-Laurent et ceux de l'est de la baie d'Hudson appartiennent à une lignée distincte du reste des populations de l'Amérique du Nord (Brennin *et al.*, 1997; Brown Gladden *et al.*, 1997). Cette séparation refléterait la recolonisation postglaciaire de l'Arctique par des lignées associées aux refuges glaciaires de l'Atlantique et du Pacifique.

3. BIOLOGIE GÉNÉRALE DE L'ESPÈCE

3.1. MORPHOLOGIE ET TAILLE

Physiquement, le Béluga se distingue facilement des autres cétacés. Sa couleur blanche ou ivoire est probablement son caractère le plus distinctif. L'absence de nageoire dorsale, comme son nom scientifique (*Delphinapterus leucas*) en témoigne, représente également une caractéristique particulière.

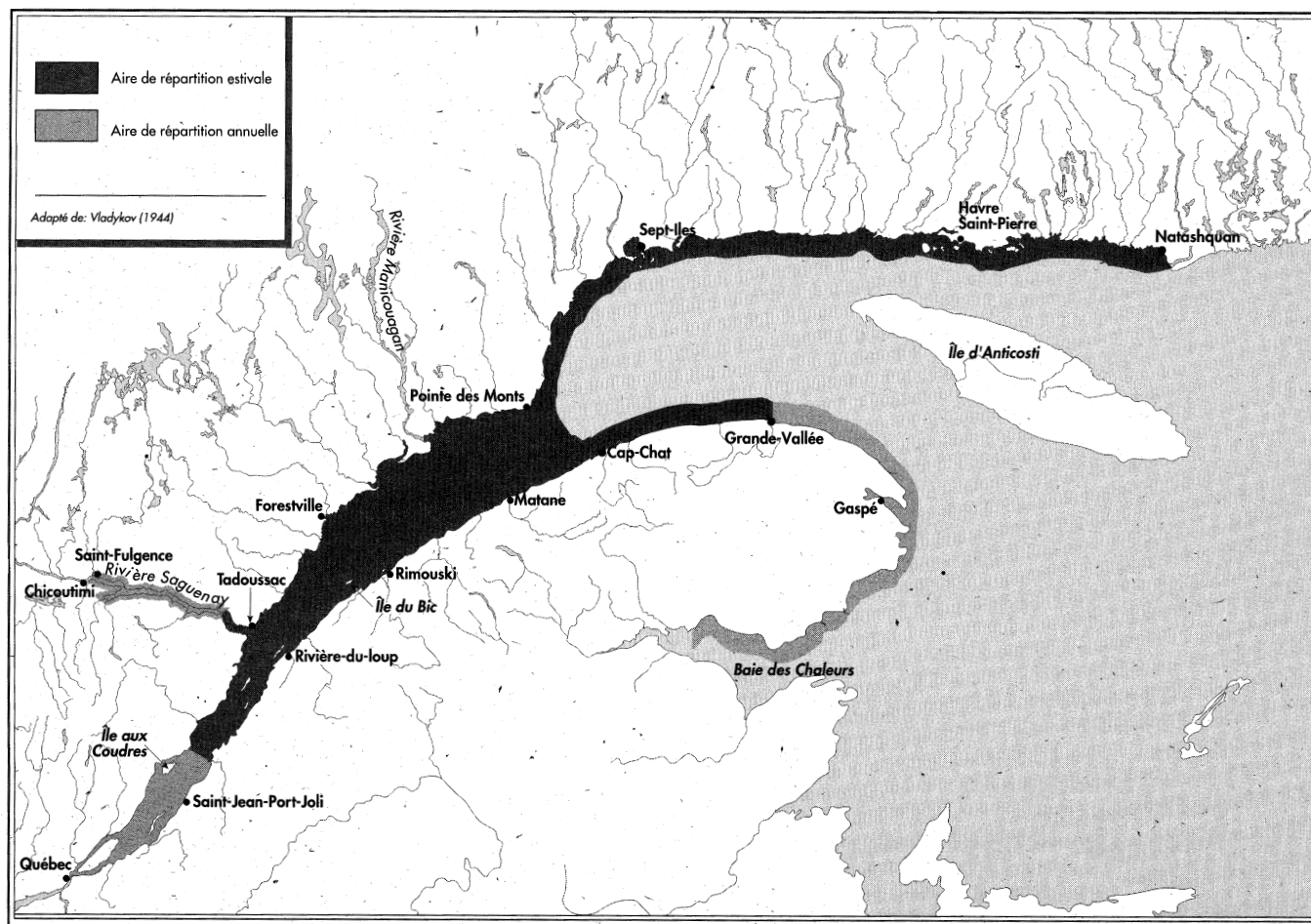


Figure 1

Répartition saisonnière du Béluga dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent selon Vladykov (1944).

Source : Bailey et Zinger, 1995.

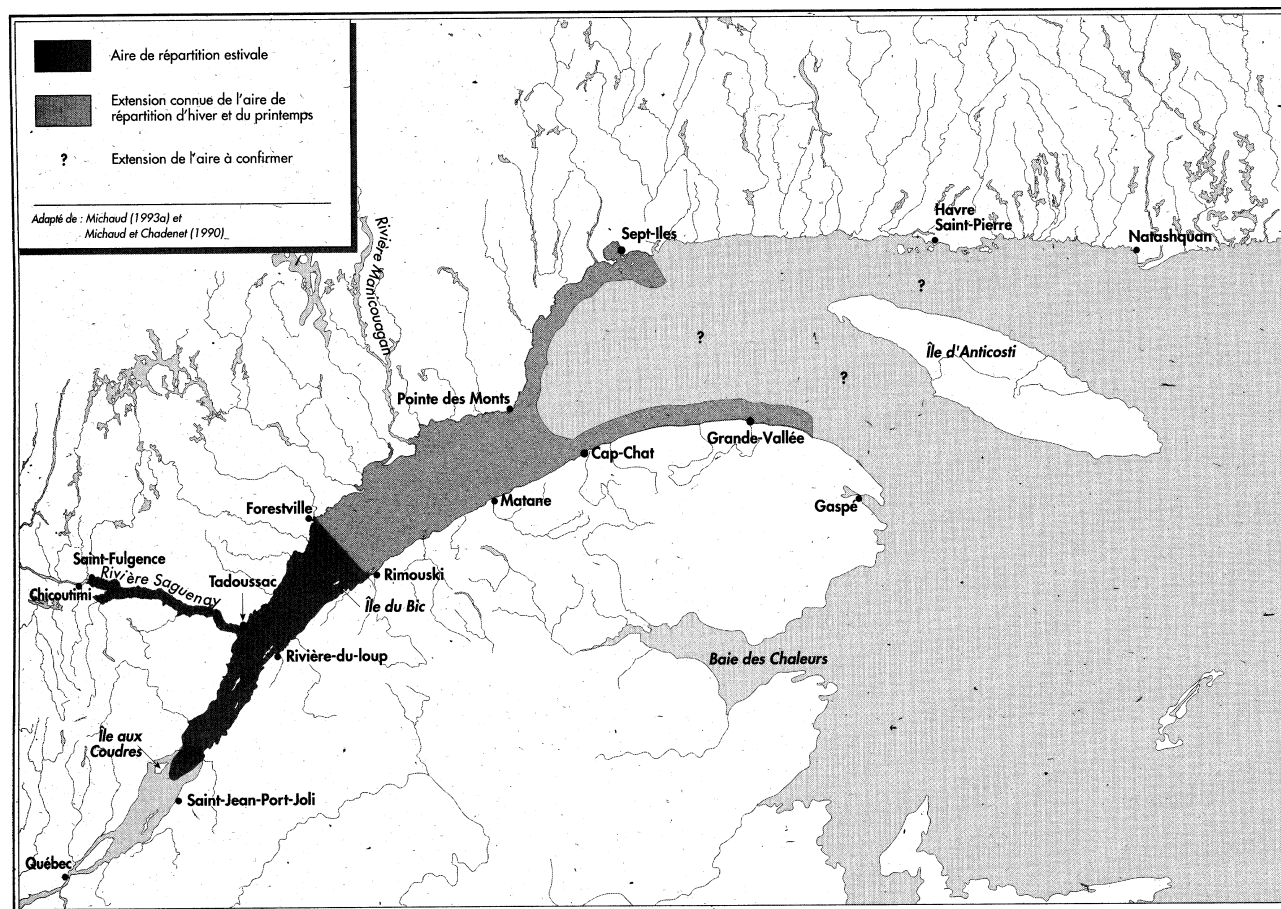


Figure 2
 Aire de répartition actuelle du Béluga du Saint-Laurent.
 Source : Bailey et Zinger, 1995.

À la naissance, le veau, de couleur gris ardoisé ou brun, mesure en moyenne 160 cm et pèse environ 79 kg (Brodie, 1971). Un peu plus tard, l'animal devient bleuté (bleuvert), ensuite gris (blanchon) pour éventuellement devenir blanc entre 4 et 11 ans pour les femelles et entre 5 et 11 ans pour les mâles (Ognetev, 1981). À l'âge adulte, les mâles sont plus gros que les femelles (Vladykov, 1944).

Il existe une grande variation dans la taille corporelle des adultes des différents stocks de bélugas. Les bélugas du Saint-Laurent font partie de ceux classés dans le groupe de tailles intermédiaires (Sergeant et Brodie, 1969).

3.2. REPRODUCTION

Les données disponibles pour estimer les paramètres vitaux reliés à la reproduction chez le Béluga du Saint-Laurent sont peu nombreuses. Elles proviennent principalement de l'examen d'animaux tués par la chasse dans les années 1930 (Vladykov, 1944) et de l'examen des carcasses retrouvées sur les rives du Saint-Laurent (Béland *et al.*, 1992; Sylvain De Guise, données non publiées). Les connaissances de base proviennent essentiellement des études des populations du Nord (Sergeant, 1973; Burns et Seaman, 1985; Doidge, 1990). Le Tableau 1 présente un sommaire de ces informations.

Tableau 1
Paramètres reliés à la reproduction et au cycle vital du Béluga du Saint-Laurent.

<i>Paramètres</i>	<i>Saint-Laurent^a</i>	<i>Populations du nord^b</i>
Âge à maturité sexuelle		Femelle : 4 à 7 ans Mâle : 8 à 9 ans
Gestation		12 à 15 mois
Lactation		20 à 30 mois
Cycle reproducteur		3 ans
Espérance de vie reproductive		13,6 ans
Saison de reproduction		
• accouplement	D'avril à juin	
• mise bas	De juin à septembre	
• sites de reproduction	Inconnus	

a Vladykov, 1944; Sergeant, 1986; Béland *et al.*, 1992; Michaud, données non publiées.

b Sergeant, 1973; Burns et Seaman, 1985; Doidge, 1990.

3.3. LONGÉVITÉ

La longévité maximale estimée pour diverses populations de bélugas, incluant le Béluga du Saint-Laurent, se situe entre 20 et 40 ans (Kleinenberg *et al.*, 1964; Sergeant, 1973; Burns et Seaman, 1985).

3.4. ALIMENTATION

La seule étude détaillée du régime alimentaire du Béluga du Saint-Laurent a été effectuée entre 1938 et 1939 par Vladykov (1946). L'examen de 165 estomacs a révélé la présence d'une cinquantaine de proies (Tableau 2). Les principales proies identifiées incluent six espèces de poisson : le capelan, le lançon, le chaboisseau, le poulamon, les plies, la morue ainsi qu'un grand nombre d'invertébrés dont le ver *Nereis* sp., le calmar, la poulpe et des crustacés (décapodes et amphipodes). Cet échantillonnage n'a toutefois couvert qu'une seule saison, l'été (163 des 165 spécimens, soit 99 p. 100) et la majorité des animaux provenaient des bancs de la Manicouagan (88 p. 100). Les autres spécimens provenaient de Les Escoumins (10 p. 100) et de Rivière-Ouelle (2 p. 100).

L'examen des carcasses retrouvées sur les rives sur Saint-Laurent depuis 1982 ($n > 200$) a fourni très peu d'information sur le régime alimentaire du Béluga (Béland *et al.*, 1996). Seulement six des 194 animaux examinés jusqu'à 1995 contenaient des aliments. L'examen de deux estomacs a révélé la présence de quatre espèces de poisson et deux gastéropodes (Tableau 2).

Enfin, une analyse des rapports d'isotopes stables de carbone et d'azote a été effectuée à partir de tissus musculaires prélevés sur des carcasses de bélugas fraîchement échoués (Hammill *et al.*, 1998). Les premiers résultats suggèrent que la diète du Béluga inclut des espèces occupant des niveaux trophiques différents de deux des trois espèces de phoques communes dans la zone d'étude sans toutefois permettre d'identifier les espèces. L'examen de la signature des acides gras devrait permettre de déterminer quelles espèces font partie du régime alimentaire du Béluga. Cette méthode pourrait permettre de vérifier si l'Anguille d'Amérique, soupçonnée d'être un vecteur important de contamination (Béland et Martineau, 1988), est effectivement consommée par le Béluga lors de la migration automnale du poisson dans la zone d'étude.

3.5. PLONGÉE ET COMPORTEMENT ALIMENTAIRE

Le comportement de plongée des bélugas a été étudié dans l'Arctique canadien à l'aide de la télémétrie satellite (Martin et Smith, 1992; Martin *et al.*, 1998). Ces travaux ont démontré que le Béluga passe entre 40 et 60 p.100 du temps sous la surface (profondeur > 8 m). Gauthier (1999) a obtenu une estimation semblable pour le Saint-Laurent, à partir de suivis effectués en hélicoptère. Les plongées peuvent durer jusqu'à 15 minutes et atteindre 1000 m (Pierre Richard, communication personnelle). Martin *et al.* (1998) ont catégorisé les plongées du Béluga de l'Arctique canadien selon leur profondeur et leur profil. Ils ont estimé que 70 p. 100 des plongées atteignent plus de 40 m et que 80 p. 100 de ces plongées incluent une excursion prolongée près du fond (profil carré).

Tableau 2

Principales espèces retrouvées dans l'estomac des bélugas. Les données sont présentées en pourcentage d'occurrence, calculé seulement pour les estomacs contenant une nourriture autre que le lait (Vladykov, 1946 : n=107 individus), ou par un "p" pour indiquer leur présence.

Proies		Vladykov 1946	Béland et al. 1996
Vertébrés			
Aiglefin	<i>Melanogrammus aeglefinus</i>	1,9	
Loquette d'Amérique	<i>Macrozoarces americanus</i>	1,9	
Blennioïdés	-	0,9	
Limace atlantique	<i>Liparis atlanticus</i>	3,7	
Capelan	<i>Mallotus villosus</i>	50,5	
Chaboisseau à épines courtes	<i>Myoxocephalus scorpius</i>	30,8	
Tricorne arctique	<i>Gymnocanthus tricuspid</i>	1,9	
Éperlan arc-en-ciel	<i>Osmerus mordax</i>	0,9	p
Esturgeon noir	<i>Acipenser oxyrinchus</i>	2,8	
Hareng atlantique	<i>Clupea harengus</i>	1,9	
Lamproie marine	<i>Petromyzon marinus</i>	1,9	
Lançon	<i>Ammodytes</i> sp.	54,2	
Poulamon atlantique	<i>Microgadus tomcod</i>	16,8	p
Merluche écureuil	<i>Urophycis chuss</i>	0,9	
Morue franche, Ogac	<i>Gadus morhua</i> , <i>Gadus ogac</i>	42,0	
Plie rouge	<i>Pseudopleuronectes americanus</i>	6,5	p
Plie grise	<i>Glyptocephalus cynoglossus</i>	0,9	
Plie lisse	<i>Liopsetta putnami</i>	4,7	
Grosse poule de mer	<i>Cyclopterus lumpus</i>	0,9	p
Raie épineuse	<i>Raja radiata</i>	0,9	
Raie lisse	<i>Raja senta</i>	1,9	
Raie non identifiée	<i>Raja</i> sp.	2,8	
Saumon de l'Atlantique	<i>Salmo salar</i>	0,9	
Invertébrés			
Calmar	<i>Illex illecebrosus</i>	32,7	
Poulpe	<i>Bathypolypus bairdii</i>	19,6	
Bivalves	<i>Crenella</i> sp.	1,9	
	<i>Cyrtodaria siliqua</i>	2,8	
	<i>Macoma baltica</i>	0,9	
	<i>Mesodesma arctatum</i>	7,5	
	<i>Mesodesma deauratum</i>	5,6	
	<i>Mesodesma</i> sp.	0,9	
	<i>Mya</i> sp.	0,9	
	<i>Yoldia limatula</i>	1,9	
Gastéropodes	<i>Buccinum undatum</i>	9,3	
	<i>Buccinum</i> sp.		p
	Buccinidae		p
	<i>Littorina</i> sp.	0,9	
Décapodes	Decapoda	65,0	
	<i>Pandalus</i> sp.	p	
	<i>Argis dentata</i>	p	
	<i>Crangon septemspinosa</i>	p	p
	Crabes	p	
Amphipodes	Amphipoda	35,0	
Polychètes	<i>Pectinaria gouldii</i>	19,6	
	<i>Neanthes (Nereis) virens</i>	59,8	p

Les descriptions du comportement alimentaire du Béluga reposent pour la plupart sur des présomptions. Deux types de comportement ont été interprétés comme pouvant être reliés à l'alimentation :

- une succession de plongées et de retours en surface au même endroit;
- les plongées à profil carré effectuées près du fond.

D'autres observations suggèrent que le Béluga chasse des poissons près de la surface (Watts et Draper, 1986; Robert Michaud communication personnelle). Pour ces chasses, les bélugas semblent utiliser la nage à contre-courant ou encore le surplace contre le courant (Finley *et al.*, 1982; Michaud, 1990). Les comportements de coopération pour la capture des proies sont bien documentés chez plusieurs espèces de cétacés. Bien que cette hypothèse soit avancée dans le cas du Béluga (Laurin, 1982a), elle n'a pas été formellement documentée.

La succion est probablement le principal mode de capture des proies chez le Béluga, autant pour les poissons que pour les organismes benthiques. Vladykov (1946) a d'ailleurs signalé la présence de sable et de cailloux dans près de 71 p. 100 des estomacs qu'il a examinés (n=107).

3.6. STRUCTURE SOCIALE

Le Béluga est reconnu comme étant un animal grégaire. En été, les mâles ont tendance à former de petits groupes isolés des plus grands troupeaux, présumément composés de femelles accompagnées de nouveau-nés et de juvéniles (Kleinenberg *et al.*, 1964; Ognetev, 1981; Pippard, 1985a; Michaud, 1993a; Smith et Martin, 1994). Les groupes mixtes montrent une préférence marquée pour les estuaires et les habitats côtiers. La recherche d'une aire protégée des vagues pour l'élevage des jeunes, des stratégies d'alimentation différentes ou des exigences énergétiques particulières sont parmi les hypothèses formulées pour expliquer cette ségrégation.

Des analyses de l'ADN mitochondrial des bélugas de la baie d'Hudson ont confirmé l'existence d'une philopatrie maternelle sur les sites de concentration estivale (Brennin *et al.*, 1997). Les résultats préliminaires d'un programme de photo-identification suggèrent aussi l'existence d'une forme de fidélité au site chez le Béluga du Saint-Laurent (Robert Michaud, communication personnelle). Ces travaux ont également permis d'identifier des associations de longue durée entre des individus reconnaissables. Des analyses génétiques visant à vérifier la nature de ces associations sont en cours (Robert Michaud, communication personnelle). Malgré le peu d'information disponible sur ce sujet, plusieurs auteurs proposent que l'unité sociale de base est constituée de femelles adultes « nourricières » accompagnées de jeunes femelles (Kleinenberg *et al.*, 1964; Sergeant, 1986; Smith et Martin, 1994).

3.7. COMPORTEMENT VOCAL

Le répertoire sonore du Béluga a été étudié dans l'Arctique (Sjare et Smith, 1986a) et dans le Saint-Laurent (Faucher, 1988). Il comprend une vaste gamme de sons que l'on peut répartir en deux catégories : les sifflements et les sons pulsatiles. Les travaux de Sjare et Smith (1986b) et de Faucher (1988) ont permis de mettre en relation certains types de vocalisation avec des

comportements ou des contextes sociaux. La fonction de ces vocalisations demeure peu connue.

Le Béluga utilise aussi les sons ou l'écholocalisation pour naviguer et trouver ses proies. Il possède un des systèmes d'écholocalisation les plus performants connus dans le règne animal (Penner *et al.*, 1986; Au *et al.*, 1987; Turl *et al.*, 1987). Il pourrait s'agir d'une adaptation importante à la vie à proximité de la banquise où le bruit ambiant est omniprésent.

4. HABITAT

La présence du Béluga dans le Saint-Laurent est favorisée par des eaux froides et productives, la présence de rivières tributaires importantes ainsi que par la présence saisonnière de glace. Dans les populations du Nord, les estuaires et les embouchures peu profondes des rivières représentent des habitats de prédilection pour le Béluga pendant l'été (Kleinenberg *et al.*, 1964). Cette préférence semble être associée à la température plus élevée et à la salinité moindre de l'eau, des conditions qui favorisent les processus physiologiques de la mue (Fraker *et al.*, 1979; St Aubin *et al.*, 1990; Watts *et al.*, 1991).

Des études récentes du comportement de plongée des bélugas de l'Arctique (Martin *et al.*, 1998) suggèrent que le plancher marin, dans les zones profondes, est un habitat intensivement utilisé par le Béluga. La colonne d'eau est utilisée principalement pour les déplacements entre la surface et le fond où le Béluga semble s'alimenter.

En hiver, la répartition des bélugas est fortement influencée par l'étendue du couvert de glace (Kleinenberg *et al.*, 1964; Gurevich, 1980). Dans le Saint-Laurent, les bélugas ont le plus souvent été observés là où le couvert de glace atteignait 70 p. 100 (Michaud et Chadenet, 1990a).

5. FRÉQUENTATION ET UTILISATION DE LA ZONE D'ÉTUDE

5.1. PATRON DE FRÉQUENTATION SAISONNIER

À l'exception des mois d'hiver, la zone d'étude est utilisée par les bélugas de façon très soutenue. L'aire de répartition estivale du Béluga correspond approximativement aux limites de la zone d'étude (**Carte 1**). Elle s'étend sur 200 km dans l'estuaire, soit de la batture aux Loups Marins, au sud de l'île aux Coudres, jusqu'à Forestville, sur la Haute-Côte-Nord et l'île du Bic sur la rive sud (Michaud, 1993a). En été, les bélugas pénètrent également dans la rivière Saguenay jusqu'à Saint-Fulgence. À l'automne, les bélugas quittent graduellement la zone d'étude pour se concentrer, en hiver, près de l'embouchure de l'estuaire et dans la portion nord du golfe. Des observations de bélugas sont aussi régulièrement rapportées au large de Rimouski et de Sainte-Flavie en hiver (Michaud *et al.*, 1990; Michaud, données non publiées). Au printemps, la répartition des bélugas s'étend de la péninsule gaspésienne jusqu'à l'île aux Coudres dans l'estuaire moyen (Michaud et Chadenet, 1990b; Michaud *et al.*, 1990). Entre avril et mai, ils remontent vers l'estuaire moyen où ils se concentrent avant de reprendre leur

distribution estivale. Les informations disponibles sur la fréquentation de la zone d'étude en été et au printemps sont abordées en plus grand détail dans les sections suivantes.

5.2. PATRON DE DISTRIBUTION ESTIVALE

La distribution estivale des bélugas est très dynamique et de type agrégé. Michaud (1993a) a décrit le patron de ségrégation des bélugas en identifiant trois zones selon leur fréquentation par les différents groupes sociaux (voir aussi Pippard et Malcolm, 1978; Sergeant, 1986; Sergeant et Hoek, 1988) ([Carte 1](#)). La zone fréquentée exclusivement par les troupes d'adultes accompagnés de jeunes est limitée à l'estuaire moyen. La zone fréquentée uniquement par les troupes d'adultes, en majorité des mâles, se trouve à la limite aval de l'aire de répartition, dans l'estuaire maritime. Enfin, la zone fréquentée par les deux types de troupes se trouve au centre de l'aire de répartition et inclut une partie de l'estuaire maritime, à la tête et au sud du chenal Laurentien, et la rivière Saguenay. C'est dans cette zone que se forment régulièrement des concentrations importantes, mais de courte durée, de plusieurs troupes différents. Le Tableau 3 présente les caractéristiques des troupes rencontrés dans les principaux secteurs de chacune de ces trois zones.

Tableau 3

Taille et composition des troupes et pourcentage des effectifs de la population observés en été dans les principaux secteurs fréquentés par les bélugas.

<i>Zone fréquentée par</i>	<i>Secteur</i>	<i>Taille moyenne des troupes</i>	<i>Composition moyenne des troupes (% de gris)</i>	<i>Pourcentage des effectifs (%)</i>
Les troupes d'adultes accompagnés de jeunes			42,6	
	L'île aux Coudres	16,5		9,4
	Kamouraska	15,4		18,2
	Nord de l'île Blanche	12,6		9,8
	Sud de l'île Blanche	11,8		14,5
Les troupes d'adultes			5,1	
	Chenal Laurentien	34,8		13,7
Les deux types de troupes			25,6	
	Secteur aval centre	72,1		21,7
	Secteur aval sud	9,3		7,8
	Rivière Saguenay	19,9		4,9

Source : Michaud, 1993a.

Michaud (1993a) a identifié 18 aires de fréquentation intensive ([Carte 1](#)). Cette liste inclut les principales aires de prédilection identifiées précédemment (Pippard et Malcolm, 1978; Pippard, 1985a; 1985b; Blane, 1990; Michaud, 1990). Michaud *et al.* (1990) ont dressé un sommaire des caractéristiques physico-chimiques et biologiques de plusieurs de ces aires. L'identification des

aires de fréquentation intensive a été effectuée en tenant compte principalement de la fréquence à laquelle les bélugas y ont été observés lors des recensements aériens et des recensements par bateau au cours des années 1980 (Tableau 4). Les observations disponibles sur la fréquentation de ces aires sont toutefois généralement insuffisantes pour déterminer les fonctions particulières de chacune.

Tableau 4
Taux de fréquentation par les bélugas des aires d'utilisation intensive.

<i>Zone fréquentée par</i>	<i>Secteur</i>	<i>Aire d'utilisation intensive</i>	<i>Taux de fréquentation (%)¹</i>
<i>Les troupes d'adultes accompagnés de jeunes</i>			
	L'île aux Coudres	Traverse Saint-Roch	70
		Cap aux Oies	50
		Rivière-Ouelle	65
	Kamouraska	Les îles de Kamouraska	85
		Le triangle de Kamouraska	80
		L'île aux Fraises (nord)	80
		Gros Cap à l'Aigle	60
	Nord de l'île Blanche	Cap de la Tête au Chien	60
		Batture aux Alouettes	60
	Sud de l'île Blanche	Chenal du Pot à l'Eau-de-vie	70
		Rivière-du-Loup	90
		L'île Blanche	90
		L'île Verte	70
<i>Les troupes d'adultes</i>			
	Chenal Laurentien	Grandes-Bergeronnes	40
<i>Les deux types de troupes</i>			
	Secteur aval centre	Tête du chenal Laurentien	50
	Secteur aval sud	Falaise Sud	50
	Rivière Saguenay	Embouchure du Saguenay	50
		Baie Sainte-Marguerite	50

Source : Michaud, 1993a.

- 1 Le taux de fréquentation représente le pourcentage des recensements pendant lesquels des bélugas ont été observés dans les limites d'une aire donnée.

La fréquentation de l'embouchure du fjord du Saguenay et de la baie Sainte-Marguerite, située à 25 km en amont de l'embouchure, a fait l'objet de plusieurs études (Pippard et Malcolm, 1978; Laurin, 1982a; Caron et Sergeant, 1988; Michaud, 1992; Chadenet, 1997). Pendant l'été, en moyenne entre 20 et 30 bélugas et, parfois, plus d'une cinquantaine de bélugas peuvent être observés dans le Saguenay. Leurs passages à l'embouchure du Saguenay sont largement influencés par les marées. D'une façon générale, les bélugas prennent avantage des courants de marée pour remonter ou descendre la rivière. Plusieurs auteurs ont noté que les déplacements, sous forme d'allers et retours dans l'embouchure du Saguenay, indiquent que les bélugas s'y alimentent. Laurin (1982a) y a d'ailleurs décrit la présence d'un banc important de capelans au-dessus duquel une bande de bélugas faisait de tels allers et retours.

Pendant l'été, des bélugas remontent presque quotidiennement le Saguenay jusqu'à la baie Sainte-Marguerite (Michaud, 1992). Chadenet (1997) et Lefebvre (1998) y ont noté la présence de bélugas deux jours sur trois. Ils estiment que les bélugas y sont présents entre 25 et 31 p. 100 du temps. Le temps de résidence dans la baie, la présence de tous les types de groupes sociaux (Michaud, 1992; Chadenet, 1997) et le retour régulier de plusieurs individus reconnaissables (GREMM, données non publiées) suggèrent que la baie a une fonction importante pour les bélugas. Les observations de Chadenet (1997) ont indiqué que les bélugas y passaient jusqu'à 50 p. 100 de leur temps à effectuer des allers et retours (*arpentage*) ou encore du surplace. Ces activités sont peut-être indicatrices de comportement d'alimentation mais aucune évidence ne le supporte. Chadenet (1997) suggère que la baie est particulièrement importante pour des fonctions sociales.

5.3. PATRON DE DISTRIBUTION PRINTANIER

Les bélugas commencent à être observés régulièrement dans la zone d'étude dès la fin mars (GREMM, données non publiées). Leur progression vers l'amont semble suivre la remontée du hareng et du Capelan dans l'estuaire. Entre les mois de mai et de juin, les bélugas se concentrent principalement dans l'estuaire moyen. Ils sont alors régulièrement observés dans le passage de l'île aux Coudres où ils sont rarement observés en été (Michaud, 1987; Michaud et Chadenet, 1990a). Des concentrations importantes de bélugas sont observées près de la passe de l'île aux Lièvres pendant cette période (Lesage, 1993; Bédard *et al.*, 1997). Le nombre de bélugas dénombrés par les officiers du traversier Rivière-du-Loup/Saint-Siméon entre les mois de mai et juin de 1986 à 1989 y était deux fois plus élevé qu'en été et presque 10 fois plus qu'au début de l'automne (GREMM, données non publiées). Bédard *et al.* (1997) ont initié une étude visant à documenter le lien entre la présence des bélugas et de plusieurs espèces d'oiseaux aquatiques dans la passe de l'île aux Lièvres et le cycle de reproduction du Hareng atlantique. Plusieurs frayères pourraient se trouver autour de l'île (Munro *et al.*, 1998). Cette étude est la seule de cette nature en cours et une des plus prometteuses pour mieux comprendre l'écologie alimentaire du Béluga.

6. ÉTAT DE LA POPULATION

6.1. STATUT

En 1983, le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a attribué le statut « en danger de disparition » à la population de bélugas du Saint-Laurent (Cook et Muir, 1984). Ce statut a été révisé et confirmé en 1997 (Campbell, 1998; Lesage et Kingsley, 1998). La contamination par les produits chimiques, la perte et la dégradation d'habitats et le dérangement sont parmi les principaux facteurs identifiés comme menaces ou limites au rétablissement de la population (Reeves et Mitchell, 1984; Pippard, 1985b). De plus, la petite taille de la population, son aire de répartition restreinte et son isolement des autres populations sont considérés comme des facteurs de risque (Lesage et Kingsley, 1998).

Le Béluga apparaît sur la liste des espèces susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables au Québec en vertu de la *Loi sur les espèces menacées ou vulnérables* (Beaulieu, 1992). Une recommandation formelle a été faite en janvier 1999 par le comité aviseur auprès

du ministre responsable pour lui attribuer le statut d'« espèce menacée » (Michel Huot, communication personnelle).

Les populations de bélugas voisines de celle du Saint-Laurent ont également des statuts précaires. Le Tableau 5 présente le statut des populations vivant dans les eaux canadiennes.

Tableau 5
Statut des populations (ou stocks provisoires) de bélugas au Canada.

<i>Centre de prédilection estivale</i>	<i>Statut</i>
Mer de Beaufort	Non en péril
Baie de Baffin	Vulnérable
Sud-est de l'île de Baffin et du détroit de Cumberland	En danger de disparition
Baie d'Ungava	En danger de disparition
O, S, N de la baie d'Hudson	Non en péril
Est de la baie d'Hudson	Menacée
Saint-Laurent	En danger de disparition

Source : Campbell, 1998.

6.2. TAILLE ET TENDANCE D'ACCROISSEMENT DE LA POPULATION

6.2.1. Taille de la population (1973-1997)

Les indices d'abondance de la population de bélugas du Saint-Laurent, calculés à partir des résultats des recensements aériens entre 1973 et 1997, ont varié entre 325 et 705 (Tableau 6). Ces indices sont considérés conservateurs en raison des facteurs de correction de 15-18 p. 100 utilisés pour tenir compte des animaux en plongée, invisibles lors des survols aériens (Bailey et Zinger, 1995; Kingsley, 1996). Des études récentes du comportement de plongée des bélugas indiquent que les bélugas passent entre 40 et 60 p. 100 de leur temps en plongée (Martin et Smith, 1992; Martin *et al.*, 1998; Gauthier, 1999). Lorsqu'on applique le facteur de correction de 109 p. 100 proposé par Gauthier (1999) aux résultats des recensements effectués entre 1982 et 1997 (les seuls auxquels le facteur s'applique), ces derniers varient de 740 à 1 240 (Kingsley, 1999).

En se basant sur une estimation de la taille de la population de 500 individus au début des années 1970, Reeves et Mitchell (1984) ont estimé, par rétro-calcul, que la population de bélugas du Saint-Laurent devait compter entre 4 000 ou 5 000 individus pour avoir supporté les pressions de chasse connues. Suivant cette évaluation, la population actuelle ne représenterait qu'environ 10 p. 100 des effectifs de la fin du 19^e siècle, estimés entre 4 000 et 5 000.

Tableau 6

Indices d'abondance de la population de bélugas du Saint-Laurent entre 1973 et 1997.

<i>Année</i>	<i>Indice d'abondance (valeurs originales)</i>	<i>Erreur type (±) ou I.C. 95 % (-)</i>	<i>Indice d'abondance (recalculés avec le facteur de correction de 109%; Kingsley, 1999)</i>	<i>Source</i>
1973	443	229-658	Non disponible	Sergeant et Hoek, 1988
1977	325	Non disponible	Non disponible	Pippard, 1985b
1982	512	360-715	Non disponible	Sergeant et Hoek, 1988
1984	431	187-773	740	Sergeant et Hoek, 1988
1985	530	285-775	939	Sergeant et Hoek, 1988
1988	491	± 69	892	Kingsley et Hammill, 1991
1990	607	± 308	1103	Kingsley et Hammill, 1991
1992	525	± 71	952	Kingsley, 1993
1995	705	± 108	1240	Kingsley, 1996
1997	681	± 81	1221	Kingsley, 1999

6.2.2. Tendances et potentiel d'accroissement (1973-1997)

Plusieurs tentatives, utilisant des méthodes différentes, ont été faites pour évaluer le potentiel d'accroissement ou la tendance d'accroissement de la population de bélugas du Saint-Laurent (Béland *et al.*, 1988; Michaud, 1993b; Desrosiers, 1994; Kingsley, 1998; Michaud et Béland, 1999). Les résultats de ces études, présentés dans les sections suivantes, permettent de croire que la population n'est plus en déclin. Il est par contre plus difficile de déterminer si les effectifs de la population augmentent ou s'il se sont stabilisés.

6.2.2.1. Accroissement de la population

Kingsley (1998) a procédé récemment à une revue détaillée de la série de recensements effectués entre 1973 et 1995 en vue d'estimer le taux de croissance de la population. Il propose un ensemble de corrections permettant de rendre les résultats des survols effectués avant 1988 comparables aux résultats des plus récents survols qui ont utilisé des méthodes plus standards. Son analyse, basée sur une régression simple, suggère que la population augmente à un taux de 10 à 16 bélugas par année depuis l'arrêt de la chasse. Ceci correspond à un taux annuel de 3 p. 100 qui se rapproche du taux maximal (4 p. 100) reconnu pour une population de bélugas (Innes, 1996). Cette approche est toutefois contestée par Michaud et Béland (1999) qui démontrent que les suppositions sur lesquelles reposent le choix des facteurs de correction ont eu un effet considérable sur les résultats. Michaud et Béland (1999) concluent que les différences importantes dans les méthodes de recensements employées avant 1988 ne permettent pas d'utiliser les résultats de ces survols pour mesurer statistiquement la trajectoire démographique de la population. Cette conclusion a été retenue par le Comité national sur les mammifères marins du ministère des Pêches et des Océans, lors de ses dernières assises à Montréal (1-5 février 1999).

En se basant sur les résultats des survols effectués depuis 1988, la tendance d'accroissement a été estimée entre 24,7 (erreur standard 14,5) et 31,4 bélugas par année (erreur standard 13,1)

Ces estimations ne sont toutefois pas significativement différentes de zéro (Kingsley, 1998; Michaud et Béland, 1999). Michaud et Béland (1999) ont évalué, à l'aide d'une analyse de puissance, que, selon la fréquence à laquelle les recensements sont effectués (aux deux ou trois ans) et leur niveau de précision (environ 14 p. 100 basé sur la méthodologie utilisée pour le survol de 1992; voir Kingsley, 1993), il faudrait compter 18 ans, à partir de 1988, pour détecter une croissance annuelle de 3 p. 100 et 38 ans pour une croissance annuelle de 1 p. 100 (Tableau 7). Michaud et Béland (1999) concluent, comme l'a fait récemment le Comité sur le rétablissement du Béluga du Saint-Laurent (1998), qu'il est scientifiquement prématuré et contraire au principe de précaution de conclure à une croissance de la population. Les probabilités que la population soit en déclin sont par contre très faibles. Cette conclusion a aussi été retenue par le Comité national sur les mammifères marins du ministère des Pêches et des Océans, lors de ses dernières assises à Montréal.

Tableau 7

Nombre d'années et de recensements requis pour détecter, avec un niveau de confiance $p < 0,1$, différents taux de croissance annuelle de la population de bélugas du Saint-Laurent. Ces estimations ont été effectuées pour différents régimes d'échantillonnage à l'aide d'une analyse de puissance basée sur la méthodologie des survols effectués depuis 1992.

<i>Taux de croissance annuelle</i>	<i>Nb. d'années entre les survols</i>	<i>Nb. de survols requis avant détection du changement</i>	<i>Nb. d'années requises avant détection du changement</i>	<i>Pourcentage d'accroissement ou de diminution de la population au moment de la détection</i>
3%	1	15	14	51
	2	10	18	70
	3	8	21	86
1%	1	32	31	36
	2	20	38	46
	3	16	45	56

Source : Michaud et Béland, 1999.

6.2.2.2. Dynamique de la population

D'après un modèle de la dynamique de la population des bélugas du Saint-Laurent, la limite entre une population décroissante et croissante se situe entre 28 et 30 p. 100 de juvéniles (Béland *et al.*, 1988). Michaud (1993b) et Desrosiers (1994) ont estimé, par des méthodes indépendantes, la proportion de juvéniles, excluant les nouveau-nés, à 29 – 32 p. 100. Suivant les prédictions du modèle de Béland *et al.* (1988), les résultats de ces deux études suggèrent que le potentiel d'accroissement de la population à la fin des années 1980 était nul ou très faible. Les problèmes associés à cette approche sont toutefois nombreux et imposent des limites à leur interprétation (Lesage et Kingsley, 1998). En effet, les données de référence utilisées pour construire ce modèle ne proviennent pas toutes du Saint-Laurent. De plus, la table de survie élaborée à partir des mortalités recensées sur les rives du Saint-Laurent

comporte certains biais non négligeables liés aux probabilités différentes de retrouver les carcasses selon leur taille et leur couleur (Béland *et al.*, 1988). Enfin, la détermination des classes d'âge à partir des mesures photogrammétriques (Desrosiers, 1994) ou à partir de la coloration (Michaud, 1993b) comporte aussi des imprécisions importantes.

6.2.2.3. Paramètres vitaux reliés à la reproduction

Les valeurs des paramètres vitaux reliés à la reproduction fournissent un autre indice du potentiel d'accroissement de la population. Les données disponibles pour le Saint-Laurent sont toutefois limitées. Parmi 54 femelles adultes examinées par Vladykov (1944) entre 1938 et 1939, 31 p. 100 étaient gestantes, 61 p. 100 étaient nourrices et seulement 8 p. 100 n'étaient ni gestantes ni nourrices. Ces valeurs sont généralement comparables à celles provenant des populations du Nord pour lesquelles la proportion de femelles non gestantes varie entre 5 et 35 p. 100 (Kleinenberg *et al.*, 1964; Sergeant, 1973; Burns et Seaman, 1985; Doidge, 1990). L'examen des carcasses retrouvées sur les rives du Saint-Laurent entre 1982 et 1990 a révélé que 50 p. 100 des femelles âgées entre 13 et 21 ans ($n=14$) étaient non gestantes et aucune femelle âgée de plus de 21 ans n'était gravide ($n=20$) (Béland *et al.*, 1992). Béland *et al.*, (1992) notent également que la cooccurrence d'un *corpus luteum* actif et d'un fœtus, considérée par Burns et Seaman (1985) comme le meilleur indice de la productivité moyenne des femelles, est également largement inférieure chez les bélugas du Saint-Laurent (une femelle sur 22 ou 4,5 p. 100) en comparaison des bélugas de l'Alaska (110 femelles sur 171 ou 64 p. 100). Ces données suggèrent un potentiel reproducteur réduit. Toutefois, la représentativité des informations provenant de l'examen d'animaux morts de causes naturelles et la valeur des comparaisons avec les animaux tués par la chasse imposent des limites importantes à ces résultats (Béland *et al.*, 1988; Béland *et al.*, 1992; Lesage et Kingsley, 1995).

Un programme de photo-identification des bélugas du Saint-Laurent a été initié en 1989 (GREMM, données non publiées). L'analyse des observations répétées de femelles reconnaissables à l'aide de cicatrices et marques distinctives devrait permettre d'estimer le succès reproducteur et de fournir des indications utiles sur les taux de survie à différents âges.

6.2.2.4. Production de jeunes

Sergeant (1986) a estimé que la production de jeunes dans le Saint-Laurent au début des années 1980 était environ les deux tiers de celle observée chez les populations de l'Arctique, ce qui suggérerait un potentiel d'accroissement réduit. Sa méthode de dénombrement des nouveau-nés comporte toutefois des biais importants (voir Lesage et Kingsley, 1998) et la valeur de référence pour l'Arctique a été surestimée (Béland *et al.*, 1988; Kingsley, 1996). Les seules autres données sur la production de jeunes proviennent de l'analyse fine des clichés photographiques des recensement de 1990, 1992 et 1995 qui n'ont pas permis de distinguer les veaux de l'année (Kingsley, 1996). Les proportions de jeunes estimées par cette méthode, comme celles estimées par Michaud (1993b) et Desrosiers (1994), incluent les immatures et ne semblent pas différentes de celles des populations de l'Arctique (Lesage et Kingsley, 1998).

6.2.2.5. Taux de mortalité

La mortalité naturelle chez le Béluga du Saint-Laurent peut être évaluée à l'aide des données recueillies lors de l'examen des carcasses échouées sur les rives. Entre 1982 et 1995, 204

échouages ont été rapportés (Béland *et al.*, 1996) et le programme est toujours en cours (Lena Measures, données non publiées). Le nombre annuel moyen de carcasses retrouvées est 15,4 et leur âge moyen de 17,9 ans. L'examen des carcasses retrouvées sur les rives du Saint-Laurent a démontré que les bélugas mouraient habituellement à la suite de maladies et que les mortalités de causes accidentelles étaient rares (voir les items 6.3.2 et 9.2.5).

En raison des biais importants associés à l'échantillonnage des mortalités (flottabilité et visibilité dépendantes de la taille et de la coloration) et de la difficulté d'estimer la proportion des mortalités effectivement enregistrées, il est impossible d'utiliser les statistiques de mortalité provenant des échouages pour évaluer le taux de mortalité réelle dans la population (Béland *et al.*, 1988). Par ailleurs, les données nécessaires pour calculer le taux de mortalité, soit la taille réelle de la population et la production annuelle de veaux, imposent également des limites à une telle évaluation.

6.3. CONDITION DES INDIVIDUS

6.3.1. Contamination

6.3.1.1. Composés organochlorés et métaux lourds

Les niveaux de contamination par des produits toxiques d'origine industrielle et agricole mesurés dans les tissus des bélugas du Saint-Laurent sont largement supérieurs à ceux mesurés chez les bélugas des populations arctiques (Massé *et al.*, 1986; Martineau *et al.*, 1987; Muir *et al.*, 1990; Shugart *et al.*, 1990; Wagemann *et al.*, 1990; Ray *et al.*, 1991; Muir *et al.*, 1996a; 1996b). Les concentrations en métaux lourds, tels que le plomb et le mercure, sont 2 à 15 fois plus élevées chez les bélugas du Saint-Laurent (Tableau 8a). Elles sont jusqu'à 25 fois plus élevées pour les BPC et le DDT et 100 fois plus pour le mirex (Tableau 8b). Ces différences suggèrent une exposition chronique et de longue date des bélugas du Saint-Laurent à plusieurs contaminants, via la chaîne alimentaire (Béland *et al.*, 1993). Muir *et al.* (1996b) présentent une liste détaillée de composés organochlorés mesurés chez les bélugas entre 1987 et 1990. Une liste semblable a été compilée par Wagemann *et al.* (1990) pour les métaux lourds. Le trybutylétain, un biocide utilisé dans les peintures antisalissures, a récemment été mesuré dans le foie et le gras sous-cutané des bélugas du Saint-Laurent (Saint-Louis *et al.*, 1997; Yang *et al.*, 1998). Ce composé organométallique n'a pas été détecté dans les échantillons prélevés sur des bélugas de la baie d'Hudson (Saint-Louis *et al.*, 1998).

Les principales sources des contaminants retrouvés dans le réseau trophique du Saint-Laurent sont décrites au Tableau 9. Celles répertoriées le long des rives de la zone d'étude sont décrites au Chapitre 4 du présent rapport.

Tableau 8a

Teneurs en métaux lourds dans le foie des bélugas du Saint-Laurent (1982-1987), de la baie d'Hudson (1984) et de l'Arctique (1981-1984).

<i>Population</i>	<i>n</i>	<i>Âge moyen</i>	<i>Mercure (ppm¹)</i>	<i>Cadmium (ppm)</i>	<i>Plomb (ppm)</i>	<i>Sélénium (ppm)</i>
Arctique	94	11,4	0,04 – 182	0,03 – 97	< 0,001 – 1,16	0,92 – 87,4
Baie d'Hudson	15	13,2	0,60 – 152	3,47 – 39,6	0,039 – 0,60	2,88 – 28,5
Saint-Laurent	35	17,5	1,42 – 756	< 0,005 – 1,5	0,004 – 2,13	2,72 – 307

Sources : Wagemann *et al.*, 1990; Béland *et al.*, 1993.

1 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids humide, concentrations minimale–maximale.

Tableau 8b

Teneurs en organochlorés dans le gras sous-cutané des bélugas du Saint-Laurent (1986-1990) et de l'Arctique (1983-1987).

<i>Origine</i>	<i>Sexe</i>	<i>Âge</i>	<i>BPC (ppm¹)</i>	<i>DDT total (ppm)</i>	<i>Mirex (ppm)</i>
Arctique	M	0–33	1,88 – 5,09	1,23 – 9,73	nd – 0,06
Arctique	F	0–24	0,31 – 6,73	0,18 – 5,95	nd – 0,03
Saint-Laurent	M	4–23	53,9 – 89,2	52,4 – 123	0,19 – 1,54
Saint-Laurent	F	2–29	14,5 – 68,7	3,95 – 42,7	0,38 – 2,66

Sources : Muir *et al.*, 1990; Béland *et al.*, 1993.

1 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids humide, concentrations minimale–maximale.

Tableau 9
Principales sources des contaminants identifiés chez le Béluga du Saint-Laurent.

Contaminants	Principales sources
Métaux	
Mercure	Industries métallurgiques Station d'épuration des eaux de la Communauté urbaine de Montréal (~ 300g•d ⁻¹) ^a
Plomb	Naturelle Station d'épuration des eaux de la Communauté urbaine de Montréal (~ 16,7 kg•d ⁻¹) ^a
Tributylétain	Chantiers maritimes, marinas, bateaux
Organochlorés	
BPC ^b	Production d'électricité Lixiviats de certains dépotoirs Station d'épuration des eaux de la Communauté urbaine de Montréal (~ 1,2 g•d ⁻¹) ^a
Mirex	Via le Lac Ontario
DDT	Lixiviats de certains dépotoirs
Dioxines/furanes	Sous-produits d'activités anthropiques
HAP^c	Naturelle et anthropique Alumineries Pâtes et papier (~ 3 kg•d ⁻¹) ^d Produits traités à la créosote (2 000 t•an ⁻¹ au Canada) ^e Station d'épuration des eaux de la Communauté urbaine de Montréal (~ 620 g•d ⁻¹) ^a

Source : Adapté de Bailey et Zinger (1995).

a Thang (1993).

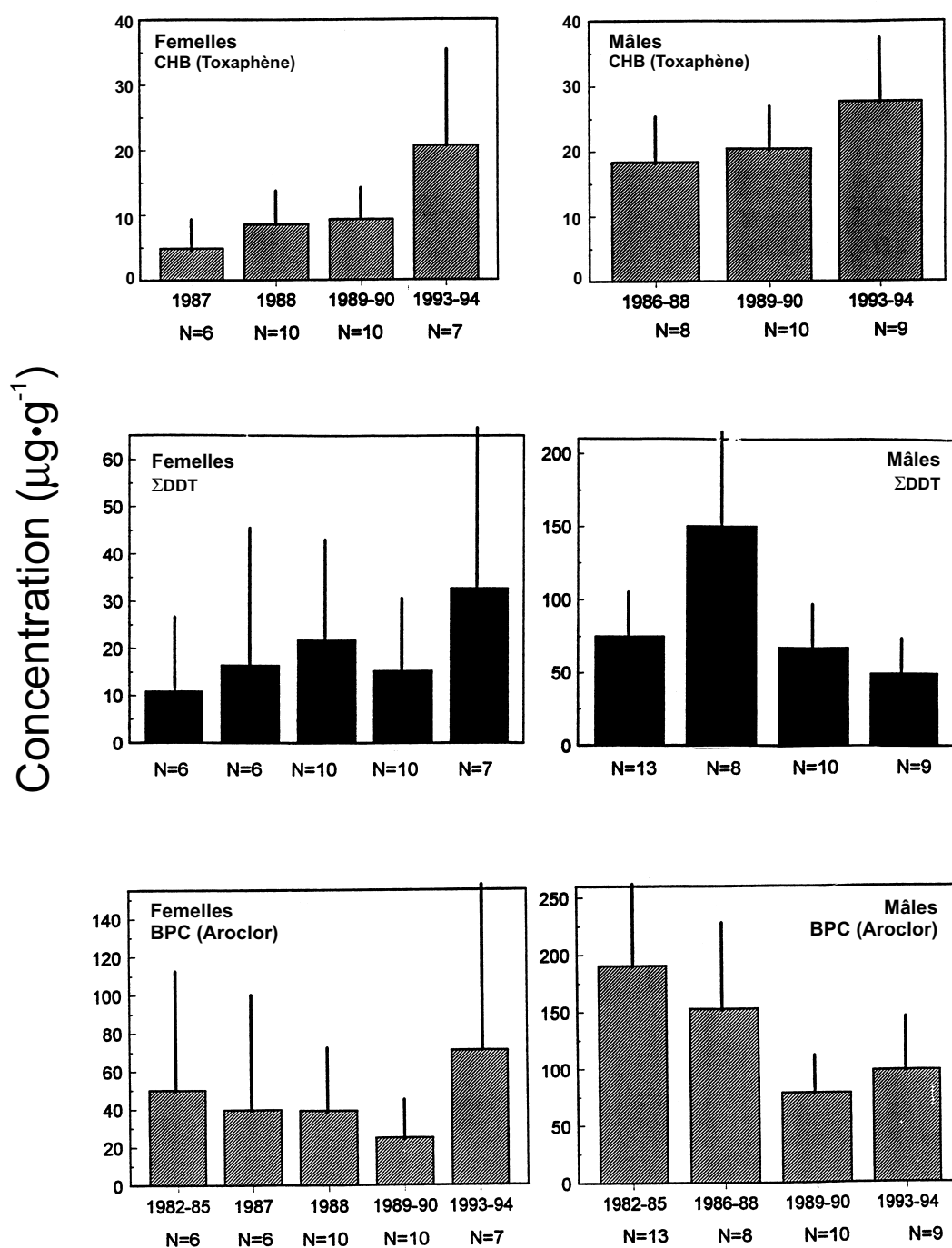
b Biphényles polychlorés.

c Hydrocarbures aromatiques polycycliques.

d Bouchard et Millet (1993).

e *The Gazette*, parution du 5 février 1994.

Une analyse comparative des concentrations de différents composés organochlorés dans le gras sous-cutané de bélugas échoués entre 1987-1990 et 1993-1994 a indiqué une diminution des concentrations de BPC et de DDT chez les bélugas mâles (Muir *et al.*, 1996a). Chez les femelles, pendant la même période, les concentrations de DDT ont augmenté alors que les concentrations de BPC n'ont pas changé. Parmi les autres composés organochlorés examinés, seules les concentrations en toxaphène (CHB) ont augmenté significativement chez les mâles et les femelles alors que les autres se sont maintenues (Figure 3). Selon Muir *et al.* (1996a), les diminutions observées chez les mâles pourraient refléter une diminution sensible de la contamination de la chaîne alimentaire. Si ces tendances suivent celles mesurées chez les phoques du Groenland fréquentant l'estuaire (Beck *et al.*, 1994), il est possible que le pic de contamination des bélugas soit survenu au début des années 1970 (Muir *et al.*, 1996a). Les différentes tendances observées chez les mâles et les femelles de même que chez les différents composés organochlorés suggèrent toutefois la prudence dans l'interprétation de ces données. En effet, de récentes analyses de DDT et de *p,p'*-DDE effectuées sur les échantillons

**Figure 3**

Évolution temporelle des concentrations ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$; poids humide exprimé sur la base des lipides) de toxaphène (CHB), de DDT total et de biphényles polychlorés (Aroclor 1254/1260) dans le gras sous-cutané des bélugas de la zone d'étude.

Source : Muir *et al.*, 1996a.

de mâles et de femelles prélevés en 1997-1998 ne supportent pas les tendances rapportées par Muir *et al.* (1996a) (Lebeuf *et al.*, soumis). Lebeuf *et al.* (soumis) ont mesuré une baisse des concentrations de DDT et de p,p' -DDE chez les femelles alors que Muir *et al.* (1996a) avaient rapporté une hausse. Chez les mâles, c'est exactement le contraire : Muir *et al.* (1996a) rapportaient une baisse des concentrations de DDT et de p,p' -DDE alors que les mesures récentes de Lebeuf *et al.* (soumis) indiquent une hausse. L'âge moyen des mâles échantillonnés dans ces deux études était très semblable (entre 18 et 20 ans). Cependant, les femelles échantillonnées en 1997-1998 étaient en moyenne dix ans plus âgées (environ 28 ans) que celles de Muir *et al.* (1996a) (entre 18 et 19 ans).

D'autre part, les concentrations de tributylétain dans le foie des bélugas entre 1988 et 1998 ne présentent pas non plus de tendances à la baisse ou à la hausse (Saint-Louis *et al.*, 1998).

Une étude est actuellement en cours afin d'évaluer la possibilité d'utiliser les tissus graisseux prélevés par biopsie pour mesurer les contaminants chez les bélugas (Béland *et al.*, 1997). Si cette méthode s'avère fiable, elle permettra d'établir de nouvelles procédures d'échantillonnage pour suivre l'évolution temporelle des contaminants chez des individus vivants et pour valider les données provenant des individus morts.

6.3.1.2 Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

Les bélugas du Saint-Laurent, comme les bélugas de l'Arctique sont exposés aux hydrocarbures aromatiques polycycliques (Ray *et al.*, 1991). Certains de ces HAP, comme le benzo(α)pyrène (BaP), sont des agents cancérigènes puissants. L'exposition des bélugas du Saint-Laurent au BaP a été démontrée par la détection d'adduits spécifiques sur l'ADN de cellules prélevées sur des cerveaux (Shugart *et al.*, 1990). Ces adduits étaient absents chez les bélugas de l'Arctique. Par ailleurs, des quantités considérables de BaP se retrouvent dans les sédiments de la rivière Saguenay (Martel *et al.*, 1986). Leur bio-disponibilité a été démontrée expérimentalement en implantant des mollusques (la Moule bleue) près de l'embouchure du Saguenay (Picard-Bérubé et Cossa, 1983).

Le Comité sur le rétablissement du Béluga (1998) note dans son rapport de suivi 1996-1997 des réductions considérables des émissions de HAP et de BaP par les alumineries depuis le début des années 1980. De plus, des diminutions importantes de concentrations de HAP ont été détectées dans les sédiments du Saguenay au cours des 20 dernières années (Émilien Pelletier, communication personnelle). Les plus fortes concentrations se retrouvent dans les sédiments qui se seraient déposés entre 1965 et 1975. La biodisponibilité des HAP récemment déposés dans le Saguenay a également été mise en évidence par le biais d'une série de test de mutagénicité effectués sur plusieurs espèces de bivalves échantillonnés le long du Saguenay (White *et al.*, 1997).

6.3.2. Agents pathogènes

Le ver pulmonaire *Halocercus monoceris* est responsable des mortalités de 18 p. 100 des bélugas nécropsiés entre 1983 et 1997 ($n = 85$) (Mikaelian *et al.*, 1998). Un autre helminthe fréquemment trouvé chez le Béluga du Saint-Laurent est un ver du système digestif, *Anisakis simplex*, très courant chez un grand nombre de cétacés et de pinnipèdes. Sa présence peut conduire à des perforations gastriques (Measures *et al.*, 1995). En tout, une dizaine d'espèces

d'helminthes ont été recensées chez le Béluga du Saint-Laurent, infectant surtout le système digestif (Measures *et al.*, 1995). Les problèmes de santé occasionnés par ces parasites pourraient être reliés en partie à des déficiences immunitaires liées à la contamination environnementale ou à une variabilité génétique réduite (Measures *et al.*, 1995).

Les morbillivirus ont sévèrement touché diverses espèces de mammifères marins en Europe au cours des dix dernières années (Kennedy *et al.*, 1989; 1991). Des tests sérologiques sur des bélugas du Saint-Laurent et de l'Arctique ont révélé une absence d'anticorps contre ce virus. Il semble donc que le Béluga n'a pas encore été exposé à ce pathogène ou, ce qui semble plus improbable, qu'il n'est pas un hôte potentiel de ce type de virus (Mikaelian *et al.*, 1999).

Le Saint-Laurent est fréquenté par un grand nombre de mammifères marins, ce qui constitue un réservoir d'agents pathogènes pouvant affecter le Béluga. Des analyses sérologiques (présence d'anticorps) ont montré que les mammifères marins du Saint-Laurent sont exposés au morbillivirus du phoque, à *Brucella* et *Leptospira* spp. (pouvant provoquer l'avortement et une maladie grave) et à *Mycoplasma phocacerebrale* (pouvant provoquer une maladie pulmonaire chez les phoques) (Measures, 1998). Également, des études en cours sur des mammifères marins du Saint-Laurent suggèrent que certains agents pathogènes peuvent être transmis via des activités humaines, soit par les égouts municipaux, par le ruissellement des terres agricoles et/ou par la navigation commerciale (Lena Measures, communication personnelle). Étant donné ces sources d'agents pathogènes, une étude en cours devrait permettre d'évaluer les risques d'épizootie pour le Béluga du Saint-Laurent (Lena Measures, communication personnelle).

6.3.3. Pathologie

L'analyse pathologique et histologique de carcasses de bélugas retrouvées sur les rives du Saint-Laurent entre 1982 et 1990 (20 mâles et 25 femelles) a permis de déterminer les principales causes de mortalité (voir Béland *et al.* (1993) et Martineau *et al.*, (1994) pour une revue détaillée). L'étude a, entre autres, révélé une incidence élevée de tumeurs (40 p. 100 des animaux) dont la moitié étaient malignes, des lésions diverses et parfois multiples au niveau du système digestif (53 p. 100 des animaux) et des glandes mammaires (45 p. 100 des femelles). La poursuite de cette étude (De Guise *et al.*, 1994; Martineau *et al.*, 1995; Lair *et al.*, 1997; Lair *et al.*, 1998) a permis de déterminer que le taux de cancer observé chez le Béluga était plus élevé que celui de la majorité des populations humaines et animales domestiques (Martineau *et al.* sous presse).

7. EXPLOITATION PAR L'HOMME

Les premières mentions de la chasse aux bélugas dans le Saint-Laurent remontent aux récits de Jacques Cartier (Reeves et Mitchell, 1984). En effet, Cartier mentionna l'existence d'une pêche pratiquée par les Amérindiens dans le secteur de l'île aux Coudres. Les Basques ont suivi, vers la fin du 16^e siècle (Quinn dans Reeves et Mitchell, 1984). La pêche aux bélugas prit son essor au début du 18^e siècle pour atteindre son apogée en 1720 (Reeves et Mitchell, 1984). Le Béluga était chassé pour sa viande, sa graisse et son cuir. De 1932 à 1938 (à l'exception de 1936), croyant que le Béluga était responsable de la baisse marquée des stocks

de saumons, le département des Pêcheries du Québec offrit une prime de 15,00 \$ pour chaque nageoire caudale rapportée, et ce afin d'encourager la pêche aux bélugas. Une revue détaillée de l'historique de leur exploitation jusqu'à la fin de la chasse commerciale intensive, vers 1955, est présentée dans Reeves et Mitchell (1984). Ces derniers ont évalué, à partir d'une compilation comprenant les statistiques de capture, que plus de 16 000 bélugas avaient été tués entre 1866 et 1960.

Depuis 1979, toute forme de chasse au Béluga dans les eaux du golfe et de l'estuaire du Saint-Laurent, de la rivière Saguenay ou de toute rivière tributaire à marée est interdite. Les activités d'observation en mer constituent aujourd'hui le principal « usage par l'homme » du Béluga. Depuis 1986, un code d'éthique, mis en place conjointement par le ministère des Pêches et des Océans et les opérateurs d'excursions, exclut le Béluga des espèces recherchées pour l'observation en mer. Malgré cette entente volontaire, environ 5 p. 100 des efforts d'observation des bateaux d'excursions sont dirigés vers le Béluga (Michaud *et al.*, 1997; Michaud, 1998). Avec la croissance rapide des excursions de kayak dans la zone d'étude, particulièrement dans la rivière Saguenay et la baie Sainte-Marguerite (Parc marin Saguenay—Saint-Laurent, données non publiées), on a aussi noté une croissance importante de l'observation des bélugas en kayak (Lefebvre, 1998). Enfin, plusieurs sites terrestres sont offerts aux visiteurs du parc marin du Saguenay—Saint-Laurent et du parc Saguenay pour l'observation du Béluga, dont la baie Sainte-Marguerite, la halte côtière de Pointe-Noire et le cap de Bon-Désir (voir le Chapitre 3, item 4.3).

Le Béluga est le sujet d'un grand nombre d'études scientifiques dont quelques-unes impliquent des approches en mer à proximité des animaux et des prélèvements de tissus (biopsies). En 1995 par exemple, des tentatives ont été faites pour capturer des bélugas en vue de prélever des échantillons de sang. Ces projets, comme d'autres activités humaines, sont susceptibles d'avoir un effet sur les individus et sur la population. Ils doivent donc être préalablement soumis à un processus d'évaluation en vue de l'obtention d'un permis par le ministère des Pêches et des Océans. Une étude récente des coûts et bénéfices de l'utilisation de différentes techniques de nature « invasive » (de la Chenelière, 1998) propose un cadre décisionnel qui pourrait s'avérer utile pour évaluer la pertinence de l'utilisation de telles techniques dans la zone d'étude.

8. MESURES DE PROTECTION

La chasse au Béluga a été interdite dans le Saint-Laurent en 1979, suite à l'adoption d'un règlement (Articles 18 et 20) en vertu de la *Loi sur les pêches* du Gouvernement fédéral. Un nouveau règlement (DORS93-56) adopté en 1993 stipule de plus qu'il est interdit d'importuner les mammifères marins. Il existe également une entente volontaire, appelée Code d'éthique, entre le ministère des Pêches et des Océans et les différentes compagnies de croisières aux baleines visant à exclure le Béluga des espèces visées par les activités d'observation en mer.

La création du parc marin du Saguenay—Saint-Laurent permet d'envisager plusieurs possibilités pour rehausser le niveau de protection offert au Béluga et à ces habitats. La nouvelle *Loi sur les Océans*, adoptée en janvier 1997, contient également plusieurs mécanismes qui permettraient de rehausser le niveau de protection des bélugas.

La conservation, la gestion et la recherche en ce qui a trait au Béluga, comme pour toutes les espèces marines dans les eaux canadiennes d'ailleurs, sont la responsabilité du ministère des Pêches et des Océans du Canada. Toutefois, la protection des mammifères marins et plus spécifiquement la protection de leur habitat relèvent de plusieurs paliers de gouvernement et de plusieurs lois et règlements (voir l'introduction du Chapitre 5).

Le Fonds Mondial pour la Nature (WWF) et Pêches et Océans Canada ont déposé, en 1996, un plan de rétablissement pour la population de bélugas du Saint-Laurent (Bailey et Zinger, 1995). Il s'agit du premier plan de rétablissement préparé pour une espèce de mammifère marin au Canada. Il constitue en quelque sorte une extension du plan interministériel pour la survie du Béluga du Saint-Laurent mis en place en 1988 dans le cadre de la première phase du plan d'action Saint-Laurent (PASL).

Les cinq stratégies recommandées dans le plan de rétablissement sont :

- réduire, dans l'écosystème du Saint-Laurent, l'ensemble des contaminants toxiques pouvant affecter le Béluga;
- réduire le dérangement causé par les activités humaines dans les zones fréquentées par le Béluga;
- prévenir les catastrophes écologiques et prendre les mesures d'urgence appropriées;
- assurer un suivi de l'état de la population; et
- examiner les autres obstacles possibles au rétablissement du Béluga.

Le Comité sur le rétablissement du Béluga du Saint-Laurent (1998), toujours sous l'initiative du WWF et de Pêches et Océans Canada, a préparé un rapport sur le suivi de la mise en œuvre du plan d'action pour la période 1996-1997. Il y dresse un constat généralement positif et souligne que la majorité des recommandations sont en cours de réalisation et bien orientées. Parmi les principales réalisations, le Comité rapporte une série d'actions visant à réduire l'ensemble des contaminants toxiques ainsi que les résultats de plusieurs études qui ont indiqué une baisse sensible de la contamination du milieu. Le Comité souligne par ailleurs que les actions visant à réduire le dérangement causé par les activités humaines sont clairement insuffisantes. Enfin le Comité considère que des efforts de recherche additionnels sont requis pour accroître les connaissances sur la dynamique de la population et sur le régime alimentaire du Béluga.

9. PROBLÉMATIQUE ET ENJEUX

9.1 LACUNES DANS LES CONNAISSANCES

Depuis le début des années 1970, un nombre important d'études ont été effectuées sur la population de bélugas du Saint-Laurent. Ces études ont décrit de façon assez détaillée la distribution estivale des bélugas. Les informations disponibles pour les autres saisons sont toutefois limitées. Des efforts considérables ont été déployés pour estimer la taille de la population et en déterminer la trajectoire. Ces estimations sont aujourd'hui plus précises et les méthodes actuellement utilisées devraient permettre de détecter s'il y a une tendance d'accroissement au cours des prochaines années. Des informations très détaillées ont aussi été recueillies en écotoxicologie, en pathologie et en parasitologie. Il demeure toutefois

impossible de vérifier si l'exposition chronique des bélugas du Saint-Laurent aux contaminants chimiques a ou a eu un effet sur la population, soit par la réduction de la production de jeunes et par la réduction de leur taux de survie ou encore par une mortalité prématurée chez les adultes. Enfin, plusieurs programmes de recherche et de suivis à long terme sont en place. Ces programmes continuent de recueillir des informations importantes sur la population de bélugas.

Le Tableau 10 présente une évaluation sommaire de l'état des connaissances sur la population des bélugas du Saint-Laurent. Cette évaluation a été faite en fonction des besoins de gestion et de conservation à l'intérieur de la zone d'étude. Les principales lacunes dans les connaissances portent sur la structure et la dynamique de la population et les paramètres vitaux liés à la reproduction. Ces informations permettraient de vérifier plusieurs des hypothèses sur l'effet des contaminants sur la population et de faire un meilleur suivi démographique de la population. Les connaissances actuelles sur le régime alimentaire et la compétition interspécifique sont également très limitées. Enfin, nous disposons relativement de peu d'informations sur le comportement des bélugas, sur l'utilisation ou la fonction des aires qu'ils fréquentent assidûment et sur l'effet à long terme des nombreuses sources de dérangement.

9.2 PROBLÉMATIQUE

Plusieurs hypothèses ont été avancées pour rendre compte du non-rétablissement ou du lent rétablissement de la population de bélugas du Saint-Laurent depuis l'arrêt de la chasse commerciale au milieu des années 1950 (Reeves et Mitchell, 1984; Pippard, 1985b; Béland *et al.*, 1993; Bailey et Zinger, 1995; Lesage et Kingsley, 1998). Dans les sections suivantes, les informations disponibles sur les facteurs considérés comme potentiellement limitants pour le rétablissement de la population sont présentées. Le Tableau 11 résume les résultats.

9.2.1. Prédation

Les prédateurs du Béluga sont l'Épaulard (Kleinenberg *et al.*, 1964; Steltner *et al.*, 1984; Jefferson *et al.*, 1991), l'Ours polaire (Smith, 1985; Lowry *et al.*, 1987), le Morse (Heptner dans Vladykov, 1944) et possiblement le Requin du Groenland ou Laimargue (Vladykov, 1944). Dans le Saint-Laurent, seuls l'Épaulard et le Requin du Groenland pourraient représenter une menace. Vladykov (1944) mentionne que l'Épaulard pouvait être présent au printemps et à l'automne. Il rapporte aussi des témoignages de pêcheurs sur des attaques de bélugas. Il est toutefois impossible d'évaluer l'importance de la prédation par l'Épaulard. Par ailleurs, depuis quelques dizaines d'années, l'Épaulard est très rarement observé dans l'estuaire et seulement occasionnellement dans le golfe (voir la section 9 du Chapitre 5).

Tableau 10

Évaluation sommaire de l'état des connaissances sur le Béluga du Saint-Laurent dans le contexte de l'établissement d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude.

	<i>Amplement suffisantes</i>	<i>Suffisantes</i>	<i>Insuffisantes</i>	<i>Très insuffisantes</i>	<i>Inconnu</i>	<i>Remarques</i>
Identification de la population	✓					
Biologie générale			✓			
Reproduction				✓		Les paramètres liés à la reproduction et les données sur la production de jeunes ne sont pas disponibles et seraient très utiles pour évaluer le potentiel d'accroissement et les effets présumés des contaminants.
Alimentation				✓		Une meilleure connaissance du régime alimentaire permettrait de mieux identifier les vecteurs de contamination et le potentiel pour la compétition interspécifique.
Comportement			✓			
Structure sociale			✓			
Habitat			✓			
Fréquentation et utilisation de la zone d'étude			✓			Il existe de bonnes informations sur la distribution estivale des bélugas mais très peu pour les autres saisons. Il y a également peu d'informations précises sur l'utilisation des aires fréquentées.
État de la population		✓				Depuis le début des années 1980, il y a eu un bon suivi de l'état de la population. Ce suivi devrait être poursuivi.
Taille et tendances d'accroissement			✓			Il y a eu beaucoup de développement sur ce sujet au cours des dernières années.
Condition des individus			✓			Un suivi doit être poursuivi.
Contamination			✓			Un suivi doit être poursuivi.
Agents pathogènes			✓			Un suivi doit être poursuivi.
Pathologie			✓			Un suivi doit être poursuivi.
Facteurs limitants				✓		On connaît très peu les effets à long terme, tant au niveau individuel qu'au niveau de la population, des facteurs potentiellement limitants tels que la contamination, le dérangement, les prises accidentelles et les collisions.
Usage par l'homme			✓			Une meilleure identification des conflits d'usage des habitats par le Béluga et l'industrie de l'observation des baleines permettrait de mieux cibler les besoins en termes de protection.

Tableau 11

Évaluation sommaire de la problématique du Béluga du Saint-Laurent dans le contexte de l'établissement d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude.

	<i>Très problématique</i>	<i>Problématique</i>	<i>Peu problématique</i>	<i>Non problématique</i>	<i>Inconnu</i>	<i>Remarques</i>
FACTEURS LIMITANTS						
Prédation					✓	La pression de prédation n'est pas bien connue mais ne semble pas élevée, du moins pas à l'intérieur de la zone d'étude.
Compétition			✓			Advenant le déclin d'une des espèces fourragères comme le Capelan ou une augmentation importante des effectifs d'une ou plusieurs espèces compétitrices, la compétition interspécifique pourrait devenir problématique.
Variabilité génétique		✓				La variabilité génétique apparemment réduite peut réduire l'efficacité ou la variété des réponses immunitaires.
Chasse et autres prélèvements				✓		
Collisions		✓				L'augmentation apparente de la fréquence des mortalités liées à des collisions est à surveiller de très près.
Prises accidentelles			✓			Advenant un changement dans les habitudes de pêche, les prises accidentelles pourraient devenir problématique.
Agents pathogènes			✓			Étant donné la petite taille de la population et son aire de répartition restreinte, une épizootie pourrait compromettre le rétablissement de la population.
Contaminants	✓					Les effets possibles des contaminants sur le système immunitaire et le système de reproduction est une des principales menaces au rétablissement.
Dérangement	✓					Il y a peu d'information sur l'importance du dérangement et ses effets mais les données disponibles indiquent clairement qu'il y a un problème potentiel important.
Perte d'habitat		✓				Les habitudes de fréquentation très routinières des bélugas les rendent susceptibles aux perturbations des habitats.
ÉTAT DES CONNAISSANCES			✓			Même si les connaissances disponibles sont suffisantes pour assurer une gestion prudente de la population, il y a des lacunes importantes à combler.
MESURES DE PROTECTION	✓					La réglementation en place pour réduire le dérangement de même que son application sont largement insuffisantes. Il existe également un besoin pour la résolution des conflits d'usage entre les bélugas et l'industrie de l'observation des baleines.

La prédation par le Requin du Groenland n'a pas été formellement documentée quoique Vladykov (1944) mentionne qu'il s'attaquerait probablement aux animaux blessés. Il est évidemment impossible d'estimer l'importance de la prédation du Béluga par ce requin.

9.2.2. Compétition pour la ressource

Certaines des principales proies du Béluga, dont le Capelan et le lançon, font aussi partie du régime alimentaire de plusieurs autres espèces de mammifères marins et d'oiseaux marins qui partagent la même aire de répartition. La croissance récente des populations de phoques du Groenland (Shelton *et al.*, 1996; Stenson *et al.*, 1999), de phoques gris (Hammill, 1999) et de plusieurs espèces d'oiseaux marins (voir le Chapitre 9) est susceptible d'affecter la répartition de la ressource. Enfin, l'appauvrissement des stocks de poissons de fonds et une réorientation possible de l'effort de pêche vers des petits poissons pélagiques pourraient ajouter une pression sur des espèces-clés pour le Béluga. En absence d'évaluation détaillée de ces stocks de poissons et de leur consommation par les prédateurs, il est impossible d'évaluer l'effet de la compétition interspécifique. Pour l'instant, l'exploitation des espèces fouragères telles que le lançon et les euphausides, est soumise à un moratoire imposé par le ministère des Pêches et des Océans qui examine les impacts écosystémiques de telles pêches.

9.2.3. Variabilité génétique

Des études ont démontré que la variabilité génétique, au niveau de l'ADN nucléaire, est plus faible chez le Béluga du Saint-Laurent que chez les populations de la mer de Beaufort (Paternaude *et al.*, 1994) et de la baie d'Hudson (Mancuso, 1995). Une nouvelle étude (Murray *et al.*, 1999) a également révélé une réduction dans le nombre des haplotypes du complexe d'histocompatibilité majeure (*DRB1* et *DQB*), un ensemble de gènes impliqués dans la réponse immunitaire. Cette réduction, résultant probablement d'un « goulot d'étranglement » génétique, est susceptible d'avoir des effets sur le potentiel de rétablissement (Murray *et al.*, 1999). Toutefois, cette réduction n'étant pas accompagnée par une réduction du nombre d'allèles présents dans la population, la diversité haplotypique devrait se rétablir à moyen terme par les processus naturels de recombinaison (Murray *et al.*, 1999).

9.2.4. Chasse et autres prélèvements

La chasse de subsistance du 16^e siècle a été suivie par une exploitation commerciale intensive. Celle-ci s'est poursuivie jusqu'au milieu des années 1950 (Reeves et Mitchell, 1984). Malgré son importance évidente par le passé, la chasse ne représente plus un facteur limitant pour la population de bélugas du Saint-Laurent, et ce depuis son interdiction en 1979. Des informations de nature anecdotique suggèrent qu'une chasse illégale aurait eu lieu quelques années après l'interdiction. Il est actuellement interdit de prélever des bélugas pour les aquariums et/ou les jardins zoologiques.

9.2.5. Collisions et prises accidentelles

Depuis le début du programme de récupération de carcasses de bélugas retrouvés sur les rives du Saint-Laurent, en 1982, seulement quatre décès sur plus de 200 ont impliqué des collisions importantes susceptibles d'avoir causé la mort de l'animal (Béland *et al.*, 1992; Daniel Martineau, communication personnelle). Trois de ces incidents ont eu lieu récemment soit en

1995, 1996 et 1999. Cette incidence accrue doit être interprétée avec prudence, mais elle pourrait être liée à l'accroissement de la navigation de plaisance et du nombre d'excursions dans l'aire de répartition du Béluga (Daniel Martineau, communication personnelle).

Seulement deux cas d'empêchement dans des filets maillants ont été rapportés depuis la fin des années 1970 dans l'estuaire du Saint-Laurent (Bailey et Zinger, 1995). De plus, un sondage mené auprès des pêcheurs du golfe durant les années 1989 et 1990 ne rapporte aucun cas de prises accidentelles impliquant des bélugas (Pierre-Michel Fontaine, communication personnelle). Notons que plusieurs cas d'empêchement dans les filets maillants et les trappes à morue ont été rapportés sur les côtes de Terre-Neuve et du Labrador entre 1979 et 1991 dans les années 1980 (Curren et Lien, 1998). Ces informations suggèrent que les prises accidentelles pourraient être une cause de mortalité significative. La fréquence peu élevée de ces événements dans la zone d'étude est sans doute attribuable au faible effort de pêche au filet maillant (voir le Chapitre 4, item 6.4).

9.2.6. Contaminants

L'exposition chronique des bélugas à une grande variété de contaminants chimiques d'origine industrielle et agricole est susceptible d'affecter la compétence de leur système immunitaire (De Guise *et al.*, 1995a; 1995b; De Guise *et al.*, 1996a; 1996b; Brousseau *et al.*, 1997; De Guise *et al.*, 1997a; 1997b) et de leur système reproducteur (Martineau *et al.*, 1987; Béland *et al.*, 1993; Martineau *et al.*, 1994). Une série d'études de nature expérimentale a démontré de tels effets chez des phoques communs exposés à des concentrations d'organochlorés comparables à celles des bélugas (Reijnders, 1986; Ross *et al.*, 1995).

Les contaminants pourraient également jouer un rôle dans le développement de cancers chez le Béluga (Martineau *et al.*, 1994). Gauthier *et al.* (1998; 1999) ont d'ailleurs démontré que des cellules de bélugas exposées à des concentrations de mercure, de BaP et de différents composés organochlorés dont le toxaphène, comparables à celles trouvées chez les bélugas du Saint-Laurent, subissent des dommages au niveau de l'ADN et des chromosomes. Enfin, l'immunosuppression induite par l'exposition aux contaminants pourrait aussi être impliquée dans le développement des cancers en diminuant la résistance cellulaire (De Guise *et al.*, 1994; 1995b).

Malgré les démonstrations expérimentales de plus en plus nombreuses de l'effet des contaminants sur plusieurs fonctions biologiques, les études effectuées à partir de l'examen des carcasses (comme celle en cours avec les bélugas du Saint-Laurent) ne permettent pas d'établir de lien purement causal entre, d'une part, l'état de santé des animaux ou la dynamique de leur population et, d'autre part, leur exposition aux contaminants (O'shea *et al.*, 1999). Il demeure donc impossible de vérifier si l'exposition chronique des bélugas du Saint-Laurent aux contaminants chimiques a ou a eu un effet au niveau de la population, soit par la réduction de la production de jeunes et de leur survie ou encore par une mortalité prématurée chez les adultes. Étant donné l'importance des problèmes soupçonnés et la difficulté d'établir des liens de causes à effets, il est indispensable de développer de nouvelles méthodes pour évaluer de tels risques (Reijnders, 1994).

Si les contaminants sont ou ont été un facteur limitant le rétablissement de la population de bélugas du Saint-Laurent, il est possible que leurs effets néfastes diminuent avec la réduction générale des concentrations mesurées dans les chaînes alimentaires du Saint-Laurent.

Toutefois, les seuils critiques à partir desquels ces contaminants ont un effet toxique chez le Béluga sont inconnus. De plus, il a été démontré que les contaminants organochlorés pouvaient avoir des effets néfastes sur le développement des systèmes endocrinien, immunitaire et reproducteur pendant la période périnatale, à des doses largement inférieures à celles documentées chez plusieurs espèces de mammifères marins, incluant les bélugas (Colburn *et al.*, 1993; Colburn et Smolen, 1996). Enfin, une étude récente de De Guise *et al.* (1998) a mis en évidence les effets toxiques de certains mélanges de contaminants organochlorés. Cette observation attire l'attention sur des mécanismes d'action vraisemblablement plus complexes que ceux qui ont été étudiés jusqu'à présent.

9.2.7. Dérangement

L'effet sur les mammifères marins du passage de bateaux et du bruit qui y est associé semble varier considérablement selon l'expérience des animaux et les activités dans lesquelles ils sont engagés (voir Finley *et al.*, 1990; Lesage, 1993). Chez le Béluga du Saint-Laurent, de légères modifications du comportement de plongée et du comportement vocal ont été corrélées au passage et à l'approche de bateaux (Blane et Jaakson, 1994; Lesage *et al.*, 1999). Ces modifications sont toutefois de nature éphémère et il est difficile d'en évaluer les effets à long terme. Il est possible que le bruit et le passage fréquent de bateaux mènent à l'abandon d'un site. Des changements des habitudes de déplacement du Béluga à l'embouchure du Saguenay pourraient être liés à une circulation accrue dans ce secteur (Pippard, 1985a; Caron et Sergeant, 1988).

Le bruit ambiant dans certains secteurs fortement fréquentés par le Béluga, notamment à la tête du chenal Laurentien durant l'été, atteint un seuil potentiellement dommageable pour leur audition (Scheifele *et al.*, 1997). Des effets temporaires ou même irréversibles seraient possibles seulement dans les situations où l'exposition serait de longue durée, i.e. plusieurs heures par jour. La suite de ce projet prévoit donc évaluer l'exposition des bélugas au bruit ambiant et évaluer la contribution des activités humaines au bruit ambiant (Peter Scheifele, communication personnelle).

L'augmentation de la circulation maritime, de la navigation de plaisance et du nombre d'excursions dans la zone d'étude représentent donc une menace réelle pour le Béluga. Par ailleurs, l'effritement du consentement des opérateurs d'excursions d'exclure le Béluga des espèces recherchées pour les activités d'observation en mer risque d'accroître l'exposition des bélugas (Michaud *et al.*, 1997). Cette menace est d'autant plus importante que la période d'achalandage correspond à la période de mise bas des bélugas.

9.2.8. Dégradation de l'habitat

D'une façon générale, la contamination par les produits toxiques et la pollution sonore peuvent être considérées comme une dégradation de la qualité de l'habitat. Il y a par contre peu d'évidence que des modifications physiques d'habitats causées par des activités humaines aient eu ou aient un impact sur la population de bélugas du Saint-Laurent. Il a été suggéré que le délaissement des bancs de la Manicouagan dans les années 1960 pourrait être une conséquence de la construction des barrages hydroélectriques sur les rivières Manicouagan et Outardes (Sergeant et Brodie, 1975). Ce délaissement pourrait aussi bien être une conséquence de la chasse intensive et d'une relocalisation des concentrations estivales de

bélugas (Michaud *et al.*, 1990). Les habitudes côtières des bélugas les exposent toutefois à un ensemble de sources de dérangement potentiellement liées au développement des activités humaines telles les développements portuaires, les marinas, le dynamitage ou le dragage.

9.2.9. Événements catastrophiques

Même si aucun événement catastrophique susceptible d'avoir un impact négatif sur la population de bélugas du Saint-Laurent n'a été rapporté jusqu'ici, les déversements de pétrole et les épizooties virales ou bactériennes représentent des facteurs de risque (Bailey et Zinger, 1995).

9.3. ENJEUX

Le rétablissement de la population des bélugas du Saint-Laurent est un des principaux enjeux de conservation dans la zone d'étude. Il est d'ailleurs à l'origine de l'entente entre les gouvernements fédéral et provincial qui a mené à la création du parc marin Saguenay—Saint-Laurent. Le Béluga du Saint-Laurent compte parmi les populations animales dont la situation est la mieux connue d'un grand nombre de canadiens. Le rétablissement de cette population n'est pas seulement un enjeu régional important mais un enjeu national.

L'augmentation apparente des collisions et la contamination par les organochlorés sont les deux principales menaces au rétablissement du Béluga de la zone d'étude (Tableau 12).

Les principales préoccupations de gestion pour la population des bélugas du Saint-Laurent ont été clairement énoncées dans le plan de rétablissement (Bailey et Zinger, 1995). Elles incluent prioritairement :

- le contrôle des contaminants toxiques;
- la réduction du dérangement causé par les activités humaines;
- le contrôle des effets éventuels d'une catastrophe écologique;
- le suivi de l'état de la population; et
- l'accroissement des connaissances.

Tableau 12
Enjeux relatifs à la problématique du Béluga dans la zone d'étude.

<i>Problème</i>	<i>Type d'enjeu</i>	<i>Description de l'enjeu</i>
Augmentation apparente des collisions et contamination par les organochlorés	• Pour l'espèce	Réduction du potentiel de rétablissement de la population.

RÉFÉRENCES

- Au, W.W.L., R.H. Penner et C.W. Turl. 1987. Propagation of beluga echolocation signals. J. Acoust. Soc. Am. 82 : 807-813.
- Bailey, R. et N. Zinger. 1995. Plan de rétablissement de la population de bélugas du Saint-Laurent. Fonds mondial pour la nature et Pêches et Océans Canada.
- Beaulieu, M. 1992. Listes des espèces de la faune vertébrée susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec : 107 p.
- Beck, G.G., T.G. Smith et R.F. Addison. 1994. Organochlorine residus in harp seals, *Phoca groenlandica*, from the Gulf of St. Lawrence and Hudson Strait : an evaluation of contaminant and burdens. Can. J. Zool. 72 : 174-182.
- Bédard, J., A. Nadeau, J.P.L. Savard et M.S.C. Kingsley. 1997. La passe de l'île aux Lièvres : importance stratégique pour la faune marine de l'estuaire. Rapport final présenté à Pêches et Océans Canada (Institut Maurice Lamontagne et Division de l'habitat du poisson), Environnement Canada (Service canadien de la faune), Patrimoine canadien (Parc marin du Saguenay—Saint-Laurent) et Habitat faunique Canada par la Société Duvetnor Ltée, Rivière-du-Loup, Québec : 69 p. + annexes.
- Béland, P. et D. Martineau. 1988. The beluga whale (*Delphinapterus leucas*) as integrator of the St. Lawrence basin contamination history. Proc. Int. Conf. Bio-indicators : exposure and effects. Oak Ridge Natl. Lab., Oak Ridge, Tennessee .
- Béland, P., A. Vézina et D. Martineau. 1988. Potential for growth of the St. Lawrence (Québec, Canada) beluga whale (*Delphinapterus leucas*) population based on modelling. J. Cons. Int. Explor. Mer. 45 : 22-32.
- Béland, P., S. De Guise et R. Plante. 1992. Toxicologie et pathologie des mammifères marins du Saint-Laurent. Rapport final présenté au Fonds pour la toxicologie faunique du Fonds mondial pour la nature (Toronto, Canada) par INESL, Montréal, Québec : 99 p.
- Béland, P., S. De Guise, C. Girard, A. Lagacé, D. Martineau, R. Michaud, D.C.G. Muir, R.J. Norstrom, É. Pelletier, S. Ray et L.R. Shugart. 1993. Toxic compounds and health and reproductive effects in St. Lawrence beluga whales. J. Great Lakes Res. 19 : 766-775.
- Béland, P., S. De Guise, S. Lair, D. Martineau, I. Mikaelian, D. Balkwill et R. Plante. 1996. Mortalités de bélugas observées dans le Saint-Laurent en 1995. Rapport final, INESL, Montréal, Québec .
- Béland, P., R. Letcher, R. Michaud, D. Muir et R. Norstrom. 1997. Analyses d'organochlorés sur des biopsies de bélugas du Saint-Laurent. Institut National d'Écotoxicologie du Saint-Laurent.
- Blane, J.M. 1990. Avoidance and interactive behaviour of the St. Lawrence beluga whale (*Delphinapterus leucas*) in response to recreational boating. Department of Geography and the Institute for Environmental Studies, University of Toronto.
- Blane, J.M. et R. Jaakson. 1994. The impact of ecotourism boats on the St. Lawrence beluga whales. Environmental Conservation 21 : 267-269.

- Bouchard, H. et P. Millet. 1993. Le Saint-Laurent : milieux de vie diversifiés. Centre Saint-Laurent, Conservation et Protection, Environnement Canada. 97 p.
- Brennin, R., B.W. Murray, M.K. Friesen, L.D. Maiers, J.W. Clayton et B.N. White. 1997. Population genetic structure of beluga whales (*Delphinapterus leucas*) : mitochondrial DNA sequence variation within and among North American populations. Can. J. Zool. 75 : 795-802.
- Brodie, P.F. 1971. A reconsideration of aspects of growth, reproduction, and behavior of the white whale (*Delphinapterus leucas*), with reference to the Cumberland Sound, Baffin Island, population. J. can. sci. halieut. aquat. 28 : 1309-1318.
- Brousseau, P., M. Dunier, P. Deschaux, S. De Guise, K. Krzystyniak et M. Fournier. 1997. Marqueurs immunologiques. p. 287-313, Dans : L. Lagadic, T. Caquet, J.-C. Amiard et F. Ramade (éd.). Biomarqueurs en écotoxicologie-Aspects fondamentaux. Masson, Paris.
- Brown Gladden, J.G., M.M. Ferguson et J.W. Clayton. 1997. Matriarchal genetic population structure of north american beluga whales *Delphinapterus leucas* (Cetacea : Monodontidae). Mol. Ecol. 6 : 1033-1046.
- Burns, J.J. et G.A. Seaman. 1985. Investigations of beluga whales in coastal waters of western and northern Alaska. II. Biology and ecology. Final Report to Alaska Department of Fish and Game, Fairbanks, Alaska NA 81 RAC 00049 : 129 p.
- Campbell, R.R. 1998. Rare and endangered fishes and marine mammals of Canada : COSEWIC fish and marine mammal subcommittee status reports : XII. Can. Field-Nat. 112 : 94-97.
- Caron, L.M.J. et D.E. Sergeant. 1988. Yearly variation in the frequency of passage of beluga whales (*Delphinapterus leucas*) at the mouth of the Saguenay river, Québec, over the past decade. Naturaliste can. 178 : 111-116.
- Chadenet, V. 1997. Fréquentation et bilan d'activité du béluga, *Delphinapterus leucas*, du Saint-Laurent dans la baie Sainte-Marguerite. Thèse de maîtrise. Département de biologie. Université Laval, Québec. 75 p.
- Colburn, T. et M.J. Smolen. 1996. Epidemiological analysis of persistent organochlorine contaminants in cetaceans. Rev. Environ. Contam. Toxicol. 146 : 91-171.
- Colburn, T., F.S. vom Saal et A.M. Soto. 1993. Developmental effects of endocrine-disrupting chemicals in wildlife and humans. Environ. Health Perspect. 101 : 378-384.
- Comité sur le rétablissement du béluga du Saint-Laurent. 1998. Mise en oeuvre du plan de rétablissement du béluga du Saint-Laurent : 1996-1997. Fonds mondial pour la nature (Toronto, Canada) et Pêches et Océans Canada (Mont-Joli, Québec, Canada) : 102 p.
- Cook, F.R. et D. Muir. 1984. The committee on the status of endangered wildlife in Canada (COSEWIC) : history and progress. Can. Field-Nat. 98 : 63-70.
- Curren, K. et J. Lien. 1998. Observations of white whales, *Delphinapterus leucas*, in waters off Newfoundland and Labrador and in the Gulf of St. Lawrence. Can. Field-Nat. 112 : 28-31.
- De Guise, S., J. Bernier, D. Martineau, P. Béland et M. Fournier. 1996a. Effects of in vitro exposure of beluga whale splenocytes and thymocytes to heavy metals. Environ. Toxicol. Chem. 15 : 1357-1364.

- De Guise, S., J. Bernier, M. Dufresne, D. Martineau, P. Béland et M. Fournier. 1996b. Immune functions in beluga whales (*Delphinapterus leucas*) : Evaluation of mitogen-induced blastic transformation of lymphocytes from peripheral blood, spleen and thymus. Vet. Immunol. Immunopathol. 50 : 117-126.
- De Guise, S., J. Bernier, D. Martineau, P. Béland et M. Fournier. 1997a. Phenotyping of beluga whale blood lymphocytes using monoclonal antibodies. Develop. Compar. Immunol. 21 : 425-433.
- De Guise, S., A. Lagacé et P. Béland. 1994. Tumors in St. Lawrence beluga whales (*Delphinapterus leucas*). Vet. Pathol. 31 : 444-449.
- De Guise, S., D. Martineau, P. Béland et M. Fournier. 1995a. Possible mechanisms of action of environmental contaminants on St. Lawrence beluga whales (*Delphinapterus leucas*). Environ. Health Perspect. 103 : 73-77.
- De Guise, S., D. Flipo, J. Boehm, D. Martineau, P. Béland et M. Fournier. 1995b. Immune functions in beluga whales (*Delphinapterus leucas*) : Evaluation of phagocytosis and respiratory burst with peripheral blood leucocytes using flow cytometry. Vet. Immunol. Immunopathol. 47 : 351-362.
- De Guise, S., D. Martineau, P. Béland et M. Fournier. 1998. Effects of *in vitro* exposure of beluga whale leucocytes to selected organochlorines. Journal of Toxicology and Environmental Health 55 : 479-493.
- De Guise, S., P. Ross, A. Osterhaus, D. Martineau, P. Béland et M. Fournier. 1997b. Immune functions in beluga whales (*Delphinapterus leucas*) : Evaluation of natural killer cell activity. Vet. Immunol. Immunopathol. 58 : 345-354.
- de la Chenelière, V. 1998. The risks and benefits of an invasive technique, biopsy sampling, for an endangered population, the St. Lawrence beluga (*Delphinapterus leucas*). M.Sc. thesis. Department of Biology. McGill University, Montréal, QC. 61 p.
- Desrosiers, J. 1994. Analyse photogrammétrique de la structure et de la dynamique de la population de bélugas du Saint-Laurent. Thèse de maîtrise. Département de Biologie. Université Laval, Québec. 89 p.
- Doidge, D.W. 1990. Age and stage based analysis of the population dynamics of beluga whales, *Delphinapterus leucas*, with particular reference to the Northern Quebec population. Degree of Doctor of Philosophy. Department of Renewable Resources, Macdonald College of McGill University, Montreal, Quebec.
- Faucher, A. 1988. The vocal repertoire of the St. Lawrence Estuary population of beluga whale (*Delphinapterus leucas*) and its behavioral, social and environmental contexts. Dalhousie University, Halifax.
- Finley, K.J., M.S.W. Bradstreet et G.W. Miller. 1990. Summer feeding ecology of harp seals (*Phoca groenlandica*) in relation to arctic cod (*Boreogadus saida*) in the canadian high Arctic. Polar Biol. 10 : 609-618.
- Finley, K.J., G.W. Miller, M. Allard, R.A. Davis et C.R. Evans. 1982. Les bélugas (*Delphinapterus leucas*) du Nouveau-Québec : distribution, abondance, identification des stocks, historique des captures et gestion. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 1123 : vii + 61 p.

- Fraker, M.A., C.D. Gordon, J.W. McDonald, J.K.B. Ford et G. Cambers. 1979. White whale (*Delphinapterus leucas*) distribution and abundance and the relationship to physical and chemical characteristics of the Mackenzie Estuary. Fisheries and Marine Service.
- Gauthier, I. 1999. Estimation de la visibilité aérienne des bélugas du Saint-Laurent et les conséquences pour l'évaluation des effectifs. Thèse de maîtrise. Département de biologie. Université du Québec à Rimouski, Rimouski. 104 p.
- Gauthier, J.M., H. Dubeau et É. Rassart. 1998. Mercury-induced micronuclei in skin fibroblasts of beluga whales. Environ. Toxicol. Chem. 17 : 2487-2493.
- Gauthier, J.M., H. Dubeau et É. Rassart. 1999. Induction of micronuclei in vitro by organochlorine compounds in beluga whale skin fibroblasts. Mutation Res. 439 : 87-95.
- Gurevich, V.S. 1980. Worldwide distribution and migration patterns of the white whale (beluga), *Delphinapterus leucas*. Rep. Int. Whal. Commn. 34 : 16 p.
- Hammill, M. 1999. Replacement yields of Northwest Atlantic grey seals (*Halichoerus grypus*). Working paper 99/11 presented at the Fisheries and Oceans National Marine Mammal Peer Review Committee in Montréal, 1-5 February 1999 : 16 p.
- Hammill, M.O., V. Lesage et S. Iverson. 1998. Niveau trophique et habitudes alimentaires des bélugas et des phoques communs de l'estuaire du Saint-Laurent déterminé à partir de l'analyse des rapports d'isotopes stables de carbone et d'azote. Rapport final présenté à Parcs Canada. 49 p.
- Harington, C.R. 1977. Marine mammals in the Champlain sea and the Great lakes. Ann. N.Y. Acad. Sci. 288 : 508-537.
- Innes, S. 1996. Report of the national marine mammal peer review committee. Department of Fisheries and Oceans Canada, Winnipeg, Manitoba, Canada.
- Jefferson, T.A., P.J. Stacey et R.W. Baird. 1991. A review of killer whale interactions with other marine mammals : predation to co-existence. Mammal. Rev. 21 : 151-180.
- Kennedy, S., J.A. Smyth, P.F. Cush, P. Duignan, M. Platten, S.J. McCullough et G.M. Allan. 1989. Histopathologic and immunocytochemical studies of distemper in seals. Vet. Pathol. 26 : 97-103.
- Kennedy, S., J.A. Smyth, P.F. Cush, M. McAlliskey, S.J. McCullough et B.K. Rima. 1991. Histopathologic and immunocytochemical studies of distemper in harbour porpoises. Vet. Pathol. 28 : 1-7.
- Kingsley, M.C.S. 1993. Census, trend, and status of the St. Lawrence beluga population in 1992. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 1938 : vi + 17 p.
- Kingsley, M.C.S. 1996. Estimation d'un indice d'abondance de la population de bélugas du Saint-Laurent en 1995. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 2117 : vi + 42 p.
- Kingsley, M.C.S. 1998. Population index estimates for the St. Lawrence belugas, 1973-1995. Mar. Mammal. Sci. 14 : 508-530.
- Kingsley, M.C.S. 1999. Population indices and estimates for the belugas of the St. Lawrence Estuary. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 2266 : vi + 27 p.

- Kingsley, M.C.S. et M.O. Hammill. 1991. Photographic census surveys of the St. Lawrence beluga population, 1988 and 1990. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 1776 : 19 p.
- Kleinenberg, S.E., A.V. Yablokov, B.M. Bel'kovich et N.M. Tarasevich. 1964. Beluga (*Delphinapterus leucas*) investigation of the species. Academy Nauk USSR, Moscow : translated by Israel Progr. Sci. Translat., Jerusalem 1969, 376 p.
- Lair, S., P. Béland, S. De Guise et D. Martineau. 1997. Adrenal hyperplastic and degenerative changes in beluga whales. J. Wildl. Dis. 33 : 430-437.
- Lair, S., S. De Guise et D. Martineau. 1998. Uterine adenocarcinoma with abdominal carcinomatosis in a beluga whale. J. Wildl. Dis. 32 : 373-376.
- Laurin, J. 1982a. Étude écologique et éthologique de la population de bélugas (*Delphinapterus leucas*) du fjord du Saguenay, Québec. Thèse de maîtrise. Département des sciences biologiques. Université de Montréal, Montréal. 145 p.
- Laurin, J. 1982b. La chasse aux bélugas, *Delphinapterus leucas*, du Saint-Laurent et statut actuel de la population. Carnet de zoologie (Société de zoologie de Québec) 42 : 23-27.
- Lebeuf, M., K.E. Bernt, S. Trottier, M. Noël, M. Hammill et L. Measures. (soumis). Tris (4-chlorophenyl) methane and Tris (4-chlorophenyl) methanol in marine mammals from the Estuary and Gulf of St. Lawrence. Environ. Pollut.
- Lefebvre, R. 1998. Observations sur la fréquentation de la baie Sainte-Marguerite par les bélugas (*Delphinapterus leucas*) et les kayaks à l'été 1996. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Direction régionale du Saguenay-Lac-Saint-Jean, Service de la faune et du milieu naturel.
- Lesage, V. 1993. Effet de la circulation plaisancière et d'un traversier sur le comportement vocal du béluga (*Delphinapterus leucas*) du Saint-Laurent. Thèse de maîtrise. Département de biologie. Université Laval, Québec. 129 p.
- Lesage, V., C. Barrette, M.C.S. Kingsley et B. Sjare. 1999. The effect of vessel noise on the vocal behavior of belugas in the St. Lawrence river estuary, Canada. Mar. Mammal. Sci. 15 : 65-84.
- Lesage, V. et M.C.S. Kingsley. 1995. Bilan des connaissances de la population de bélugas (*Delphinapterus leucas*) du Saint-Laurent. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 2041 : vii + 44 p.
- Lesage, V. et M.C.S. Kingsley. 1998. Updated status of the St. Lawrence river population of the beluga, *Delphinapterus leucas*. Can. Field-Nat. 112 : 98-114.
- Lowry, L.F., J.J. Burns et R.R. Nelson. 1987. Polar bear, *Ursus maritimus*, predation on belugas, *Delphinapterus leucas*, in the Bering and Chukchi Seas. Can. Field-Nat. 101 : 141-146.
- Mancuso, S.J. 1995. Population genetics of Hudson Bay belugas whales (*Delphinapterus leucas*) an analysis of population structure and gene flow using mitochondrial DNA sequences and multilocus DNA fingerprinting. M.Sc. thesis. Department of Biology. McMaster University, Hamilton, Ontario. xii, 118.

- Martel, L., M.J. Gagnon, R. Massé, A. Leclerc et L. Tremblay. 1986. Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from the Saguenay Fjord, Canada. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 31 : 133-140.
- Martin, A.R. et T.G. Smith. 1992. Deep diving in wild, free-ranging beluga whales, *Delphinapterus leucas*. *Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat.* 49 : 462-466.
- Martin, A.R., T.G. Smith et O.P. Cox. 1998. Dive form and function in belugas, *Delphinapterus leucas*, of the eastern Canadian High Arctic. *Polar Biol.* 20 : 218-228.
- Martineau, D., P. Béland, C. Desjardins et A. Lagacé. 1987. Levels of organochlorine chemicals in tissues of beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the St. Lawrence Estuary, Quebec, Canada. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 16 : 137-147.
- Martineau, D., S. De Guise, M. Fournier, L. Shugart, C. Girard, A. Lagacé et P. Béland. 1994. Pathology and toxicology of beluga whales from the St. Lawrence Estuary, Quebec, Canada. Past, present and future. *Sci. Total Environ.* 154 : 201-115.
- Martineau, D., S. Lair, S. De Guise et P. Béland. 1995. Intestinal adenocarcinomas in two beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the St. Lawrence Estuary, Quebec. *Can. Vet. J.* 36 : 563-565.
- Massé, R., D. Martineau, L. Tremblay et P. Béland. 1986. Concentrations and chromatographic profile of DDT metabolites and polychlorobiphenyl (PCB) residues in stranded beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the St. Lawrence Estuary, Canada. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 15 : 567-579.
- Measures, L. 1998. Maladies des mammifères marins au Québec. Programme scientifique Saint-Laurent Vision 2000 présenté dans le cadre du 66^e congrès de l'ACFAS. Université Laval, Québec. 11 au 15 mai 1998.
- Measures, L.N., P. Béland, D. Martineau et S. De Guise. 1995. Helminths of an endangered population of belugas, *Delphinapterus leucas*, in the St. Lawrence Estuary, Canada. *Can. J. Zool.* 73 : 1402-1409.
- Michaud, R. 1987. Distribution du béluga, *Delphinapterus leucas*, dans la partie amont de l'estuaire du Saint-Laurent : secteur de l'île aux Coudres. Rapport final présenté à Hydro-Québec, région Montmorency par INESL, Tadoussac, Québec : 36 p. + annexes + cartes.
- Michaud, R. 1990. Distribution estivale et mouvements des bélugas (*Delphinapterus leucas*) dans l'estuaire du Saint-Laurent. Thèse de maîtrise. Département de biologie. Université Laval, Québec. 71 p.
- Michaud, R. 1992. Fréquentation de la baie Sainte-Marguerite par le béluga du Saint-Laurent. Rapport final présenté à Pêches et Océans Canada, Québec par INESL, Tadoussac, Québec : 34 p.
- Michaud, R. 1993a. Distribution estivale du béluga du Saint-Laurent; synthèse 1986 à 1992. *Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat.* 1906 : vi + 28 p.
- Michaud, R. 1993b. Evaluation de la structure de la population des bélugas du Saint-Laurent. 1. Potentiel d'accroissement de la population. Rapport final présenté à Pêches et Océans Canada, Québec et Parcs Canada, Québec par INESL, Tadoussac, Québec : 48 p.

- Michaud, R. 1998. Étude des activités d'observation en mer des cétacés dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent : Suivi annuel 1997. Rapport final présenté à Parcs Canada, région de Québec, par GREMM, Tadoussac, Québec : 11 p. + cartes.
- Michaud, R. 1999. Communication personnelle de Robert Michaud, Groupe de recherche et d'éducation sur le milieu marin.
- Michaud, R. et P. Béland. 1999. Looking for trends in the endangered St. Lawrence beluga population. Working paper 99/19 presented at the Fisheries and Oceans National Marine Mammal Peer Review Committee in Montréal, 1-5 February 1999 : 9 p.
- Michaud, R. et V. Chadenet. 1990a. Survol aériens pour l'estimation de la distribution printanière des bélugas du Saint-Laurent. Rapport final présenté à Pêches et Océans Canada, région de Québec par INESL, Tadoussac, Québec : 36 p.
- Michaud, R. et V. Chadenet. 1990b. Survol aériens pour l'estimation de la distribution saisonnière et des déplacements des bélugas du Saint-Laurent. Rapport final présenté à Pêches et Océans Canada, région du Québec par Yves Boivin Consultant et INESL, Tadoussac, Québec : 91 p.
- Michaud, R., A. Vézina, N. Rondeau et Y. Vigneault. 1990. Distribution annuelle et caractérisation préliminaire des habitats du béluga (*Delphinapterus leucas*) du Saint-Laurent. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 1757 : 27 p.
- Michaud, R., C. Bédard, M. Mingelbier et M.-C. Gilbert. 1997. Les activités d'observation en mer des cétacés dans l'estuaire du Saint-Laurent, 1985-1996 : une étude de la répartition spatiale des activités et des facteurs favorisant la concentration des bateaux sur les sites d'observation. Rapport final présenté à Parcs Canada par le GREMM, Tadoussac, Québec : 17 p. + annexes.
- Mikaelian, I., D. Martineau, L. Measures et M. Lebeuf. 1998. Maladies des bélugas (*Delphinapterus leucas*) du Saint-Laurent : 1998. Centre Canadien Coopératif de la Santé de la Faune 5 : 5.
- Mikaelian, I., M.-P. Tremblay, C. Montpetit, S.V. Tessaro, H.J. Cho, C. House, L. Measures et D. Martineau. 1999. Seroprevalence of selected viral infections in a population of beluga whales (*Delphinapterus leucas*) in Canada. The Veterinary Record 144 : 50-51.
- Muir, D.C.G., K. Koczanski, R. Rosenberg et P. Béland. 1996a. Persistent organochlorines in beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the St. Lawrence River Estuary. II. Temporal trends, 1982-1994. Environ. Pollut. 93 : 235-245.
- Muir, D.C.G., C.A. Ford, B. Rosenberg, R.J. Nostrom, M. Simon et P. Béland. 1996b. Persistent organochlorines in beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the St. Lawrence River Estuary. I. Concentrations and patterns of specific PCBs, chlorinated pesticides and polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins and -dibenzofurans. Environ. Pollut. 93 : 219-234.
- Muir, D.C.G., C.A. Ford, R.E.A. Stewart, T.G. Smith, R.F. Addison, M.E. Zinck et P. Béland. 1990. Organochlorine contaminants in belugas, *Delphinapterus leucas*, from Canadian waters. Bull. can. sci. halieut. aquat. 224 : 165-190.
- Munro, J., D. Gauthier et J.A. Gagné. 1998. Description d'une frayère de hareng (*Clupea harengus* L.) à l'île aux Lièvres, dans l'estuaire moyen du Saint-Laurent. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 2239 : vi+ 34 p.

- Murray, B.W., R. Michaud et B.N. White. 1999. Allelic and haplotype variation of major histocompatibility complex class II DRBI and DQB loci in the St. Lawrence beluga (*Delphinapterus leucas*). *Molec. Ecol.* 8 : 1127-1139.
- O'shea, T.J., R.R. Reeves et A. Kirk Long. 1999. Proceedings of the Marine Mammal Commission Workshop, Keystone, Colorado, 12-15 October 1998. Marine Mammal Commission, Bethesda, Maryland 150 p.
- Ognetev, G.N. 1981. Studies on the ecology and the taxonomy of the white whale (*Delphinapterus leucas*, Pall., 1776) inhabiting the Soviet Arctic. *Rep. Int. Whal. Commn.* 31 : 515-520.
- Patenaude, N.J., J.S. Quinn, P. Béland, M. Kingsley et B.N. White. 1994. Genetic variation of the St. Lawrence beluga whale population assessed by DNA fingerprinting. *Molec. Ecol.* 3 : 375-381.
- Penner, R.H., C.W. Turl et W.W. Au. 1986. Target detection by the beluga using a surface-reflected path. *J. Acoust. Soc. Am.* 80 : 1842-1843.
- Picard-Bérubé, M. et D. Cossa. 1983. Teneurs en benzo 3,4, pyrène chez *Mytilus edulis* de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent. *Mar. Environ. Res.* 10 : 63-71.
- Pippard, L. 1985a. Patterns of movement of the St. Lawrence white whales (*Delphinapterus leucas*). Technical report presented to Canadian Wildlife Service and Parks Canada : 225 p.
- Pippard, L. 1985b. Status of the St. Lawrence river population of beluga, *Delphinapterus leucas*. *Can. Field-Nat.* 99 : 438-450.
- Pippard, L. et H. Malcolm. 1978. White whales, *Delphinapterus leucas* : observations on their distribution, population and critical habitats in the St. Lawrence and Saguenay rivers. Final report to Department of Indian and Northern Affairs, Parks Canada, project C1632 - contract 76-190 : 129 p.
- Ray, S., B.P. Dunn, J.F. Payne, L. Fancey, R. Helbig et P. Béland. 1991. Aromatic DNA-carcinogen adducts in beluga whales from the Canadian Arctic and Gulf of St. Lawrence. *Mar. Pollut. Bull.* 22 : 392-396.

- Reeves, R.R. 1990. An overview of the distribution, exploitation and conservation status of belugas, worldwide. p. 47-58, Dans : J. Prescott et M. Gauquelin (éd.). Pour l'avenir du béluga : compte rendu du forum international pour l'avenir du béluga. Les Presses de l'Université du Québec, Tadoussac, Québec.
- Reeves, R.R. et E. Mitchell. 1984. Catch history and initial population of white whales (*Delphinapterus leucas*) in the river and gulf of St. Lawrence, eastern Canada. *Naturaliste can.* 111 : 63-121.
- Reijnders, P. 1986. Reproductive failure in common seals feeding on fish from polluted coastal waters. *Nature* 324 : 456-457.
- Reijnders, P.J.H. 1994. Toxicokinetics of chlorobiphenyls and associated physiological responses in marine mammals, with particular reference to their potential for ecotoxicological risk assessment. *Sci. Total. Environ.* 154 : 229-236.
- Ross, P., R.L. De Swart, P.J.H. Reijnders, H. Van Loveren, J.G. Vos et A.D.M.E. Osterhaus. 1995. Contaminant-related suppression of delayed-type hypersensitivity and antibody response in harbor seals fed herring from the Baltic Sea. *Environ. Health Perspect.* 103 : 162-167.
- Saint-Louis, R., C. Gobeil et É. Pelletier. 1997. Tributyltin and its degradation products in the St. Lawrence Estuary (Canada). *Environ. Technol.* 18 : 1209-1218.
- Saint-Louis, R., S. De Mora, É. Pelletier et I. Mikaelian. 1998. Recent butyltin contamination in beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the St. Lawrence Estuary (résumé). *Rapp. manus. can. sci. halieut. aquat.* 2260.
- Scheifele, P., R. Michaud, P. Béland et I.G. Babb. 1997. Évaluation des niveaux de bruit ambiants et de source anthropogénique dans l'habitat du béluga du Saint-Laurent et leurs impacts potentiels. Rapport non publié de l'Institut national d'écotoxicologie du Saint-Laurent, Tadoussac, Québec : 16 p.
- Sergeant, D.E. 1973. Biology of white whales (*Delphinapterus leucas*) in Western Hudson Bay. *J. Fish. Res. Board. Can.* 30 : 1065-1090.
- Sergeant, D.E. 1986. Present status of white whales *Delphinapterus leucas* in the St. Lawrence Estuary. *Naturaliste can.* 113 : 61-81.
- Sergeant, D.E. et P.F. Brodie. 1969. Body size in white whales, *Delphinapterus leucas*. *J. can. sci. halieut. aquat.* 26 : 2561-2580.
- Sergeant, D.E. et P.F. Brodie. 1975. Identity, abundance, and present status of populations of white whales, *Delphinapterus leucas*, in North America. *J. can. sci. halieut. aquat.* 32 : 1047-1054.
- Sergeant, D.E. et W. Hoek. 1988. An update of the status of white whales *Delphinapterus leucas* in the St. Lawrence Estuary, Canada. *Biol. Conserv.* 45 : 287-302.
- Shelton, P.A., G.B. Stenson, B. Sjare et W.G. Warren. 1996. Model estimates of harp seals number-at-age for the Northwest Atlantic. Northwest Atlantic Fisheries Organization Scientific Council Studies 26 : 1-14.
- Shugart, L.R., D. Martineau et P. Béland. 1990. Detection and quantification of benzo(α)pyrene adducts in brain and liver tissues of beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the St.

- Lawrence and Mackenzie estuaires. p. 219-223, Dans : J. Prescott et M. Gauquelin (éd.). Pour l'avenir du béluga : compte rendu du forum international pour l'avenir du béluga. Presse de l'Université du Québec, Tadoussac, Québec.
- Sjare, B.L. et T.G. Smith. 1986a. The vocal repertoire of white whales, *Delphinapterus leucas*, summering in Cunningham Inlet, Northwest Territories. Can. J. Zool. 64 : 407-415.
- Sjare, B.L. et T.G. Smith. 1986b. The relationship between behavioral activity and underwater vocalizations of the white whale, *Delphinapterus leucas*. Can. J. Zool. 64 : 2824-2831.
- Smith, T.G. 1985. Polar bears, *Ursus maritimus*, as predator of belugas, *Delphinapterus leucas*. Can. Field-Nat. 99 : 71-75.
- Smith, T.G. et A.R. Martin. 1994. Distribution and movements of belugas, *Delphinapterus leucas*, in canadian high arctic. J. can. sci. halieut. aquat. 51 : 1653-1663.
- St Aubin, D.J., T.G. Smith et J.R. Geraci. 1990. Seasonal epidermal molt in beluga whales, *Delphinapterus leucas*. Can. J. Zool. 68 : 359-367.
- Steltner, H., S. Steltner et D.E. Sergeant. 1984. Killer whales, *Orcinus orca*, prey on narwhals, *Monodon monoceros* : an eyewitness account. Can. Field-Nat. 98 : 458-462.
- Stenson, G.B., B. Healey, P.A. Shelton et B. Sjare. 1999. Recent trends in the population of Northwest Atlantic harp seals, *Phoca groenlandica*. Working paper 99/1 presented at the Fisheries and Oceans National Marine Mammal Peer Review Committee in Montréal, 1-5 February 1999 : 21 p.
- Thang, T.P. 1993. Caractérisation de l'eau traitée de la communauté urbaine de Montréal. Centre Saint-Laurent, Environnement Canada .
- Turl, C.W., R.H. Penner et W.W.L. Au. 1987. Comparison of target detection capabilities of the beluga and bottlenose dolphin. J. Acoust. Soc. Am. 82 : 1487-1491.
- Vladykov, V.D. 1944. Études sur les mammifères aquatiques-III. Chasse, biologie et valeur économique du marsouin blanc ou béluga (*Delphinapterus leucas*) du fleuve et du golfe Saint-Laurent. Département des pêcheries, Québec, 14 : 194 p..
- Vladykov, V.D. 1946. Études sur les mammifères aquatiques-IV. Nourriture du marsouin blanc ou béluga (*Delphinapterus leucas*) du fleuve Saint-Laurent. Institut de biologie générale et de zoologie de l'Université de Montréal.
- Wagemann, R., R.E.A. Stewart, P. Béland et C. Desjardins. 1990. Heavy metals and selenium in tissues of beluga whales, *Delphinapterus leucas*, from the Canadian Arctic and the St. Lawrence Estuary. Can. Bull. Fish. Aquat. Sci. 224 : 191-206.
- Watts, P.D. et B.A. Draper. 1986. Note on the behavior of beluga whales feeding on capelin. Arct. Alp. Res. 18 : 439.
- Watts, P.D., B.A. Draper et J. Henrico. 1991. Preferential use of warm water habitat by adult beluga whales. J. Therm. Biol. 16 : 57-60.
- White, P.A., C. Blaise et J.B. Rasmussen. 1997. Detection of genotoxic substances in bivalve molluscs from the Saguenay Fjord (Canada), using the SOS chromotest. Mutation Res. 392 : 277-300.

Yang, F., Y.K. Chau et R.J. Maguire. 1998. Occurrence of butyltin compounds in beluga whales (*Delphinapterus leucas*). Applied Organometallic Chemistry 12 : 651-656.

ANNEXE CARTOGRAPHIQUE

Carte 1. Répartition saisonnière du Béluga dans la zone d'étude.

MARSOUIN COMMUN (*Phocoena phocoena*)

RÉSUMÉ

Le Marsouin commun est un résident saisonnier de la zone d'étude. Les individus qui fréquentent la zone d'étude appartiennent à la sous-population du golfe du Saint-Laurent. La taille, la structure et la tendance d'accroissement de cette sous-population sont inconnues. Les populations de l'Atlantique du Nord-Ouest sont considérées « menacées ».

Le Marsouin commun fréquente la zone d'étude entre la fin de juin et la fin de septembre. Il y est généralement observé en petits groupes et son régime alimentaire est essentiellement composé de capelans et de harengs. Son aire d'hivernage n'est pas bien connue.

Les prises accidentelles de marsouins dans les filets maillants utilisés pour la pêche commerciale des poissons de fond est le plus important facteur limitant pour les populations de marsouins communs de l'Atlantique du Nord-Ouest. Ce phénomène semble peu important dans la zone d'étude en raison du faible effort de pêche.

TABLE DES MATIÈRES

	Page
Résumé.....	i
Liste des tableaux	iv
1. Valeur particulière de l'espèce dans le Saint-Laurent	1
2. Identification de la population	1
3. Biologie générale de l'espèce	1
3.1. Morphologie et taille.....	1
3.2. Reproduction	2
3.3. Longévité	2
3.4. Alimentation.....	3
3.5. Plongée et comportement alimentaire	4
3.6. Structure sociale	4
3.7. Comportement vocal.....	4
4. Habitat.....	4
5. Fréquentation et utilisation de la zone d'étude.....	5
6. État de la population.....	5
6.1. Statut	5
6.2. Taille et tendance d'accroissement de la population	5
6.3. Condition des individus	6
6.3.1. Contaminants	6
6.3.2. Agents pathogènes	7
6.3.3. Pathologie	7
7. Exploitation par l'homme	8
8. Mesures de protection	8
9. Problématique et enjeux.....	9
9.1. Lacunes dans les connaissances	9
9.2. Problématique.....	9
9.2.1. Prédation.....	9
9.2.2. Compétition pour la ressource.....	12
9.2.3. Variabilité génétique.....	12
9.2.4. Chasse et autres prélèvements.....	12
	Page

9.2.5. Collisions et prises accidentelles	12
9.2.6. Contaminants	13
9.2.7. Dérangement et dégradation de l'habitat.....	13
9.3. Enjeux	13
Références.....	16
Annexe cartographique	20

LISTE DES TABLEAUX

	Page
Tableau 1. Paramètres liés à la reproduction chez le Marsouin commun de la baie de Fundy.....	2
Tableau 2. Proies du Marsouin commun selon les captures accidentelles de filets maillants dans le golfe du Saint-Laurent en 1989	3
Tableau 3. Concentrations moyennes de certains organochlorés dans le gras sous-cutané de mâles des trois sous-populations de marsouins communs de la côte Est du Canada	7
Tableau 4. Évaluation sommaire de l'état des connaissances sur le Marsouin commun dans le contexte de l'établissement d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude.....	10
Tableau 5. Évaluation sommaire de la problématique du Marsouin commun dans le contexte de l'établissement d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude	11
Tableau 6. Enjeux relatifs à la problématique du Marsouin commun dans la zone d'étude	15

1. VALEUR PARTICULIÈRE DE L'ESPÈCE

Le marsouin est le plus petit cétacé fréquentant la zone d'étude. Il est de plus le seul phocoénidé du Saint-Laurent. En raison de l'abondance relativement élevée de cette espèce et de la fréquence des prises accidentelles sur les côtes de l'Atlantique, le Marsouin commun a fait l'objet de plusieurs études scientifiques au cours des vingt dernières années. Il est un prédateur pélagique de haut niveau trophique dans la chaîne alimentaire côtière des eaux tempérées de l'hémisphère Nord et pourrait donc constituer une bonne espèce bio-indicatrice (Gaskin, 1992).

2. IDENTIFICATION DE LA POPULATION

Le Marsouin commun de la zone d'étude fait partie de la sous-population du golfe du Saint-Laurent, qui appartient à la population de l'Atlantique du Nord-Ouest (Gaskin, 1984; 1992). Les trois autres sous-populations sont les suivantes :

- Baie de Fundy – golfe du Maine;
- Terre-Neuve et Labrador;
- Groenland.

Cette subdivision, proposée par Gaskin (1984; 1992), est appuyée par des distinctions génétiques (ADN mitochondrial) (Wang *et al.*, 1996), des différences dans les paramètres vitaux (Read et Hohn, 1995) ainsi que dans le niveau de contamination par les métaux lourds (Johnson, 1995) et les organochlorés (Westgate *et al.*, 1997).

3. BIOLOGIE GÉNÉRALE DE L'ESPÈCE

3.1. MORPHOLOGIE ET TAILLE

Bien que la taille du Marsouin commun varie selon la population, il est certainement l'un des plus petits cétacés. Dans la baie de Fundy, la taille moyenne des femelles matures est de 158 cm et elles pèsent en moyenne 65 kg (Read et Tooley, 1997). Les mâles matures atteignent en moyenne 144 cm et un poids de 50 kg. Les valeurs rapportées pour le Saint-Laurent, 143 cm ($\pm 18,8$) pour les femelles et 135 cm ($\pm 11,4$) pour les mâles, sont légèrement inférieures mais elles semblent inclure les individus matures et immatures (Fontaine *et al.*, 1994a). Par contre, Fontaine *et al.* (1994a) rapportent une plus grande proportion de femelles de très grande taille (> 160 cm) dans le Saint-Laurent. Le dimorphisme en faveur des femelles observée dans la baie de Fundy et dans le Saint-Laurent existe pour toutes les populations de marsouins communs (Gaskin *et al.*, 1984).

À la naissance, le veau mesure environ 70 cm et pèse approximativement 5 kg (Lockyer, 1995).

3.2. REPRODUCTION

Les paramètres liés à la reproduction ont été peu étudiés chez les marsouins communs du Saint-Laurent. Les informations présentées ci-dessous proviennent principalement d'études effectuées dans la baie de Fundy (Tableau 1).

Tableau 1
Paramètres liés à la reproduction chez le Marsouin commun de la baie de Fundy.

Maturité sexuelle	Entre 3 et 4 ans chez les mâles À environ 143 cm ou entre 2 et 4 ans chez les femelles
Accouplement	Entre juillet et août
Période de gestation	Environ 10 mois
Mise bas	Fin du printemps et début de l'été avec un pic en juin
Période d'allaitement	8 à 12 mois

Sources : Gaskin et Blair, 1977; Read, 1990a; 1990b.

La maturité sexuelle chez les femelles de la baie de Fundy est atteinte vers l'âge de 2 à 4 ans et les femelles donnent naissance toutes les années, au printemps (Gaskin et Blair, 1977; Read, 1990a). Read (1990b) rapporte que 93 p. 100 des femelles matures prises accidentellement dans la baie de Fundy à la fin de l'été étaient gestantes et 59 p. 100 d'entre elles étaient lactantes. Sur 66 femelles matures échantillonnées dans le Saint-Laurent entre juin et août, 58 p. 100 étaient lactantes (Fontaine *et al.*, 1994a). Cette étude ne rapporte toutefois pas les taux de femelles gestantes. La période couverte par cette étude coïncide avec la période présumée de conception. L'auteur de l'étude souligne toutefois que des foetus de très petite taille ont été trouvés (Pierre-Michel Fontaine, communication personnelle).

La taille importante des testicules en relation à la masse des individus (environ 4 p. 100) suggère que la stratégie reproductive des mâles inclut la compétition des spermatozoïdes (Fontaine et Barrette, 1997).

3.3. LONGÉVITÉ

L'âge maximal rapporté pour le Marsouin commun est de 24 ans dans l'Atlantique du Nord-Est (Lockyer, 1995) et de 17 ans dans l'Atlantique du Nord-Ouest (Read et Hohn, 1995). La grande majorité (94 p. 100) des marsouins pris accidentellement dans les filets sont âgés de 10 ans et moins (Read et Hohn, 1995).

3.4. ALIMENTATION

L'examen des contenus stomacaux de 111 marsouins communs pris accidentellement dans des filets maillants entre mai et août 1989 dans le golfe du Saint-Laurent suggère que la diète

estivale de ces cétacés est largement dominée par le Capelan (Fontaine *et al.*, 1994b). Elle inclut huit autres espèces de poissons et une espèce de calmar (Tableau 2).

Tableau 2
Proies du Marsouin commun selon les captures accidentelles (n = 111)
de filets maillants dans le golfe du Saint-Laurent en 1989.
Les données sont présentées en pourcentage d'occurrence des otolithes.

<i>Espèces</i>		<i>Pourcentage d'occurrence des otolithes</i>
Vertébrés		
Capelan	<i>Mallotus villosus</i>	83,4
Hareng atlantique	<i>Clupea harengus</i>	7,9
Sébaste	<i>Sebastes marinus</i>	4,5
Maquereau atlantique	<i>Scomber scombrus</i>	< 1,0
Morue franche	<i>Gadus morhua</i>	< 0,5
Lançon	<i>Ammodytidae</i> sp.	2,2
Plies	<i>Pleuronectidae</i> sp.	< 0,5
Merlues	<i>Merlicidae</i> sp.	< 0,5
Salmonidés	<i>Salmonidae</i> sp.	< 0,5
Invertébrés		
Calmar à nageoires courtes	<i>Illex illecebrosus</i>	0,5

Source : Fontaine *et al.*, 1994b.

La diversité spécifique des contenus stomacaux étudiés par Fontaine *et al.* (1994b) était faible. Environ 66 p. 100 des estomacs ne contenant qu'un seul type de proie. Le hareng et le Capelan représentaient plus de 88 p. 100 de l'apport calorifique des marsouins communs pendant l'été (Fontaine *et al.*, 1994b). La plupart des proies présentaient une taille moyenne d'environ 28 cm, une valeur qui est conforme aux résultats obtenus pour l'ensemble des populations canadiennes (Read, 1999). La prise alimentaire quotidienne varie de 8 à 14 p. 100 du poids corporel de l'animal (Read, 1999).

Fontaine *et al.* (1994b) rapportent des variations régionales dans la composition du régime alimentaire des marsouins. Par exemple, le Capelan comptait pour 90 p. 100 des proies consommées par les marsouins de la Basse-Côte-Nord contre 59 p. 100 et 18 p. 100 pour les marsouins capturés au sud de l'île d'Anticosti et dans la baie des Chaleurs, respectivement. Aucune information n'est disponible pour la zone d'étude. Des variations dans la composition de la diète des marsouins de la baie de Fundy ont été reliées à la saison, à l'année, à l'âge et au statut reproducteur des individus (Read, 1999). Ces questions n'ont pas été examinées chez les marsouins du Saint-Laurent.

La quête alimentaire s'effectue de façon solitaire et il semble y avoir très peu de coopération entre les individus.

3.5. PLONGÉE ET COMPORTEMENT ALIMENTAIRE

Les marsouins plongent pendant de courtes périodes ne dépassant généralement pas cinq minutes (Watson et Gaskin, 1983). Les profondeurs moyennes et la durée des plongées de sept marsouins communs de la baie de Fundy varient de 14 à 41 m et de 44 à 103 s respectivement (Westgate *et al.*, 1995). La plongée la plus profonde enregistrée pendant ces suivis était de 226 m tandis que la plus longue était de 321 s. De plus, entre 22 et 70 p. 100 des plongées atteignaient des profondeurs de 20 à 130 m. Enfin, Westgate *et al.* (1995) ont observé un cycle diurne dans le comportement de plongée des marsouins, avec des plongées plus profondes et moins fréquentes pendant la nuit. Une étude récente utilisant la télémétrie satellite révèle que les marsouins de la baie de Fundy passeraient 3 à 7 p.100 de leur temps à la surface de l'eau (Read et Westgate, 1997).

3.6. STRUCTURE SOCIALE

La difficulté à observer les marsouins communs limite les possibilités d'en étudier l'organisation sociale (Read, 1999). Les observations de marsouins communs en captivité démontrent toutefois que ces derniers possèdent des patrons de comportement complexes apparemment motivés par des interactions de nature sexuelle ou antagoniste (Amundin et Amundin, 1971 dans Read, 1999).

Smith et Gaskin (1983) ont noté une ségrégation selon l'âge et le sexe au cours de l'été dans la baie de Fundy. Des variations saisonnières ont également été notées dans la taille des groupes (Read, 1999) et des agrégations importantes peuvent être observées à l'automne (Hoek, 1992). La nature et la fonction de la ségrégation et de ces attroupements n'ont toutefois pas été étudiées.

3.7. COMPORTEMENT VOCAL

Les marsouins communs produisent des clics répétés utilisés possiblement aussi bien pour la communication que pour l'écholocation. Selon certaines expériences (Amundin et Andersen, 1983) et études anatomiques (Amundin et Cranford, 1990), ces clics proviendraient du bouchon obturateur des événements (Read, 1999).

4. HABITAT

De façon générale, les marsouins communs fréquentent les eaux continentales tempérées de l'hémisphère Nord. Ils sont rarement observés dans les eaux de températures supérieures à 17 °C et inférieures à 5 °C (Gaskin, 1992; Gaskin *et al.*, 1993). Seulement un petit pourcentage d'individus pénètrent dans les eaux arctiques de 0 à 4 °C (Gaskin, 1992). Il n'est que très peu observé dans les eaux de plus de 125 m de profondeur (Barlow, 1987; 1988).

Les marsouins des quatre sous-populations de l'Atlantique Nord-Ouest démontrent des déplacements vers les eaux côtières durant l'été. Par contre, l'habitat du marsouin en hiver est beaucoup moins bien connu. Il semble cependant se déplacer vers le large de façon à éviter la glace (Read, 1999). Les travaux de Laurin (1976) sur les prises accidentelles de marsouins dans le Saint-Laurent suggèrent que plusieurs individus séjourneraient dans l'estuaire en hiver.

5. FRÉQUENTATION ET UTILISATION DE LA ZONE D'ÉTUDE

Le Marsouin commun fréquente la zone d'étude entre la fin de juin et la fin de septembre (Lavigueur *et al.*, 1993, GREMM données non publiées). L'embouchure de la rivière Saguenay représenterait la limite amont de sa distribution dans le Saint-Laurent (Gaskin, 1984; 1992, GREMM, données non publiées) (**Carte 1**). Il y est observé le plus souvent en groupes de deux ou trois individus et forme parfois des concentrations atteignant quelques dizaines d'individus (GREMM, données non publiées). Enfin, des paires mère-veau ont occasionnellement été observées. Il n'existe aucune information spécifique au comportement ou aux activités du Marsouin commun pendant son séjour dans la zone d'étude. La saisonnalité de sa présence suggère qu'il vient s'y nourrir.

6. ÉTAT DE LA POPULATION

6.1. STATUT

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a attribué en 1990 le statut d'« espèce menacée » au Marsouin commun de l'Atlantique du Nord-Ouest. Ce statut a été confirmé en 1991. Selon Gaskin (1992), l'accroissement des prises accidentelles, les modifications importantes de la structure de la population et des indices évidents du déclin de la population justifient ce statut.

Pour sa part, l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) a attribué le statut « d'espèce vulnérable » à cette population. Sur la côte est des États-Unis, le Marsouin commun est considéré comme une « espèce menacée » en vertu de la « *Endangered Species Act* ».

Aucun de ces statuts ne s'applique spécifiquement à la sous-population du Saint-Laurent. Cette espèce n'apparaît d'ailleurs pas sur la liste des espèces susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables au Québec en vertu de la *Loi sur les espèces menacées ou vulnérables* (Beaulieu, 1992). Elle est toutefois inscrite sur la liste des espèces prioritaires à protéger dans le cadre du Plan d'action Saint-Laurent Vision 2000 (Bouchard et Millet, 1993).

6.2. TAILLE ET TENDANCE D'ACCROISSEMENT DE LA POPULATION

Le Marsouin commun n'ayant jamais fait l'objet d'une exploitation commerciale dirigée, il n'existe pas d'estimation historique de la taille de sa population. L'ampleur des prises accidentelles au cours des dernières années a toutefois encouragé le développement de méthodes et de programmes pour estimer leur nombre et suivre les tendances d'accroissement.

Des recensements systématiques par bateaux effectués en 1991, 1992 et 1995 ont permis d'estimer à 54 300 (coefficient de variation = 0,14) le nombre de marsouins pour la sous-population de la baie de Fundy/golfe du Maine (Waring *et al.*, 1999). Les données sont toutefois insuffisantes pour évaluer la tendance d'accroissement actuelle de cette sous-population. Des changements dans l'âge moyen à la maturité sexuelle et dans la proportion d'individus âgés survenus entre 1970 et 1990 avaient toutefois mené Gaskin (1992) à conclure que la sous-population était en déclin.

La sous-population du golfe du Saint-Laurent a été estimée à 12 100 (erreur standard = 3 200) en 1995 et à 21 720 (erreur standard = 8360) en 1996 à partir de recensements aériens (Kingsley et Reeves, 1998). Ces auteurs émettent toutefois plusieurs réserves quant à la proportion de la taille réelle de la population effectivement estimée par leur méthode. Selon les facteurs de correction retenus pour tenir compte des animaux invisibles, il pourrait y avoir entre 36 000 et 125 000 marsouins communs dans le golfe du Saint-Laurent. La taille de la sous-population du Saint-Laurent a été évalué à 11 900 - 28 000 individus à partir des prises accidentelles dans le golfe du Saint-Laurent estimées à la fin des années 1980 (Gaskin, 1992). Cette évaluation très sommaire ne peut toutefois pas être comparée à celle de Kingsley et Reeves (1998).

Enfin, aucune des estimations disponibles ne précise le nombre de marsouins communs qui fréquentent l'estuaire ou la zone d'étude.

6.3. CONDITIONS DES INDIVIDUS

6.3.1. Contaminants

Les marsouins communs du golfe du Saint-Laurent présentent des teneurs en organochlorés intermédiaires entre celles des populations de Terre-Neuve/Labrador et de la baie de Fundy/golfe du Maine, la dernière présentant des taux plus élevés (Tableau 3). Les concentrations de BPC et de DDT mesurées chez les marsouins noyés dans des filets maillants ($n = 169$ individus) ont diminué de façon importante depuis les années 1970 chez ces deux populations (Westgate *et al.*, 1997).

Les teneurs mesurées chez le marsouin du Saint-Laurent sont similaires à celles mesurées chez les phoques communs (Bernt, 1998), environ quatre fois plus élevées que chez les grands rorquals (Gauthier *et al.*, 1997) et inférieures à celles des bélugas (Muir *et al.*, 1996). Les nombreuses différences dans les méthodes d'analyse et la provenance des tissus analysés commandent toutefois la prudence dans ce type de comparaison.

Les concentrations moyennes en cuivre, zinc et mercure retrouvées chez les marsouins communs de baie de Fundy/golfe du Maine, du golfe du Saint-Laurent et de l'ouest de Terre-Neuve sont semblables à celles rapportées pour les autres populations (Johnson, 1995). Les concentrations moyennes de cadmium étaient toutefois plus élevées chez les trois sous-populations canadiennes que chez les marsouins communs des eaux britanniques (Johnson, 1995).

Tableau 3

Concentrations moyennes ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$; poids humide) de certains organochlorés dans le gras sous-cutané de mâles des trois sous-populations de marsouins communs de la côte Est du Canada.

	<i>N</i>	<i>Organochlorés ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$; poids humide)</i>		
		<i>ΣDDT</i>	<i>ΣBPC</i>	<i>ΣHCB</i>
Terre-Neuve / Labrador	18	4,06 $\pm$ 1,87	5,24 $\pm$ 2,51	6,98 $\pm$ 2,21

Saint-Laurent	31	7,03 ± 3,94	10,64 ± 5,43	14,10 ± 8,8
Baie de Fundy / Golfe du Maine	55	7,71 ± 3,64	17,28 ± 11,18	11,54 ± 6,64

Source : Tiré de Westgate *et al.*, 1997.

6.3.2 Agents pathogènes

L'analyse de 78 marsouins communs pris accidentellement dans des filets maillants du golfe du Saint-Laurent a révélé la présence du nématode *Stenurus minor* dans les sinus du crâne de tous les adultes (n = 66) (Faulkner *et al.*, 1998). Ces parasites ne semblaient pas affecter la condition physique des marsouins mais d'autres études sont nécessaires pour déterminer s'ils ont un effet sur l'audition ou les capacités de plongée des animaux.

Des études sont présentement en cours pour évaluer la présence et les effets d'autres agents pathogènes chez le Marsouin commun (Lena Measures, communication personnelle). Cette espèce est probablement exposée au ver de la baleine, *Anisakis simplex*, dans la zone d'étude puisque le Capelan et le Hareng atlantique sont des hôtes intermédiaires importants de ce parasite dans l'estuaire du Saint-Laurent (Hays *et al.*, 1998). Des analyses sérologiques ont montré que les mammifères marins du Saint-Laurent sont exposés au morbillivirus du phoque (qui a tué plus de 17 000 phoques en Europe en 1988-1989), à *Brucella* et *Leptospira* spp. (qui peuvent provoquer l'avortement et une maladie grave) et à *Mycoplasma phocacerebrale* (qui peut provoquer une maladie pulmonaire chez les phoques) (Measures, 1998).

6.3.3. Pathologie

Seulement deux marsouins du Saint-Laurent ont été examinés pour des pathologies (Béland *et al.*, 1992). Les deux spécimens étaient morts de causes naturelles. L'un avait souffert d'inanition, l'autre présentait des parasites dans les bronches, les poumons et le foie. Des études plus approfondies ont été recommandées afin de déterminer les pathologies chez cette espèce fortement contaminée (Béland *et al.*, 1992).

7. EXPLOITATION PAR L'HOMME

Les entrevues menées par Laurin (1976) le long des deux rives du Saint-Laurent en 1974 et 1975 ont permis d'établir que les marsouins communs étaient jusqu'à très récemment chassés pour la consommation (Gaskin, 1984). Le nombre d'animaux tués était en moyenne de 10 par année par chasseur pour la période de 1964 à 1973 (Gaskin, 1984). Cette chasse prélevait possiblement quelques dizaines d'animaux dans l'ensemble de l'estuaire maritime (Gaskin, 1984). Cette pratique semble s'être poursuivie au moins jusqu'à la fin des années 1980 (Pierre-Michel Fontaine, communication personnelle).

En raison de sa petite taille et de ses mouvements rapides, le Marsouin commun est une espèce difficile à observer lors d'excursions en mer. Il ne compte donc pas parmi les espèces « recherchées » par les excursionnistes.

8. MESURES DE PROTECTION

Le Marsouin commun est exclu de toute forme de chasse, à l'exception de la chasse autochtone traditionnelle, dans les eaux canadiennes (Gaskin, 1992). Un règlement (DORS93-56) adopté en 1993 en vertu de la *Loi sur les pêches* du gouvernement fédéral stipule de plus qu'il est interdit d'importuner les mammifères marins. Ce règlement est accompagné d'un code de conduite qui précise les comportements appropriés à adopter en bateau ou en aéronef en présence de mammifères marins. Ce code, développé par les intervenants de l'industrie de l'observation des baleines, le ministère des Pêches et des Océans et Parcs Canada (Parc marin Saguenay—Saint-Laurent), a une portée régionale.

La conservation, la gestion et la recherche en ce qui a trait aux mammifères marins, comme pour toutes les espèces marines dans les eaux canadiennes d'ailleurs, sont la responsabilité du ministère des Pêches et des Océans du Canada, en vertu de la *Loi sur les pêches*. Toutefois, la protection des mammifères marins et plus spécifiquement la protection de leur habitat relèvent de plusieurs paliers de gouvernement et de plusieurs lois et règlements (voir l'introduction du Chapitre 5). Entre autres, la création récente du parc marin du Saguenay—Saint-Laurent permet d'envisager plusieurs possibilités pour rehausser le niveau de protection offert aux mammifères marins et à leurs habitats. La nouvelle *Loi sur les Océans*, adoptée en janvier 1997, contient également plusieurs mécanismes qui permettraient de rehausser le niveau de protection.

Afin de réduire le nombre important de prises accidentelles de marsouins communs dans la population baie de Fundy/golfe du Maine, plusieurs mesures ont été proposées dont la fermeture sélective de la pêche et l'utilisation d'alarmes acoustiques (Trippel *et al.*, 1996). L'efficacité de ces dernières pourrait largement limiter le problème (Kraus *et al.*, 1997).

9. PROBLÉMATIQUE ET ENJEUX

9.1 LACUNES DANS LES CONNAISSANCES

La population de marsouins communs de l'Atlantique du Nord-Ouest est relativement bien connue. Les études récentes ont permis de confirmer l'existence de quatre sous-populations. Les effectifs ne sont connus que pour les sous-populations du golfe du Saint-Laurent et de la région baie de Fundy/golfe du Maine. On ne dispose toutefois d'aucune estimation fiable des tendances d'accroissement. En raison de l'importance des mortalités accidentelles documentées sur l'ensemble de l'aire de répartition de la population, un suivi serré des effectifs et des prises accidentelles est nécessaire. Quoique cette question fasse l'objet d'un suivi annuel pour la sous-population baie de Fundy/golfe du Maine, aucun suivi annuel de l'impact des prises accidentelles n'est fait pour la sous-population du Saint-Laurent.

La biologie et la reproduction du Marsouin commun ont surtout été étudiées pour les animaux de la région baie de Fundy/golfe du Maine. Ces informations sont dans l'ensemble applicables à la population du Saint-Laurent. Le suivi des paramètres reliés à la reproduction serait un bon moyen d'étudier l'évolution de cette population. Dans la perspective d'une reprise de la pêche aux poissons de fond dans le Saint-Laurent, ces informations seraient d'une grande utilité.

La sous-population du golfe du Saint-Laurent a été l'objet d'études sur le régime alimentaire et la contamination. Comme pour la majorité des espèces de mammifères marins, l'effet de l'exposition chronique aux contaminants est mal compris et une meilleure évaluation des risques liés à la contamination chimique est nécessaire. Enfin, on connaît très peu les mouvements saisonniers et le comportement des marsouins dans le Saint-Laurent. Pour ce qui est de l'utilisation de la zone d'étude, nos connaissances se limitent à quelques rapports d'observations.

Le Tableau 4 présente une évaluation sommaire de l'état des connaissances sur la sous-population du Saint-Laurent et sur le troupeau qui fréquente la zone d'étude. Cette évaluation a été faite en fonction des besoins de gestion et de conservation dans les limites de la zone d'étude. Les principales lacunes dans nos connaissances se rapportent à :

- la composition du troupeau qui fréquente la zone d'étude;
- son utilisation du territoire et,
- l'importance des prises accidentelles.

9.2. PROBLÉMATIQUE

Le Tableau 5 présente une évaluation sommaire de la problématique liée à la gestion et à protection de la population des marsouins communs fréquentant la zone d'étude.

9.2.1. Prédation

Le Requin blanc (*Carcharodon carcharias*) et l'Épaulard (*Orcinus orca*) sont les deux principaux prédateurs du Marsouin commun (Read, 1999). Seule la deuxième espèce est présente et,

Tableau 4

Évaluation sommaire de l'état des connaissances sur le Marsouin commun dans le contexte de l'établissement d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude.

	<i>Amplement suffisantes</i>	<i>Suffisantes</i>	<i>Insuffisantes</i>	<i>Très insuffisantes</i>	<i>Inconnu</i>	<i>Remarques</i>
Identification de la population		✓				
Biologie générale						
Reproduction			✓			Les paramètres liés à la reproduction sont généralement bien connus, mais pas spécifiquement pour le Saint-Laurent. Ils seraient utiles pour faire le suivi de l'impact des prises accidentelles.
Alimentation			✓			Il n'y a aucune donnée sur le régime alimentaire du Marsouin commun dans la zone d'étude.
Comportement		✓				
Structure sociale		✓				
Habitat		✓				
Fréquentation et utilisation de la zone d'étude			✓			Il y a très peu d'information sur les activités, la composition et taille du troupeau de marsouins qui fréquente la zone d'étude.
État de la population						
Taille et tendances d'accroissement				✓		En raison de l'impact potentiel des prises accidentelles, un suivi de la taille de la population devrait être effectué pour vérifier la tendance d'accroissement de la population.
Contamination			✓			
Agents pathogènes			✓			
Pathologie			✓			
Facteurs limitants			✓			On connaît très peu les effets à long terme, tant au niveau individuel qu'au niveau de la population, de la contamination. Une évaluation détaillée de l'impact des prises accidentelles devrait être faite de même qu'un suivi de cette source de mortalité.
Usage par l'homme		✓				

Tableau 5

Évaluation sommaire de la problématique du Marsouin commun dans le contexte de l'établissement d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude.

	<i>Très problématique</i>	<i>Problématique</i>	<i>Peu problématique</i>	<i>Non problématique</i>	<i>Inconnu</i>	<i>Remarques</i>
FACTEURS LIMITANTS						
Prédation					✓	
Compétition			✓			Advenant le déclin d'une des espèces fourragères (par exemple le Capelan) ou une augmentation importante des effectifs d'une ou plusieurs espèces compétitrices, la compétition interspécifique pourrait devenir problématique.
Variabilité génétique				✓		
Chasse et autres prélèvements				✓		
Collisions				✓		
Prises accidentelles	✓					L'ampleur des prises accidentelles au début des années 1990 a peut être excédé le taux d'accroissement potentiel de la population. Bien que l'importance des mortalités incidentes soit présentement inconnue, elle pourrait être ou redevenir problématique.
Agents pathogènes			✓			
Contaminants		✓				Les niveaux de contaminants mesurés chez les marsouins communs sont suffisamment élevés pour soulever des inquiétudes quant à leur impact potentiel.
Dérangement				✓		
Perte d'habitat			✓			
ÉTAT DES CONNAISSANCES			✓			Les connaissances disponibles sont insuffisantes pour assurer une gestion prudente de la population. Il y a des lacunes importantes à combler.
MESURES DE PROTECTION		✓				La réglementation, les recommandations et les mesures de contrôle relatives aux prises accidentelles sont largement insuffisantes.

cela, exceptionnellement dans la zone d'étude. L'impact de cette prédation sur la population de marsouins n'est pas connu.

9.2.2. Compétition pour la ressource

Le Marsouin commun se nourrit de proies convoitées par plusieurs autres prédateurs incluant les pêcheurs commerciaux. Il existe donc un potentiel important pour la compétition interspécifique. Les connaissances disponibles sur la biomasse des proies et la consommation des prédateurs limitent toutefois toute évaluation quantitative.

9.2.3. Variabilité génétique

Aucune information n'est disponible sur le niveau de variabilité génétique des marsouins communs de la population de l'Atlantique du Nord-Ouest. Étant donné la grande taille de la population, il est peu probable que cela constitue un problème.

9.2.4. Chasse et autres prélèvements

Bien que le Marsouin commun n'ait jamais été l'objet d'une chasse commerciale, il semble qu'il ait été chassé sur une base régulière à des fins de consommation et en raison des problèmes causés aux filets des pêcheurs (Pierre-Michel Fontaine, communication personnelle). Cette activité ne semble toutefois pas avoir été un facteur limitant important pour la population (Gaskin, 1984; 1992).

9.2.5. Collisions et prises accidentelles

Une première évaluation effectuée en 1975 suggérait que les prises accidentelles dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent pouvaient avoir un impact sur les populations de marsouins communs (Laurin, 1976). Fontaine *et al.* (1994a) ont estimé à l'aide de questionnaires postaux que, à la fin des années 1980, près de 2 000 marsouins mouraient dans les filets maillants chaque année dans le Saint-Laurent. L'importance de ce phénomène est supportée par les résultats d'une seconde étude qui a estimé à 3 650 le nombre de prises accidentelles dans le Saint-Laurent en 1992 et 1993 (Larivée, 1996). La majorité de ces prises surviennent dans les filets maillants visant la morue dans la portion nord-est du golfe, autour de la péninsule gaspésienne et sur le banc de Miscou dans le sud-ouest du golfe (Fontaine *et al.*, 1994a; Larivée, 1996).

Selon les estimations de la taille de la population (36 000 – 125 000 voir Kingsley et Reeves, 1998), du taux de croissance potentielle de la population ($R = 0,04$ à $0,10$, voir Woodley et Read, 1991; Caswell *et al.*, 1998) et des prises accidentelles (2 000 à 3 650 au début des années 1990, voir ci-haut) utilisées, les prédictions de l'impact potentiel des prises accidentelles sur les effectifs de la population pourraient aller du déclin très rapide à un effet négligeable. Selon le pire des scénarios, soit une population de 36 000 individus ayant un taux de croissance annuel de 4 p. 100, les mortalités accidentelles telles que rapporté au début des années 1990 (3 650) seraient trois fois plus élevées que la croissance attendue de la population.

Avec la fermeture de la pêche à la morue dans le Saint-Laurent en 1993, le nombre de prises accidentelles a vraisemblablement chuté (Mike Hammill, communication personnelle). Les filets tendus pour la pêche au turbot dans et hors de la zone d'étude constituent possiblement encore une source de mortalité significative. Il n'y a pour l'instant pas de suivi annuel des prises accidentelles dans le Saint-Laurent.

Une analyse de risque a été effectuée récemment pour la population de la baie de Fundy/golfe du Maine (Caswell *et al.*, 1998). Selon cette analyse, les probabilités que les mortalités accidentelles excèdent le taux de croissance annuel (estimé pour les fins de cette analyse à 0,10) sont de 0,30. Étant donné l'importance passée des prises accidentelles dans le Saint-Laurent, une telle analyse devrait être réalisée pour la population du Saint-Laurent. Advenant la réouverture de la pêche à la morue ou une augmentation de la pêche au filet maillant, un mécanisme de suivi des prises accidentelles devrait être instauré.

Étant donné le faible effort de pêche déployé dans la zone d'étude, les prises accidentelles ne semblent pas y être importantes. Une enquête effectuée en 1992 et 1993 n'a révélé aucune capture dans les limites de la zone d'étude (Larrivée, 1996). Larrivée (1996) rapporte toutefois des prises importantes en juin et en juillet juste en aval de la zone, autour de la péninsule de Manicouagan.

9.2.6. Contaminants

Comme dans la majorité des études sur les mammifères marins, les quelques études sur les pathologies de marsouins communs échoués n'ont pas permis d'établir de relations claires avec les niveaux de contamination (Kuiken *et al.*, 1993, 1994). Les niveaux de contaminants mesurés chez les marsouins communs sont suffisamment élevés pour soulever des inquiétudes quant à leur impact potentiel (Aguilar et Borell, 1995). Les effets possibles de ces contaminants sont le dysfonctionnement du système endocrinien et des processus de développement périnataux pouvant conduire à l'infertilité ou l'avortement, une suppression des fonctions du système immunitaire, ainsi que différents problèmes métaboliques susceptibles de provoquer des cancers ou des anomalies génétiques (Colburn *et al.*, 1993; Colburn et Smolen, 1996; O'shea *et al.*, 1999).

9.2.7. Dérangement et dégradation de l'habitat

Le Marsouin commun est un animal de nature farouche, il n'est donc que rarement approché par les bateaux de croisière. L'industrie des activités d'observation en mer ne semble donc pas être une source de dérangement pour cet animal. D'autre part, ses habitudes côtières pourraient le rendre vulnérable aux activités humaines. À l'exception des problèmes de contamination de la chaîne alimentaire et de prises accidentelles, le Marsouin commun ne semble pas directement affecté par les activités humaines.

9.3. ENJEUX

La mortalité incidente associée aux prises accidentelles semble avoir déjà représenté une menace sérieuse pour le maintien de la population de marsouins communs du Saint-Laurent. Advenant une reprise significative de la pêche à la morue au filet maillant, la protection de la

population de marsouins communs pourrait devenir un enjeu de conservation majeur (Tableau 6).

Aucune autre menace ne semble avoir un impact potentiel aussi élevé sur l'évolution de la population de marsouins communs. Le niveau de contamination relativement élevé des marsouins constitue toutefois une préoccupation de gestion importante. Les principaux facteurs susceptibles d'affecter négativement la population n'origine toutefois pas de la zone d'étude.

Tableau 6
Enjeux relatifs à la problématique du Marsouin commun dans la zone d'étude.

<i>Problème</i>	<i>Type d'enjeu</i>	<i>Description de l'enjeu</i>
Prises accidentelles dans les filets maillants	• Pour l'espèce	La réouverture de la pêche aux poissons de fond dans la zone d'étude pourrait entraîner des mortalités importantes de marsouins par enchevêtrement dans les filets maillants.
	• Pour l'homme	Conflits potentiels avec la pêche au filet maillant visant le turbot et la morue.

RÉFÉRENCES

- Aguilar, A. et A. Borell. 1995. Pollution and harbour porpoises in the eastern North Atlantic. Rep. Int. Whal.. Commn. Spec. Issue No. 16 : 231-242.
- Amundin, M. et S.H. Andersen. 1983. Bony nares air pressure and nasal plug muscle activity during clic production in the harbour porpoise, *Phocoena phocoena*, and bottlenosed dolphin, *Tursiops truncatus*. J. Exp. Biol. 105 : 275-282.
- Amundin, M. et T. Cranford. 1990. Forehead anatomy of *Phocoena phocoena* and *Cephalorhynchus commersoni* : 3-dimensional computer generated reconstructions with emphasis on the nasal diverticula. p. 1-18, Dans : J. Thomas et R. Kastelein (éd.). Sensory abilities of cetacea. Plenum Press, New York.
- Barlow, J. 1987. An assessment of the status of harbour porpoise populations in central California. National Marine Fisheries Service, South West Fisheries Center. La Jolla, Calif.
- Barlow, J. 1988. Harbor porpoise, *Phocoena phocoena*, abundance estimation for California, Oregon, and Washington : I. ship surveys. Fish. Bull. 86 : 417-432.
- Beaulieu, M. 1992. Listes des espèces de la faune vertébrée susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec : 107 p.
- Béland, P., S. De Guise et R. Plante. 1992. Toxicologie et pathologie des mammifères marins du Saint-Laurent. Rapport final présenté au Fonds pour la toxicologie faunique du Fonds mondial pour la nature (Toronto, Canada) par INESL, Montréal, Québec. 99 p.
- Bernt, K.E. 1998. PCB's and organochlorine pesticides found in harbour and grey seals from the St. Lawrence estuary, Québec, Canada. M.Sc. thesis. University of Waterloo, Waterloo, Ontario. 73.
- Bouchard, H. et P. Millet. 1993. Le Saint-Laurent milieux de vie diversifiés. Centre Saint-Laurent.
- Caswell, H., S. Brault, A.J. Read et T.D. Smith. 1998. Harbour porpoise and fisheries : an uncertainty analysis of incidental mortality. Ecological Applications 8 : 1226-1238.
- Colburn, T. et M.J. Smolen. 1996. Epidemiological analysis of persistent organochlorine contaminants in cetaceans. Rev. Environ. Contam. Toxicol. 146 : 91-171.
- Colburn, T., F.S. vom Saal et A.M. Soto. 1993. Developmental effects of endocrine-disrupting chemicals in wildlife and humans. Environ. Health Perspect. 101 : 378-384.
- Faulkner, J., L.N. Measures et F.G. Whoriskey. 1998. *Stenurus minor* (Metastrongyloidea : Pseudaliidae) infections of the cranial sinuses of the harbour porpoise, *Phocoena phocoena*. Can. J. Zool. 76 : 1209-1216.
- Fontaine, P.M. et C. Barrette. 1997. Megatestes : anatomical evidence for sperm competition in the harbour porpoise. Mammalia 61 : 65-71.
- Fontaine, P.-M., C. Barrette, M.O. Hammill et M.C.S. Kingsley. 1994a. Incidental catches of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the Gulf of St. Lawrence and the St. Lawrence River Estuary, Québec, Canada. Rep. Int. Whal. Commn. 15 : 159-163.

- Fontaine, P.-M., M.O. Hammill, C. Barrette et M.C.S. Kingsley. 1994b. Summer diet of the harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in the estuary and Northern Gulf of St. Lawrence. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51 : 172-178.
- Gaskin, D.E. 1984. The harbour porpoise *Phocoena phocoena* (L.) : regional populations, status, and information on direct and indirect catches. *Rep. Int. Whal. Commn.* 34 : 569-585.
- Gaskin, D.E. 1992. Status of the harbour porpoise, *Phocoena phocoena*, in Canada. *Can. Field-Nat.* 106 : 36-54.
- Gaskin, D.E. et B.A. Blair. 1977. Age determination of harbour porpoise, *Phocoena phocoena* (L.) in the Western North Atlantic. *Can. J. Zool.* 55 : 18-30.
- Gaskin, D.E., G.J.D. Smith, A.P. Watson, W.Y. Yasui et D.B. Yurick. 1984. Reproduction in the porpoises (*Phocoenidae*) : implications for management. *Rep. Int. Whal. Commn.* 135-148.
- Gaskin, D.E., S. Yamamoto et A. Kawamura. 1993. Harbor porpoise, *Phocoena phocoena* (L.), in the coastal waters of Northern Japan. *Fish. Bull.* 91 : 440-454.
- Gauthier, J.M., C.D. Metcalfe et R. Sears. 1997. Chlorinated organic contaminants in blubber biopsies from Northwestern Atlantic balaenopterid whales summering in the Gulf of St. Lawrence. *Mar. Environ. Res.* 44 : 201-223.
- Hays, R., L.N. Measures et J. Huot. 1998. Capelin (*Mallotus villosus*) and herring (*Clupea harengus*) as paratenic hosts of *Anisakis simplex*, a parasite of beluga (*Delphinapterus leucas*) in the St. Lawrence estuary. *Can. J. Zool.* 76 : 1411-1417.
- Hoek, W. 1992. An unusual aggregation of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). *Mar. Mammal. Sci.* 8 : 152-154.
- Johnson, D.W. 1995. Spatial and temporal differences in heavy metal concentrations in the tissues of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from the western North Atlantic. M.Sc. Thesis. University of Guelph, Guelph, Ontario. 152 p.
- Kingsley, M.C.S. et R.R. Reeves. 1998. Aerial surveys of cetaceans in the Gulf of St. Lawrence in 1995 and 1996. *Can. J. Zool.* 76 : 1529-1550.
- Kraus, S.D., A.J. Read, E. Anderson, K.S. Baldwin, A. Sprawling, T. et J. Williamson. 1997. Acoustic alarm reduce porpoise mortality. *Nature* 388 : 525.
- Kuiken, T., U. Höfle, P.M. Bennett, C.R. Allchin, J.K. Kirkwood, J.R. Baker, E.C. Appleby, C.H. Lockyer, M.J. Walton et M.C. Sheldrick. 1993. Adrenocortical hyperplasia, disease, and chlorinated hydrocarbons in the harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). *Mar. Pollut. Bull.* 26 : 440-446.
- Kuiken, T., P.M. Bennett, C.R. Allchin, J.K. Kirkwood, J.R. Baker, C.H. Lockyer, M.J. Walton et M.C. Sheldrick. 1994. PCB's, cause of death and body condition on harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from British waters. *Aquatic Toxicology* 28 : 13-28.
- Larivée, M.-L. 1996. Études des prises accidentelles de marsouins communs, *Phocoena phocoena*, dans les filets maillants pour la région du golfe et de l'estuaire du Saint-Laurent (Canada). Thèse de maîtrise. Université Laval, Québec.

- Laurin, J. 1976. Preliminary study of the distribution, hunting and incidental catch of harbour porpoise, *Phocoena phocoena*. FAO Scientific consultation on marine mammals, ACMRR/MM/SC/93, Bergen.
- Lavigueur, L., M.O. Hammill et S. Asselin. 1993. Distribution et biologie des phoques et autres mammifères marins dans la région du parc marin du Saguenay. Rapp. manus. can. sci. halieut. aquat. 2220 : vi + 40 p.
- Lockyer, C. 1995. Investigation of aspects of the life history of the harbour porpoise, *Phocoena phocoena*, in British waters. Rep. Int. Whal. Commn. 189-197.
- Measures, L. 1998. Maladies des mammifères marins au Québec (Résumé). Programme scientifique Saint-Laurent Vision 2000 présenté dans le cadre du 66^e congrès de l'ACFAS. Université Laval, Québec, 11 au 15 mai 1998.
- Muir, D.C.G., C.A. Ford, B. Rosenberg, R.J. Nostrom, M. Simon et P. Béland. 1996. Persistent organochlorines in beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the St. Lawrence River Estuary. I. Concentrations and patterns of specific PCBs, chlorinated pesticides and polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins and -dibenzofurans. Environ. Pollut. 93 : 219-234.
- O'shea, T.J., R.R. Reeves et A. Kirk Long. 1999. Proceedings of the Marine Mammal Commission Workshop, Keystone, Colorado, 12-15 October 1998. Marine Mammal Commission, Bethesda, Maryland 150 p.
- Read, A.J. 1990a. Age at sexual maturity and pregnancy rates of harbour porpoises, *Phocoena phocoena*, from the Bay of Fundy. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 47 : 561-565.
- Read, A.J. 1990b. Reproductive seasonality in harbour porpoises, *Phocoena phocoena*, from the Bay of Fundy. Can. J. Zool. 68 : 284-288.
- Read, A.J. 1999. Harbour porpoise *Phocoena phocoena* (Linnaeus, 1758). p. 323-356, Dans : Handbook of marine mammals. Academic Press Limited, London.
- Read, A.J. et A.A. Hohn. 1995. Life in the fast lane : the life history of harbour porpoises from the Gulf of Maine. Mar. Mammal. Sci. 11 : 423-440.
- Read, A.J. et K.A. Tooley. 1997. Postnatal growth and allometry of harbour porpoises from the Bay of Fundy. Can. J. Zool. 75 : 122-130.
- Read, A.J. et A.J. Westgate. 1997. Monitoring the movements of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) with satellite telemetry. Mar. Biol. 130 : 315-322.
- Smith, G.J.D. et D.E. Gaskin. 1983. An environmental index for habitat utilization by female harbour porpoises with calves near Deer Island, Bay of Fundy. Ophelia 22 : 1-13.
- Trippel, E.A., J.Y. Wang, M.B. Strong, L.S. Carter et J.D. Conway. 1996. Incidental mortality of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) by gill-net fishery in the lower Bay of Fundy. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 53 : 1294-1300.
- Wang, J.Y., D.E. Gaskin et B.N. White. 1996. Mitochondrial DNA analysis of harbour porpoise, *Phocoena phocoena*, subpopulations in North American waters. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 53 : 1632-1645.
- Waring, G.T., D.L. Palka, P.J. Clapham, S. Swartz, M. Rossman, T. Cole, K.D. Bisack et L.J. Hansen. 1999. U.S. Atlantic marine mammal stock assessments-1998. NOAA Technical Memorandum NMFS-NS-116 : 185 pp.

- Watson, A.P. et D.E. Gaskin. 1983. Observations on the ventilation cycle of the harbour porpoise *Phocoena phocoena* (L.) in coastal waters of the Bay of Fundy. Can. J. Zool. 61 : 126-132.
- Westgate, A.J., D.C.G. Muir, D.E. Gaskin et M.C.S. Kingsley. 1997. Concentrations and accumulation patterns of organochlorine contaminants in the blubber of harbour porpoises, *Phocoena phocoena*, from the coast of Newfoundland, the Gulf of St. Lawrence and the Bay of Fundy/Gulf of Maine. Environ. Pollut. 95 : 105-119.
- Westgate, A.J., A.J. Read, P. Berggren, H.N. Koopman et D.E. Gaskin. 1995. Diving behaviour of harbour porpoises, *Phocoena phocoena*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 52 : 1064-1073.
- Woodley, T.H. et A.J. Read. 1991. Potential rates of increase of a harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) population subjected to incidental mortality in commercial fisheries. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 48 : 2429-2435.

ANNEXE CARTOGRAPHIQUE

Carte 1. Répartition du Marsouin commun dans la zone d'étude.

PETIT RORQUAL (*Balaenoptera acutorostrata*)

RÉSUMÉ

Le Petit Rorqual est un résident saisonnier de la zone d'étude. Il fréquente la zone d'étude du mois d'avril au mois de novembre. Les individus qui fréquentent la zone d'étude appartiennent à l'un des quatre stocks de l'Atlantique Nord, soit celui de la côte est canadienne dont la structure et les mouvements saisonniers sont peu connus.

Le Petit Rorqual remonte l'estuaire moyen jusqu'à l'île aux Lièvres et pénètre régulièrement dans la partie aval du fjord du Saguenay. Il est plus abondant dans l'estuaire maritime. Son régime alimentaire inclut plusieurs espèces de poissons pélagiques et des euphausides. Ses habitudes alimentaires dans la zone d'étude ne sont toutefois pas connues.

Le Petit Rorqual est la deuxième cible des activités d'observation en mer. Comme pour le Rorqual commun, la croissance de cette industrie constitue la principale problématique pour la gestion de cette espèce dans la zone d'étude. Les collisions avec les bateaux et les prises accidentelles dans les engins de pêches pourraient également être problématiques pour cette espèce dans la zone d'étude.

TABLE DES MATIÈRES

	Page
Résumé.....	i
Liste des tableaux	iv
Liste des figures.....	v
1. Valeur particulière de l'espèce.....	1
2. Identification de la population	1
3. Biologie générale.....	1
3.1. Morphologie et taille.....	1
3.2. Reproduction	1
3.3. Longévité	3
3.4. Alimentation.....	3
3.5. Plongée et comportement alimentaire	4
3.6. Structure sociale.....	4
3.7. Comportement vocal.....	4
4. Habitat.....	5
5. Fréquentation et utilisation de la zone d'étude.....	5
6. État de la population.....	6
6.1. Statut.....	6
6.2. Taille, structure et tendance d'accroissement de la population	6
6.3. Condition des individus	6
6.3.1. Contaminants	6
6.3.2. Agents pathogènes	7
6.3.3. Pathologie	7
7. Exploitation par l'homme	7
8. Mesures de protection	7
9. Problématique et enjeux.....	9
9.1. Lacunes dans les connaissances	9
9.2. Problématique.....	10
9.2.1. Prédation.....	10
9.2.2. Compétition pour la ressource.....	10
9.2.3. Variabilité génétique.....	10
9.2.4. Chasse et autres prélèvements.....	13

Page

9.2.5. Collisions et prises accidentelles	13
9.2.6. Contaminants	13
9.2.7. Dérangement et dégradation de l'habitat.....	13
9.3 Enjeux	14
Références.....	16
Annexe cartographique	20

LISTE DES TABLEAUX

	Page
Tableau 1. Paramètres liés à la reproduction chez le Petit Rorqual de l'Atlantique Nord.....	3
Tableau 2. Évaluation sommaire de l'état des connaissances sur le Petit Rorqual dans le contexte de l'établissement d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude.....	11
Tableau 3. Évaluation sommaire de la problématique du Petit rorqual dans le contexte de l'établissement d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude	12
Tableau 4. Enjeux relatifs à la problématique du Petit Rorqual dans la zone d'étude	15

LISTE DES FIGURES

	Page
Figure 1. Limites géographiques des quatre stocks de petits rorquals de l'Atlantique Nord.....	2
Figure 2. Répartition des sites où le Petit Rorqual était la cible des observations des bateaux de croisière aux baleines de 1994 à 1996.....	8

1. VALEUR PARTICULIÈRE DE L'ESPÈCE

Le Petit Rorqual est le plus abondant des grands cétacés de la zone d'étude. Il est également une des espèces les plus importantes pour l'industrie d'observation dans la zone d'étude. Entre mai et juin, il constitue la principale et parfois la seule cible des activités d'observation en mer. Ses habitudes côtières et ses comportements dynamiques à la surface de l'eau font de cet animal un attrait touristique des plus importants, autant pour les activités d'observation en mer que pour l'observation à partir de sites terrestres.

2. IDENTIFICATION DE LA POPULATION

Les petits rorquals qui fréquentent la zone d'étude appartiennent au stock de la côte est canadienne, un des quatre stocks officiellement reconnus par la Commission baleinière internationale dans l'Atlantique Nord (Figure 1). Ces stocks ont été définis dans une perspective de gestion de la chasse sur la base des données disponibles sur la distribution des prises et sur la ségrégation des sexes et des classes de longueur ainsi qu'à partir des études de capture-recapture. Il n'existe que très peu d'informations sur le stock de la côte est canadienne, qui inclut les petits rorquals de la côte est américaine. Ses relations avec les trois autres stocks de l'Atlantique Nord sont incertaines et on ignore si le stock regroupe en fait plusieurs unités génétiquement distinctes (Waring *et al.*, 1999).

L'aire de répartition de ce stock est très étendue. Elle comprend la partie est du détroit de Davis et s'étend vers le sud jusqu'au golfe du Mexique.

3. BIOLOGIE GÉNÉRALE

3.1. MORPHOLOGIE ET TAILLE

Le Petit Rorqual est le plus petit des rorquals, ne dépassant que très rarement 10,1 m de longueur (Stewart et Leatherwood, 1985). Le veau à la naissance mesure entre 2,4 et 2,8 m (Sergeant, 1963) et pèse près de 350 kg (Fontaine, 1998). Il existe un dimorphisme sexuel chez le Petit Rorqual, la femelle étant légèrement plus grande (Tinker, 1988).

3.2. REPRODUCTION

Chez le Petit Rorqual de l'Atlantique Nord, la maturité sexuelle est atteinte lorsque les femelles mesurent 7,3 à 7,4 m et les mâles, 6,7 à 7,0 m, soit entre 5 et 7 ans pour les femelles et entre 3 et 6 ans pour les mâles (Sergeant, 1963; Horwood, 1990). Les femelles matures pourraient mettre bas toutes les années (Sergeant, 1963). Les principaux paramètres liés à la reproduction sont rapportés au Tableau 1.

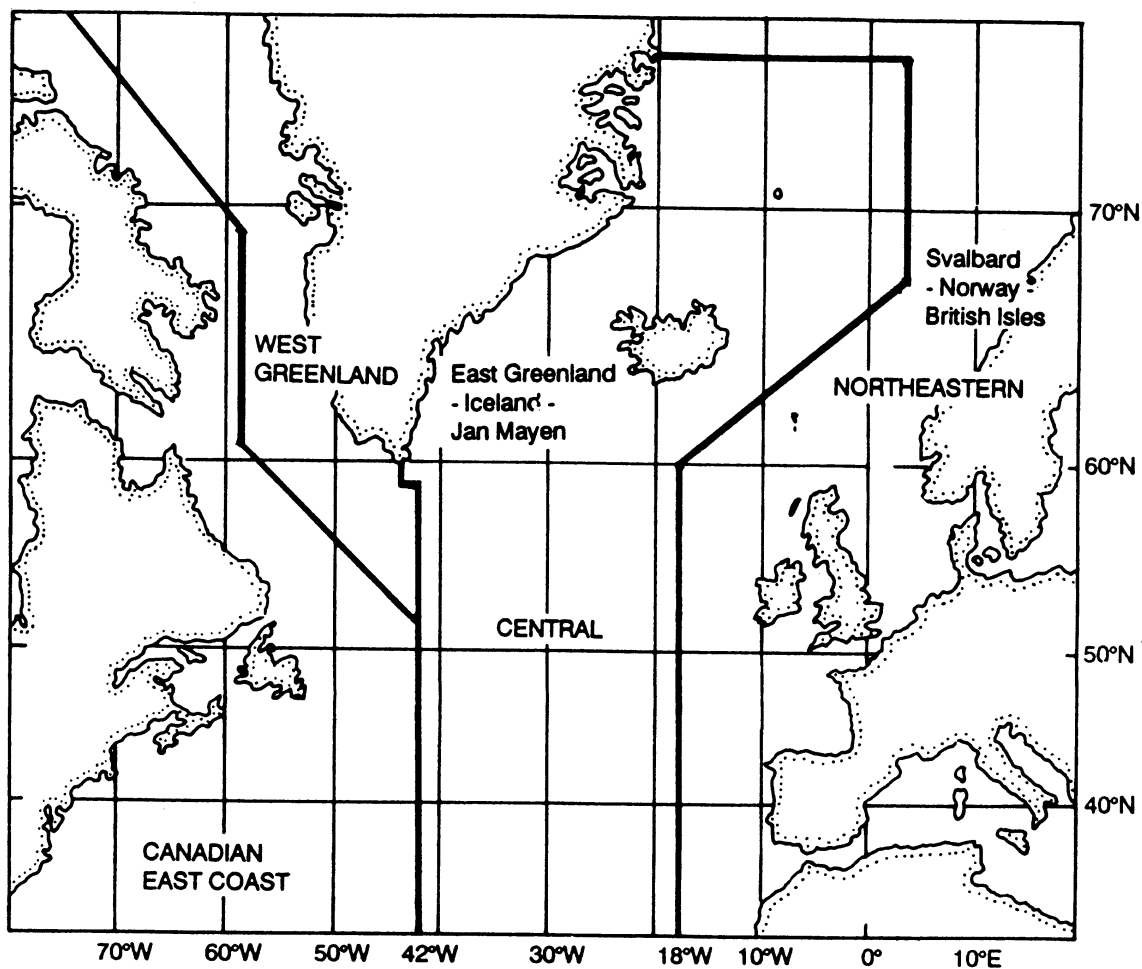


Figure 1

Limites géographiques des quatre stocks de petits rorquals de l'Atlantique Nord.

Source : Donovan, 1991.

Tableau 1

Paramètres liés à la reproduction chez le Petit Rorqual de l'Atlantique Nord.

Maturité sexuelle	À 6,7 – 7,0 m ou entre 3 et 6 ans chez les mâles À 7,3 m – 7,4 m ou entre 5 à 7 ans chez les femelles
Accouplement	Janvier à mai
Période de gestation	Environ 10 mois
Mise bas	Novembre à mars
Période d'allaitement	4 à 5 mois

Sources : Sergeant, 1963; Horwood, 1990.

Les mouvements saisonniers du Petit Rorqual ne sont pas bien connus. Des observations faites entre les Bermudes et les Antilles en hiver suggèrent toutefois la possibilité d'un déplacement vers le sud pendant la période de reproduction (Mitchell, 1991). Ces observations sont bien supportées par les enregistrements acoustiques effectués par le système de surveillance de la marine américaine. Des suivis acoustiques ont permis d'identifier que les petits rorquals sont abondants dans les Antilles entre novembre et mai et qu'ils se dirigent vers les côtes américaines au printemps, en passant par les Bermudes (Clark, 1994).

3.3. LONGÉVITÉ

Le Petit Rorqual peut vivre près de 50 ans (IWC, 1991).

3.4. ALIMENTATION

Le Petit Rorqual de l'Atlantique Nord a un régime alimentaire très varié incluant plusieurs espèces de poissons et de crustacés (Jonsgard 1951 dans Kawamura, 1980) dont les espèces suivantes :

▪ Lançon, <i>Ammodytes</i> sp.	▪ Maquereau bleu, <i>Scomber scombrus</i>
▪ Capelan, <i>Mallotus villosus</i>	▪ Goberge, <i>Pollachius virens</i>
▪ Morue franche, <i>Gadus morhua</i>	▪ Loup sp. <i>Anarhichas</i> sp.
▪ Merlu argenté, <i>Merluccius bilinearis</i>	▪ Aiglefin, <i>Melanogrammus aeglefinus</i>
▪ Aiguillat commun, <i>Squalus acanthias</i>	▪ Euphausides
▪ Hareng atlantique, <i>Clupea harengus harengus</i>	▪ Copépodes
▪ Saumon de l'Atlantique, <i>Salmo salar</i>	

Le régime alimentaire du Petit Rorqual n'a pas été étudié dans le golfe et l'estuaire du Saint-Laurent. Sur la base d'observations sur leur distribution et leur comportement de surface, quelques auteurs ont suggéré qu'il se nourrit de capelans, de harengs, de lançons et d'euphausides (Bailey *et al.*, 1977; Sears *et al.*, 1981; Lynas et Sylvestre, 1988; Fontaine, 1998; Ménard, 1998).

Selon des données obtenues pour les populations de l'Atlantique du Nord-Est, un Petit Rorqual consommerait près de 90 kg de nourriture par jour, soit l'équivalent de 2 p. 100 de sa masse corporelle (Nordøy *et al.*, 1995).

3.5. PLONGÉE ET COMPORTEMENT ALIMENTAIRE

Les comportements d'alimentation de surface sont constitués d'une série de manœuvres dont les aspects fonctionnels comportent (Lynas et Sylvestre, 1988) :

- le piégeage (cercles, ellipses et hyperboles près de la surface de l'eau);
- l'engouffrement (bonds à la surface et roulades diverses);
- le piégeage / engouffrement (arcs divers près de la surface).

Pour faciliter la capture des proies, ces animaux utilisent les parois rocheuses, le courant et l'interface eau / air (Lynas et Sylvestre, 1988). Les sauts hors de l'eau (« breaching ») du Petit Rorqual pourraient aussi être liés à une stratégie d'alimentation. En effet, ces sauts pourraient servir à « resserrer » le banc de poissons afin d'augmenter l'efficacité de l'alimentation. La répartition et la densité des bancs de proies, l'espèce visée et les préférences individuelles semblent jouer un rôle dans le choix de la technique utilisée (Lynas et Sylvestre, 1988; Hoelzel *et al.*, 1989).

Il n'y a pour l'instant aucune information disponible sur le comportement de plongée du Petit Rorqual.

3.6. STRUCTURE SOCIALE

Quoique ces animaux puissent former des groupes de près de 60 individus en présence de nourriture abondante (Sears *et al.*, 1982), ils sont généralement solitaires (Edds et MacFarlane, 1987; Murphy, 1995). L'information disponible révèle toutefois que la taille des groupes change selon la saison, la latitude, le sexe, la classe d'âge et la présence de proies (Piatt *et al.*, 1989; Murphy, 1995). Dans l'Atlantique Nord, la répartition estivale des petits rorquals semble présenter une ségrégation selon l'âge et le sexe, les mâles migrant plus au nord en haute mer, les femelles préférant les eaux côtières plus au sud et les animaux immatures restant encore un peu plus au sud (Stewart et Leatherwood, 1985).

3.7. COMPORTEMENT VOCAL

Comme les autres baléoptères, le Petit Rorqual produit des sons de basses fréquences (Schevill et Watkins, 1972). Beamish et Mitchell (1973) rapporte que le Petit Rorqual pourrait aussi utiliser des séries de clics à haute répétition à des fréquences atteignant 7,5 KHz. Le répertoire vocal du Petit Rorqual est dominé par des sons pulsatiles à fréquence décroissante avec une fréquence initiale de 80 à 200 Hz (Edds, 1985). Une comparaison de l'activité vocale du Rorqual commun et du Petit Rorqual dans l'estuaire du Saint-Laurent indique que ce dernier vocalise moins fréquemment que le Rorqual commun (Edds, 1985).

4. HABITAT

Pendant la saison estivale, les petits rorquals semblent préférer les eaux côtières. À l'automne, ils semblent s'éloigner graduellement de la côte et migrer vers les basses latitudes pour mettre bas (Horwood, 1990; Mitchell, 1991). Il est possible qu'il existe des groupes ou sous-populations qui vivent en haute mer toute l'année (Waring *et al.*, 1999)

5. FRÉQUENTATION ET UTILISATION DE LA ZONE D'ÉTUDE

Le Petit Rorqual arrive dans l'estuaire du Saint-Laurent en avril pour le quitter vers la fin octobre (Lynas et Sylvestre, 1988, Robert Michaud, communication personnelle). La période pendant laquelle il abonde dans la zone d'étude s'étend du début de juillet jusqu'au début de septembre (Lavigueur *et al.*, 1993).

Bien qu'il y ait des variations annuelles de son activité dans la zone d'étude en réponse aux conditions locales, le Petit Rorqual occupe principalement l'estuaire maritime (Edds et MacFarlane, 1987; Lavigueur *et al.*, 1993) (**Carte 1**). Au cours d'une série de recensements effectués par bateau en 1991 et 1992 entre Les Escoumins et La Malbaie, 39 et 59 p. 100 des observations ont été faites entre Grandes-Bergeronnes et l'embouchure du Saguenay, respectivement (Lavigueur *et al.*, 1993).

Le Petit Rorqual peut occasionnellement être observé dans l'estuaire moyen jusque dans la région de Cacouna sur la rive sud, et un peu en aval de Saint-Siméon le long de la rive nord (Lavigueur *et al.*, 1993). Il est régulièrement observé dans le Saguenay jusqu'au cap de la Boule et occasionnellement, jusqu'à la baie Sainte-Marguerite et exceptionnellement, jusqu'à Saint-Fulgence (Michaud, 1992).

Lynas (1986) a estimé que les petits rorquals passaient jusqu'à 61 p. 100 de leur temps dans des manœuvres d'alimentation. À la tête du chenal Laurentien, les petits rorquals forment occasionnellement des concentrations de quelques dizaines d'individus (Robert Michaud, communication personnelle). Ces concentrations, généralement observées en présence de concentrations de phoques, d'oiseaux marins et d'autres cétacés, sont vraisemblablement liées à l'alimentation. Même dans ces concentrations, les petits rorquals nagent habituellement en solitaire. Ils sont le plus souvent assez dispersés (Edds et MacFarlane, 1987; Lavigueur *et al.*, 1993). On observe rarement des paires mère-veau dans la zone d'étude (Robert Michaud, communication personnelle)

Le retour annuel d'individus reconnaissables par des marques distinctives a été noté dans le golfe du Saint-Laurent (Richard Sears, communication personnelle) et dans l'estuaire (Edds et MacFarlane, 1987, GREMM, données non publiées). L'existence de « territoires » auxquels les individus sont fidèles est probable et nécessite une étude approfondie. Une étude sur les petits rorquals du Pacifique a démontré ce comportement de fidélité territoriale (Dorsey, 1983).

6. ÉTAT DE LA POPULATION

6.1. STATUT

Le statut du Petit Rorqual est présentement en évaluation par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (Campbell, 1998). L'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) lui a attribué le statut d'« espèce à faible risque ». Sur la côte est des États-Unis, le Petit Rorqual n'est pas considéré comme une espèce « menacée » ou « en danger » en vertu du *Endangered Species Act* américain. Enfin, le Petit Rorqual n'apparaît pas sur la liste des espèces susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables au Québec en vertu de la *Loi sur les espèces menacées ou vulnérables* (Beaulieu, 1992).

6.2. TAILLE, STRUCTURE ET TENDANCE D'ACCROISSEMENT DE LA POPULATION

La taille de la population ou du stock de la côte est canadienne n'est pas connue. Une série de recensements par transects linéaires effectués en 1995 entre les mois de juillet et de septembre a toutefois permis d'estimer à 2 790 (coefficient de variation = 0,32) le nombre de petits rorquals entre la Virginie et l'embouchure du golfe du Saint-Laurent (Waring *et al.*, 1999). Des recensements aériens effectués en 1995 et en 1996 dans le golfe du Saint-Laurent ont permis d'estimer à 1 000 (erreur standard = 280) le nombre de petits rorquals dans l'ensemble du golfe, dont environ les trois quarts concentrés dans la portion nord du golfe (Kingsley et Reeves, 1998). Aucun de ces estimés n'est corrigé pour les animaux en plongée. Les données disponibles sont insuffisantes pour déterminer la tendance d'accroissement de cette population.

À partir de l'évaluation des paramètres liés à la reproduction, le taux de production de jeunes par femelle mature par année a été estimé entre 0,86 et 0,99 (Horwood, 1990; IWC, 1991). Sans une estimation du taux de survie, ces valeurs ne peuvent servir à prédire le taux de croissance de la population.

6.3. CONDITION DES INDIVIDUS

6.3.1. Contaminants

Les teneurs en contaminants organochlorés, incluant les BPC et DDT totaux, mesurées dans des échantillons de gras sous-cutané obtenus par biopsie sur des petits rorquals du golfe du Saint-Laurent en 1991 et en 1992 (Gauthier *et al.*, 1997) sont comparables à celles mesurées sur des carcasses retrouvées échouées sur les rives du Saint-Laurent entre 1983 et 1990 (Béland *et al.*, 1992). L'étendue des valeurs est semblable à celle retrouvée chez des petits rorquals de l'Atlantique du Nord-Est (Kleivane et Skaare, 1998). Les différences entre les méthodes et le type de tissus échantillonnés limitent toutefois considérablement les comparaisons du niveau de contamination des petits rorquals de ces deux régions.

Les valeurs rapportées sont dans l'ensemble semblables à celles rapportées pour les autres espèces de baléoptères de l'Atlantique du Nord-Ouest (Béland *et al.*, 1992; Gauthier *et al.*, 1997). Ceci reflète vraisemblablement le chevauchement important dans la diète de ces espèces. Par contre, les teneurs en BPC totaux sont respectivement 30 et 10 fois inférieures à celles mesurées chez les bélugas et les autres odontocètes qui fréquentent le Saint-Laurent. Ces différences, aussi observées pour les autres contaminants organochlorés, proviennent

principalement des différences dans les niveaux trophiques exploités, dans le métabolisme de ces espèces et dans le fait que le Béluga et le Phoque commun résident à l'année dans le Saint-Laurent (Béland *et al.*, 1992; Gauthier *et al.*, 1997).

Il existe peu de données sur les teneurs en métaux lourds pour les petits rorquals de l'Atlantique du Nord-Ouest et du Saint-Laurent.

6.3.2 Agents pathogènes

Le Petit Rorqual de la zone d'étude est probablement exposé au ver de la baleine, *Anisakis simplex*, puisque le Capelan, le hareng et les euphausides sont des hôtes intermédiaires de ce parasite dans l'estuaire du Saint-Laurent (Hays *et al.*, 1998a; 1998b). Des analyses sérologiques ont montré que les mammifères marins du Saint-Laurent sont exposés au morbillivirus du phoque (qui a tué plus de 17 000 phoques en Europe en 1988-1989), à *Brucella* et *Leptospira* spp. (qui peuvent provoquer l'avortement et une maladie grave) et à *Mycoplasma phocacerebrale* (qui peut provoquer une maladie pulmonaire chez les phoques) (Measures, 1998). Il n'existe pas de donnée sur les agents pathogènes qui infectent les petits rorquals du Saint-Laurent. Des études en cours devraient fournir plus d'informations à ce sujet (Lena Measures, communication personnelle).

6.3.3. Pathologie

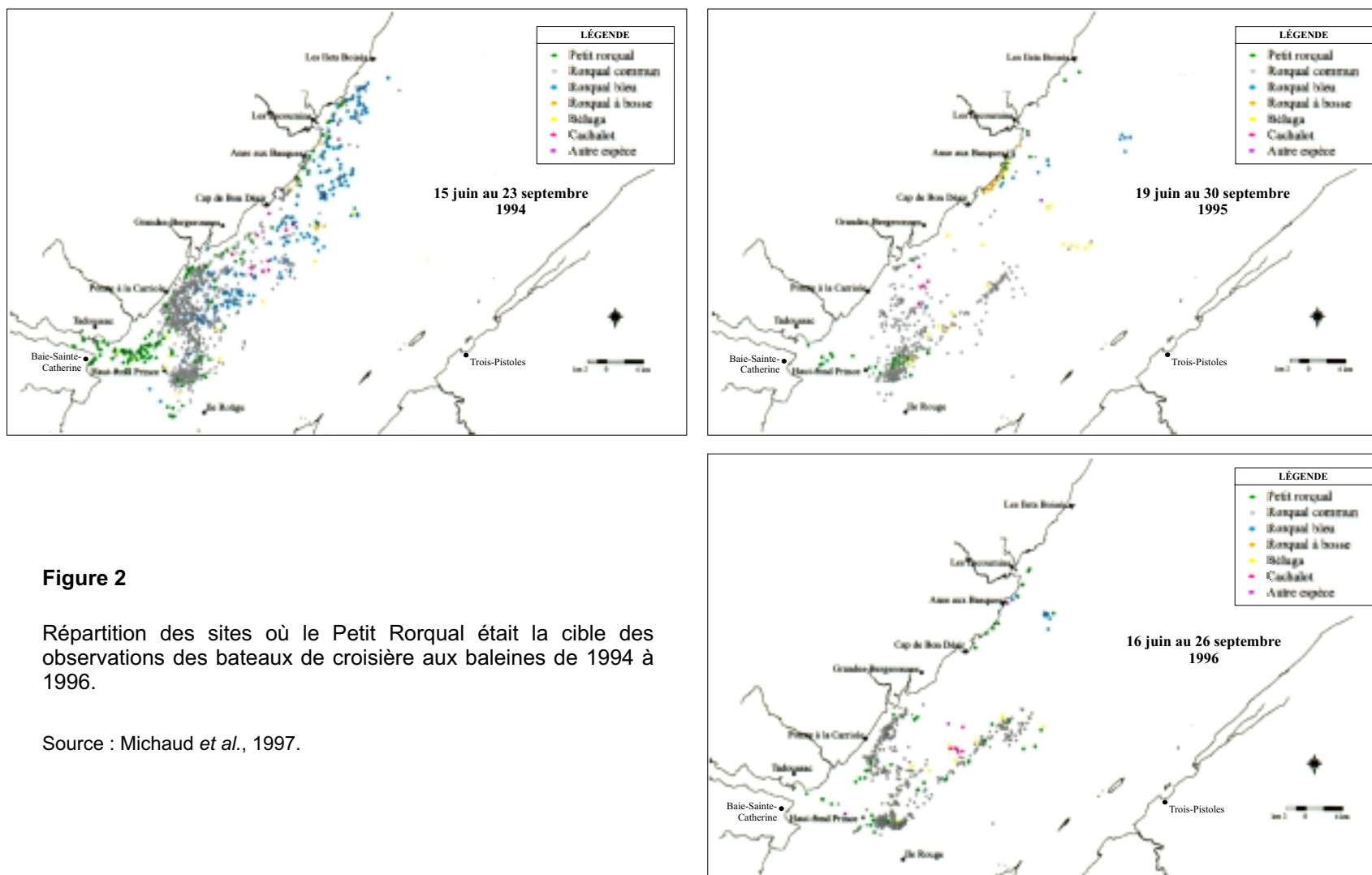
Les deux seuls petits rorquals du Saint-Laurent examinés pour des pathologies étaient morts de causes accidentelles et ne présentaient aucune lésion pathologique (Béland *et al.*, 1992).

7. EXPLOITATION PAR L'HOMME

Le Petit Rorqual est une des espèces cibles de l'industrie de l'observation des baleines de l'estuaire du Saint-Laurent (Michaud, 1998). De 1994 à 1996, les principaux sites d'observation étaient situés dans l'embouchure du Saguenay (Figure 2). En début de saison, alors que les autres espèces sont peu abondantes, il est la principale et parfois la seule cible des activités d'observation en mer (Michaud, 1998).

8. MESURES DE PROTECTION

Depuis 1972, la chasse aux petits rorquals est interdite dans les eaux canadiennes en vertu de la *Loi sur les pêches* du gouvernement fédéral. Depuis 1986, un moratoire sur la chasse commerciale a été adopté par les membres de la Commission baleinière internationale (CBI ou IWC). Ce moratoire est étendu à tous les océans de la planète. La Norvège s'est toutefois dissociée de cette résolution et a repris la chasse aux petits rorquals dans l'Atlantique du Nord-Est au milieu des années 1990.



Un nouveau règlement (DORS93-56) adopté en 1993 en vertu de la *Loi sur les pêches* stipule qu'il est interdit d'importuner les mammifères marins. Ce règlement est secondé par un code de conduite qui suggère les comportements appropriés à adopter en bateau ou en aéronef en présence de mammifères marins. Ce code, développé par les intervenants de l'industrie de l'observation des baleines, les responsables du ministère des Pêches et des Océans et les responsables du parc marin Saguenay—Saint-Laurent, a une portée régionale.

La conservation, la gestion et la recherche en ce qui a trait aux mammifères marins, comme pour toutes les espèces marines dans les eaux canadiennes d'ailleurs, sont la responsabilité du ministère des Pêches et des Océans du Canada, en vertu de la *Loi sur les pêches*. Toutefois, la protection des mammifères marins et plus spécifiquement la protection de leur habitat relèvent de plusieurs paliers de gouvernement et de plusieurs lois et règlements (voir l'introduction du Chapitre 5). Entre autres, la création récente du parc marin du Saguenay—Saint-Laurent permet d'envisager plusieurs possibilités pour rehausser le niveau de protection offert aux mammifères marins et à leurs habitats. La nouvelle *Loi sur les Océans*, adoptée en janvier 1997, contient également plusieurs mécanismes qui permettraient de rehausser le niveau de protection.

Enfin, le parc marin Saguenay—Saint-Laurent a initié en 1997 une démarche de concertation auprès des intervenants de l'industrie d'observation des baleines en vue de développer un plan de cogestion des activités d'observation en mer. Les principaux objectifs identifiés relativement à la protection des mammifères marins sont les suivants :

- minimiser le dérangement et le stress des cétacés;
- réduire les risques de collisions avec les cétacés;
- identifier et offrir une protection particulière aux sites de haute signification écologique pour les mammifères marins;
- accorder une protection particulière au Béluga;
- réduire le bruit sous-marin;
- harmoniser les contrôles à l'extérieur des frontières du parc marin.

9. PROBLÉMATIQUE ET ENJEUX

9.1. LACUNES DANS LES CONNAISSANCES

La population (ou le stock) de petits rorquals de la côte est canadienne est mal connue. Bien que certaines régions aient fait l'objet de recensements, on ignore la taille, la structure et la tendance d'accroissement de la population. La biologie et le régime alimentaire du Petit Rorqual sont bien documentés pour l'ensemble de sa distribution, mais pas spécifiquement pour la zone d'étude.

En dehors des informations assez précises sur la période de fréquentation et sur la répartition spatiale des petits rorquals, il existe peu d'informations détaillées pour cette espèce dans la zone d'étude. Le groupe ORES (Oceanographic Research and Ecosystem Studies) dispose toutefois de banques de données et de photo-identifications précieuses sur le comportement de cette espèce (Ned Lynas, communication personnelle).

Le Tableau 2 présente une évaluation sommaire de l'état des connaissances sur la population de petits rorquals de la côte est canadienne et sur le troupeau qui fréquente la zone d'étude. Cette évaluation a été faite en fonction des besoins pour la gestion et la conservation de cette espèce dans la zone d'étude. Les principales lacunes dans nos connaissances se rapportent à :

- la composition du troupeau qui fréquente la zone d'étude;
- l'effet des activités d'observation en mer sur le comportement;
- la fréquence des collisions et des empêtements dans les engins de pêche;
- le régime alimentaire.

9.2. PROBLÉMATIQUE

Le Tableau 3 présente une évaluation sommaire de la problématique liée à la gestion et à la protection du troupeau de petits rorquals qui fréquentent la zone d'étude.

9.2.1. Prédation

Le principal et possiblement le seul prédateur du Petit Rorqual est l'Épaulard (Stewart et Leatherwood, 1985). Quelques observations d'épaulards s'attaquant à des petits rorquals ont été faites dans le golfe du Saint-Laurent (Wenzel et Sears, 1988, Richard Sears, communication personnelle). Il est toutefois difficile d'établir l'importance de la prédation sur la population des petits rorquals qui fréquentent le Saint-Laurent.

9.2.2. Compétition pour la ressource

Le Petit Rorqual se nourrit de proies (par exemple : capelans, lançons et euphausides) convoitées par plusieurs autres prédateurs (par exemple : rorquals, phoques, oiseaux marins et poissons). Piatt et Metheven (1992) ont d'ailleurs noté que lorsque la densité des bancs de capelans dépasse cinq bancs par kilomètre linéaire recensé, plusieurs espèces de baleines peuvent y être associées. Il existe donc un potentiel important pour la compétition interspécifique. Les connaissances disponibles sur la biomasse des proies et la consommation des prédateurs limitent toutefois les évaluations quantitatives.

L'effondrement de certains stocks de poissons commerciaux risque d'influencer la dynamique du réseau trophique. Certaines espèces, comme la morue, sont des compétiteurs potentiels. La baisse de ces stocks est susceptible d'entraîner une réorientation des efforts de pêche vers des petits poissons pélagiques. Pour l'instant, l'exploitation des espèces fourragères, telles que le lançon et les euphausides, est soumise à un moratoire imposé par le ministère des Pêches et Océans qui examine présentement les impacts écosystémiques de telles pêches.

9.2.3. Variabilité génétique

Aucune information n'est disponible sur le niveau de variabilité génétique des petits rorquals du Saint-Laurent ou du stock de la côte est canadienne.

Tableau 2

Évaluation sommaire de l'état des connaissances sur le Petit Rorqual dans le contexte de l'établissement d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude.

	<i>Amplement suffisantes</i>	<i>Suffisantes</i>	<i>Insuffisantes</i>	<i>Très insuffisantes</i>	<i>Inconnu</i>	<i>Remarques</i>
Identification de la population			✓			On ne connaît pas la structure de la population de la côte est canadienne ni l'importance des échanges avec les autres populations de l'Atlantique Nord.
Biologie générale						
Reproduction		✓				Les paramètres liés à la reproduction sont généralement bien connus.
Alimentation				✓		Il n'y a aucune donnée sur le régime alimentaire du Petit Rorqual dans la zone d'étude.
Comportement			✓			Il y a peu d'information disponible sur le comportement de plongée du Petit Rorqual.
Structure sociale		✓				
Habitats			✓			Il n'existe que des descriptions très sommaires des préférences écologiques du Petit Rorqual.
Fréquentation et utilisation de la zone d'étude			✓			Il y a très peu d'information sur les activités, la composition et taille du troupeau de petits rorquals qui fréquente la zone d'étude.
État de la population						
Taille et tendances d'accroissement			✓			Il n'y a aucune estimation de la taille de la population de la côte est canadienne. Il y a une estimation récente du nombre de petits rorquals dans le golfe mais aucune pour l'estuaire.
Contamination			✓			
Agents pathogènes			✓			
Pathologie			✓			
Facteurs limitants			✓			On connaît très peu les effets à long terme, tant au niveau individuel qu'au niveau de la population, des facteurs potentiellement limitants tels que la contamination, le dérangement, les prises accidentelles et les collisions.
Usage par l'homme		✓				Il existe un bon suivi des activités d'observation en mer dans la zone d'étude.

Tableau 3
Évaluation sommaire de la problématique du Petit Rorqual dans le contexte de
l'établissement d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude.

	<i>Très problématique</i>	<i>Problématique</i>	<i>Peu problématique</i>	<i>Non problématique</i>	<i>Inconnu</i>	<i>Remarques</i>
FACTEURS LIMITANTS						
Prédation				✓		
Compétition			✓			Advenant le déclin d'une des espèces fourragères comme le Capelan ou une augmentation importante des effectifs d'une ou plusieurs espèces compétitrices, la compétition interspécifique pourrait devenir problématique.
Variabilité génétique				✓		
Chasse et autres prélèvements				✓		
Collisions		✓				L'ampleur du problème n'est pas bien connu et devrait faire l'objet d'un suivi.
Prises accidentelles		✓				L'ampleur du problème n'est pas bien connu et devrait faire l'objet d'un suivi.
Agents pathogènes			✓			
Contaminants		✓				Les niveaux de contaminants observés chez tous les rorquals sont peu susceptibles d'affecter les adultes mais pourraient être néfastes pendant la période périnatale.
Dérangement		✓				La présence des bateaux modifie le comportement alimentaire des rorquals communs et pourrait avoir un effet semblable sur le Petit Rorqual et ainsi avoir un impact sur la condition des individus. Les questions liées au dérangement soulèvent également des problèmes d'ordre éthique et esthétique.
Perte d'habitat					✓	L'impact de la pollution sonore n'est pas connu.
ÉTAT DES CONNAISSANCES			✓			Les connaissances disponibles sont suffisantes pour assurer une gestion prudente de la population; il y a des lacunes importantes à combler.
MESURES DE PROTECTION		✓				La réglementation et les recommandations en place pour la gestion des activités d'observation en mer ne prennent pas suffisamment en considération l'intensité de la pression exercée par la flotte de bateaux et doivent être revues.

9.2.4. Chasse et autres prélèvements

Il n'existe aucune chasse au Petit Rorqual depuis 1972 dans les eaux canadiennes et américaines. On ne connaît pas les impacts des prises qui ont eu lieu avant cette date et qui ont été estimées à 1 103 individus entre 1948 et 1972 (IWC, 1992). Dans l'Atlantique du Nord-Est, les petits rorquals sont encore chassés par la Norvège alors que l'Islande a adopté en 1999 une résolution en faveur de la reprise de la chasse dans ses eaux, après une suspension de dix ans. En raison des incertitudes sur la définition des stocks ou populations de petits rorquals dans l'Atlantique Nord, il est difficile d'évaluer l'impact de cette chasse sur le stock de la côte est du Canada.

9.2.5. Collisions et prises accidentelles

Il n'existe aucune évaluation détaillée des captures accidentelles de petits rorquals par les engins de pêche dans les eaux canadiennes. Read (1994) a signalé quelques cas d'empêtrements à Terre-Neuve, au Labrador et dans la baie de Fundy. Dans la portion aval de l'estuaire et dans le golfe, la mortalité des petits rorquals liée à des empêtrements dans les filets de pêche semble assez importante (Jean Morisset, communication personnelle; Richard Sears, communication personnelle). Quelques cas ont déjà été rapportés dans les limites de la zone d'étude (Robert Michaud, communication personnelle). Les filets maillants semblent être les engins le plus souvent impliqués dans ces incidents.

Les habitudes côtières du Petit Rorqual le rendent susceptible aux collisions avec les bateaux. Plusieurs cas ont été rapportés sur la côte est des États-Unis mais l'impact de ces collisions sur la population demeure inconnu (Waring *et al.*, 1999). Sur les 16 rapports de collisions entre une baleine et une embarcation ou de blessures par collision compilés par les agents du parc marin Saguenay—Saint-Laurent, deux impliquaient des petits rorquals dont une a entraîné la mort de l'animal (données non publiées). En raison du trafic maritime lié à la navigation commerciale et à l'industrie d'observation, les collisions pourraient constituer un problème dans la zone d'étude.

9.2.6. Contaminants

Les teneurs en contaminants organochlorés et en métaux lourds rapportées chez la plupart des mysticètes ne semblent pas suffisamment élevées pour avoir des effets toxiques, du moins pas chez les adultes (O'shea et Brownell, 1994). La susceptibilité des mammifères aux différents contaminants semble maximale pendant la période périnatale (Colburn *et al.*, 1993; Colburn et Smolen, 1996). Or, les nouveaux-nés peuvent être exposés à des concentrations relativement importantes pendant la période d'allaitement. Les seuils critiques ne sont toutefois pas connus.

9.2.7. Dérangement et dégradation de l'habitat

Il n'y a pas d'évaluation de l'impact de la présence des bateaux ou de la pollution sonore sur les petits rorquals. Edds et Macfarlane (1987) ont noté qu'à l'exception des cas où les animaux étaient activement poursuivis, ils ne semblaient pas réagir de façon très marquée à l'important trafic maritime de la zone d'étude. Les travaux de Michaud et Giard (1998) ont toutefois démontré qu'en présence d'un grand nombre de bateaux, les rorquals communs modifiaient sensiblement leur comportement de plongée. Étant donné la pression d'observation importante

sur le Petit Rorqual dans la zone d'étude, particulièrement tôt en saison, alors que les autres espèces ne sont pas abondantes (Michaud, 1998), le dérangement par les bateaux d'excursion pourrait poser un problème.

Edds et MacFarlane (1987) signalent que le bruit des moteurs hors-bord masquerait les sons produits par les petits rorquals. Le rôle et l'importance de la vocalisation de ces derniers sur les sites d'alimentation ne sont pas connus. Edds et MacFarlane ajoutent que l'augmentation de l'interférence acoustique qui accompagne le grand nombre de bateaux pourrait représenter un problème plus important pour les baleines que les dérangements physiques engendrés par les croisières d'observation des mammifères marins puisque le son est continuellement présent et plus difficile à éviter.

L'effet à long terme de ces formes de dérangement n'est pas connu et sera difficilement mesurable. Il est possible mais peu vraisemblable que la pression des activités d'observation en mer constitue un facteur limitant au niveau de la population ou entraîne une modification importante dans ses habitudes de fréquentation de la zone d'étude.

9.3. ENJEUX

Le principal enjeu relatif au Petit Rorqual concerne les activités d'observation en mer (Tableau 4). Le défi consiste à maintenir cette importante activité récréotouristique tout en minimisant les impacts potentiellement néfastes sur les petits rorquals de la zone d'étude. La préoccupation majeure demeure la hausse de la circulation maritime liée aux bateaux d'observation qui pourrait entraîner un nombre accru de collisions avec les petits rorquals. Cette préoccupation a d'ailleurs conduit le parc marin du Saguenay—Saint-Laurent à mener une vaste consultation publique sur la question et à initier une série de démarches ayant entre autres comme objectifs la protection de la ressource et l'amélioration de « l'offre de services » et de « l'expérience du visiteur ».

Les enjeux associés à la pollution sonore, aux prises accidentelles dans les engins de pêche et à la contamination de l'espèce par les substances chimiques via la chaîne alimentaire ne peuvent être définis en raison des importantes lacunes dans nos connaissances.

Tableau 4

Enjeux relatifs à la problématique du Petit Rorqual dans la zone d'étude.

<i>Problème</i>	<i>Type d'enjeu</i>	<i>Description de l'enjeu</i>
Impacts potentiels des activités d'observation en mer (AOM)	• Pour l'espèce	La hausse du trafic maritime associé aux AOM pourrait entraîner une hausse des collisions mortelles de petits rorquals dans la zone d'étude.

RÉFÉRENCES

- Bailey, R.F.J., K.W. Able et W.C. Leggett. 1977. Seasonal and vertical distribution and growth of juvenile and adult capelin (*Mallotus villosus*) in the St. Lawrence estuary and western Gulf of St. Lawrence. J. can. sci. halieut. aquat. 34 : 2030-2040.
- Beamish, P. et E.D. Mitchell. 1973. Short pulse length audio frequency sounds recorded in the presence of a minke whale (*Balaenoptera acutorostrata*). Deep-Sea Res. 20 : 375-386.
- Beaulieu, M. 1992. Listes des espèces de la faune vertébrée susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec. 107 p.
- Béland, P., S. De Guise et R. Plante. 1992. Toxicologie et pathologie des mammifères marins du Saint-Laurent. Rapport final présenté au Fonds pour la toxicologie faunique du Fonds mondial pour la nature (Toronto Canada) par INESL, Montréal, Québec. 99 p.
- Campbell, R.R. 1998. Rare and endangered fishes and marine mammals of Canada : COSEWIC fish and marine mammal subcommittee status reports : XII. Can. Field-Nat. 112 : 94-97.
- Clark, C.W. 1994. Blue deep voice : insights from the Navy's Whale'93 program. Whalewatcher 28 : 6-11.
- Colburn, T. et M.J. Smolen. 1996. Epidemiological analysis of persistent organochlorine contaminants in cetaceans. Reviews of Environmental Contaminant and Toxicology 146 : 91-171.
- Colburn, T., F.S. vom Saal et A.M. Soto. 1993. Developmental effects of endocrine-disrupting chemicals in wildlife and humans. Environ. Health Perspect. 101 : 378-384.
- Donovan, G.P. 1991. A review of IWC stock boundaries. Rep. Int. Whal. Commn. 39-68.
- Dorsey, E.M. 1983. Exclusive adjoining ranges in individually identified minke whales (*Balaenoptera acutorostrata*) in Washington state. Can. J. Zool. 61 : 174-181.
- Edds, P.L. 1985. Comparaison of sounds produced by sympatric congeners, fin and minke whale, in the St. Lawrence estuary. Abstract of the sixth biennial conference on the biology of marine mammals. Vancouver, B.C.
- Edds, P.L. et J.A.F. MacFarlane. 1987. Occurrence and general behavior of balaenopterid cetaceans summering in the St. Lawrence Estuary, Canada. Can. J. Zool. 65 : 1363-1376.
- Fontaine, P.-H. 1998. Les baleines de l'Atlantique Nord : biologie et écologie. Éditions MultiMondes, Sainte-Foy, Québec.
- Gauthier, J.M., C.D. Metcalfe et R. Sears. 1997. Chlorinated organic contaminants in blubber biopsies from Northwestern Atlantic balaenopterid whales summering in the Gulf of St. Lawrence. Mar. Environ. Res. 44 : 201-223.
- Hays, R., L.N. Measures et J. Huot. 1998a. Capelin (*Mallotus villosus*) and herring (*Clupea harengus*) as paratenic hosts of *Anisakis simplex*, a parasite of beluga (*Delphinapterus leucas*) in the St. Lawrence estuary. Can. J. Zool. 76 : 1411-1417.

- Hays, R., L.N. Measures et J. Huot. 1998b. Euphausiids as intermediate hosts of *Anisakis simplex* in the St. Lawrence estuary. Can. J. Zool. 76 : 1226-1235.
- Hoelzel, A.R., E.M. Dorsey et S.J. Stern. 1989. The foraging specializations of individual minke whales. Anim. Behav. 38 : 786-794.
- Horwood, J.W. 1990. The biology and exploitation of the minke whale. CRC Press, Boca Raton, Florida. 238 p.
- IWC. 1991. Biological parameters of North Atlantic minke whales in Annex F. Report of the sub-committee on the North Atlantic Minke Whales. Rep. Int. Whal. Commn. 41 : 160.
- IWC. 1991. Report of the scientific committee. Annex F : Report of the sub-committee on North Atlantic minke whales. Rep. Int. Whal. Commn. 41 : 82-129.
- IWC. 1992. Annex K. Report of the working group on North Atlantic minke whales. Rep. Int. Whal. Commn. 42 : 246-251.
- Kawamura, A. 1980. A review of food of balaenopterid whales. Sci. Rep. Whales Res. Inst. 32 : 155-197.
- Kingsley, M.C.S. et R.R. Reeves. 1998. Aerial surveys of cetaceans in the Gulf of St. Lawrence in 1995 and 1996. Can. J. Zool. 76 : 1529-1550.
- Kleivane, L. et J.U. Skaare. 1998. Organochlorine contaminants in northeast Atlantic minke whales (*Balaenoptera acutorostrata*). Environ. Pollut. 101 : 231-239.
- Lavigne, L., M.O. Hammill et S. Asselin. 1993. Distribution et biologie des phoques et autres mammifères marins dans la région du parc marin du Saguenay. Rapp. manus. can. sci. halieut. aquat. 2220 : vi + 40 p.
- Lynas, E.M. 1986. Minke whale time/activity budgets (Preliminary analysis). Report to the Ministry of Fisheries and Oceans : Whale research activities in the St. Lawrence River Estuary, 1986.
- Lynas, E.M. et J.P. Sylvestre. 1988. Feeding techniques and foraging strategies of minke whales (*Balaenoptera acutorostrata*) in the St. Lawrence River Estuary. Aquat. Mamm. 14 : 21-32.
- Measures, L. 1998. Maladies des mammifères marins au Québec. Programme scientifique Saint-Laurent Vision 2000 présenté dans le cadre du 66^e congrès de l'ACFAS. Université Laval, Québec, 11 au 15 mai 1998.
- Ménard, N. 1998. Répartition spatiale et structure des bancs de poissons pélagiques dans une aire d'alimentation de cétacés de l'estuaire du Saint-Laurent. Thèse de maîtrise. Département de biologie, Université Laval, Québec. 122 p.
- Michaud, R. 1992. Fréquentation de la baie Sainte-Marguerite par le béluga du Saint-Laurent. Rapport final présenté à Pêches et Océans Canada, Québec, par INESL, Tadoussac, Québec : 34 p.
- Michaud, R. 1998. Étude des activités d'observation en mer des cétacés dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent : Suivi annuel 1997. Rapport final présenté à Parcs Canada, région de Québec, par le GREMM, Tadoussac, Québec : 11 p. + cartes.

- Michaud, R. et J. Giard. 1998. Les rorquals communs et les activités d'observation en mer dans l'estuaire du Saint-Laurent entre 1994 et 1996 : 2. Évaluation de l'impact des activités d'observation en mer sur le comportement des rorquals communs. Rapport final, GREMM, Tadoussac, Québec : 24 p.
- Michaud, R., C. Bédard, M. Mingelbier et M.-C. Gilbert. 1997. Les activités d'observation en mer des cétacés dans l'estuaire du Saint-Laurent, 1985-1996 : une étude de la répartition spatiale des activités et des facteurs favorisant la concentration des bateaux sur les sites d'observation. Rapport final présenté à Parcs Canada par le GREMM, Tadoussac, Québec : 17 p. + annexes.
- Mitchell, E. 1991. Winter records of minke whale (*Balaenoptera acutorostrata* Lacépède 1804) in the southern North Atlantic. Rep. Int. Whal. Commn. 41 : 455-457.
- Murphy, M.A. 1995. Occurrence and group characteristics of minke whales, *Balaenoptera acutorostrata*, in Massachusetts Bay and Cape Cod Bay. Fish. Bull. 93 : 577-585.
- Nordøy, E.S., L.P. Folkow, P.-E. Mårtensson et A.S. Blix. 1995. Food requirements of Northeast Atlantic minke whales. p. 307-317, Dans : A. S. Blix, L. Walløe et Ø. Ulltang (éd.). Whales, seals, fish and man. Proceedings of the international symposium on the biology of marine mammals in the North East Atlantic, November 29-December 1, 1994, Tromsø, Norway.
- O'shea, T.J. et R.L. Brownell. 1994. Organochlorine and metal contaminants in baleen whales : a review and evaluation of conservation implications. Sci. Total Environ. 154 : 179-200.
- Piatt, J.F. et D.A. Metheven. 1992. Threshold foraging behaviour of baleen whale. Mar. Ecol. Prog. Ser. 84 : 205-210.
- Piatt, J.F., D.A. Metheven, A.E. Burger, R.L. McLagan, V. Mercer et E. Creelman. 1989. Baleen whales and their prey in a coastal environment. Can. J. Zool. 67 : 1523-1530.
- Read, A.J. 1994. Interactions between cetaceans and gillnet and trap fisheries in the Northwest Atlantic. Rep. Int. Whal. Commn. 133-147.
- Schevill, W.E. et W.A. Watkins. 1972. Intense low-frequency sounds from an antarctic minke whale, *Balaenoptera acutorostrata*. Breviora 388 : 1-8.
- Sears, R., F.W. Wenzel et J.M. Williamson. 1981. Behaviour and distribution observations of cetacea along the Quebec north shore. Mingan Island Cetacean Study (MICS).
- Sears, R., J.M. Williamson et F.W. Wenzel. 1982. Behavior and distribution of cetaceans in the Mingan Island-Anticosti Island region. Mingan Island Cetacean Study (MICS).
- Sergeant, D.E. 1963. Minke Whales, *Balaenoptera acutorostrata* Lacépède, of the western North Atlantic. J. can. sci. halieut. aquat. 20 : 1489-1504.
- Stewart, B.S. et S. Leatherwood. 1985. Minke whale, *Balaenoptera acutorostrata*, Lacépède, 1804. p. 91-136, Dans : S. H. Ridgway et S. R. Harrison (éd.). Handbook of marine mammals : The Sirenians and baleen whales. Academic Press, London.
- Tinker, S.W. 1988. Whales of the World. Bess Press.
- Waring, G.T., D.L. Palka, P.J. Clapham, S. Swartz, M. Rossman, T. Cole, K.D. Bisack et L.J. Hansen. 1999. U.S. Atlantic marine mammal stock assessments-1998. NOAA Technical Memorandum NMFS-NS-116 : 185 p.

Wenzel, F. et R. Sears. 1988. A note on killer whales in the Gulf of St. Lawrence, including an account of an attack on a minke whale. Rit. Fiskideildar 11 : 202-204.

ANNEXE CARTOGRAPHIQUE

Carte 1. Répartition du Petit Rorqual dans la zone d'étude.

RORQUAL COMMUN (*Balaenoptera physalus*)

RÉSUMÉ

Le Rorqual commun est un résident saisonnier de la zone d'étude. Les individus qui fréquentent la zone d'étude appartiennent à la population de l'Atlantique Nord, dont la structure et les mouvements saisonniers restent à préciser. Le Rorqual commun arrive dans l'estuaire en mai et y est observé jusqu'à la fin de novembre. Son aire d'hivernage n'est pas connue.

Dans l'estuaire, son abondance est maximale au mois d'août, alors que 40 à 60 individus peuvent être observés dans les limites de la zone d'étude. Pendant son séjour dans l'estuaire, il s'alimente vraisemblablement de harengs, de capelans et d'euphausides. Il montre une préférence marquée pour les fonds marins escarpés de 100 à 200 m de profondeur, où il concentre ses activités d'alimentation. À la tête du chenal Laurentien, ses activités et ses déplacements sont fortement influencés par la marée.

Le Rorqual commun est la principale cible des activités d'observation en mer dans la zone d'étude. La présence de bateaux d'excursion sur les sites d'alimentation modifie son comportement de plongée et est susceptible d'affecter sa quête de nourriture. La croissance de l'industrie de l'observation constitue la principale problématique pour la gestion de cette espèce dans la zone d'étude.

TABLE DES MATIÈRES

	Page
Résumé.....	i
Liste des tableaux	iv
Liste des figures.....	v
1. Valeur particulière de l'espèce.....	1
2. Identification de la population	1
3. Biologie générale de l'espèce.....	3
3.1. Morphologie et taille.....	3
3.2. Reproduction	3
3.3. Longévité	4
3.4. Alimentation et comportement de plongée.....	4
3.5. Structure sociale	6
3.6. Comportement vocal.....	6
4. Habitat.....	6
5. Fréquentation et utilisation de la zone d'étude.....	7
6. État de la population.....	8
6.1. Statut	8
6.2. Taille, structure et tendance d'accroissement de la population	10
6.3. Condition des individus	10
6.3.1. Contaminants	10
6.3.2. Agents pathogènes	11
6.3.3. Pathologie	11
7. Exploitation par l'homme	11
8. Mesures de protection	11
9. Problématique et enjeux.....	13
9.1. Lacunes dans les connaissances	13
9.2. Problématique.....	14
9.2.1. Prédation.....	14
9.2.2. Compétition pour la ressource.....	14
9.2.3. Variabilité génétique.....	17
9.2.4. Chasse et autres prélèvements.....	17
	Page

9.2.5. Collisions et prises accidentelles	17
9.2.6. Contaminants	18
9.2.7. Dérangement et dégradation de l'habitat.....	18
9.3 Enjeux	18
Références.....	20
Annexe cartographique	25

LISTE DES TABLEAUX

	Page
Tableau 1. Paramètres liés à la reproduction chez le Rorqual commun de l'Atlantique Nord.....	3
Tableau 2. Évaluation sommaire de l'état des connaissances sur le Rorqual commun dans le contexte de l'établissement d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude.....	15
Tableau 3. Évaluation sommaire de la problématique du Rorqual commun dans le contexte de l'établissement d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude	16
Tableau 4. Enjeux relatifs à la problématique du Rorqual commun dans la zone d'étude	19

LISTE DES FIGURES

	Page
Figure 1. Limites géographiques des sept stocks de rorquals communs de l'Atlantique Nord.....	2
Figure 2. Classification des profils de plongée du Rorqual commun observés dans la zone d'étude	5
Figure 3. Variation journalière de la fréquence relative des classes d'activité du Rorqual commun dans la zone d'étude	9
Figure 4. Répartition des sites où le Rorqual commun était la cible des observations des bateaux de croisière aux baleines de 1994 à 1996.....	12

1. VALEUR PARTICULIÈRE DE L'ESPÈCE

Le Rorqual commun est un des plus grands cétacés. Il est également considéré comme un des plus rapides, sinon le plus rapide des rorquals (Meredith et Campbell, 1988). L'abondance mais surtout la régularité de la présence du Rorqual commun dans la zone d'étude, plus particulièrement à la tête du chenal Laurentien, lui confère une très grande valeur pour l'industrie de l'observation des baleines (Michaud et Gilbert, 1993). Le Rorqual commun est sans contredit la pierre angulaire de cette industrie.

2. IDENTIFICATION DE LA POPULATION

Les rorquals communs qui fréquentent la zone d'étude font partie de la population de l'Atlantique Nord. Pour des fins de gestion, la Commission baleinière internationale (CBI) a identifié sept stocks de rorquals communs dans l'Atlantique Nord, dont trois se trouvent dans l'Atlantique du Nord-Ouest (Figure 1). Leur répartition s'étend du détroit de Davis au golfe du Mexique (Meredith et Campbell, 1988). Il existe peu d'information concernant les mouvements saisonniers et la répartition hivernale de ces stocks de rorquals communs. Il semble toutefois qu'ils ne se concentrent pas sur une aire de reproduction spécifique mais qu'ils suivent tout de même un patron de déplacement dans l'axe nord – sud à l'automne et au printemps (Clark, 1994).

Sergeant (1977) a suggéré que les rorquals communs qui fréquentent le golfe et l'estuaire du Saint-Laurent constituent un stock distinct. Selon Mitchell (1974), le stock de Terre-Neuve—Labrador et celui de la Nouvelle-Écosse, qui inclut le groupe du golfe du Saint-Laurent, auraient des aires de mises bas et d'accouplement différentes. Enfin, Brodie (1975) a suggéré que les rorquals communs observés au large du secteur est de la Nouvelle-Écosse, entre les mois de décembre et de mai, pourraient provenir du golfe du Saint-Laurent ou de Terre-Neuve.

Cette notion de stock ou sous-population, initialement basée sur des différences dans la taille et la proportion des sexes des animaux tués à différentes stations baleinières, est en partie corroborée par des études génétiques récentes (Bérubé *et al.*, 1998). Les analyses génétiques de Bérubé *et al.* (1998) n'ont toutefois pas permis de distinguer les animaux échantillonnés dans le Saint-Laurent de ceux échantillonnés dans le golfe du Maine. Elles ont par contre mis en évidence des différences avec les animaux de l'ouest du Groenland. Selon Bérubé *et al.* (1998), ces nouvelles informations sont en accord avec le modèle proposé au début du siècle par Kellogg (1929), selon lequel les rorquals communs de l'Atlantique Nord formeraient plusieurs sous-populations dont les aires de répartition se chevaucheraient partiellement, c'est à dire que l'aire de répartition estivale d'une sous-population pourrait inclure les quartiers d'hiver de la sous-population adjacente.

La poursuite des analyses génétiques et l'analyse des banques de photo-identification compilées dans plusieurs aires d'alimentation de l'Atlantique Nord devraient permettre de préciser la structure des populations (Allied Whales, fin whale consortium, communication personnelle).

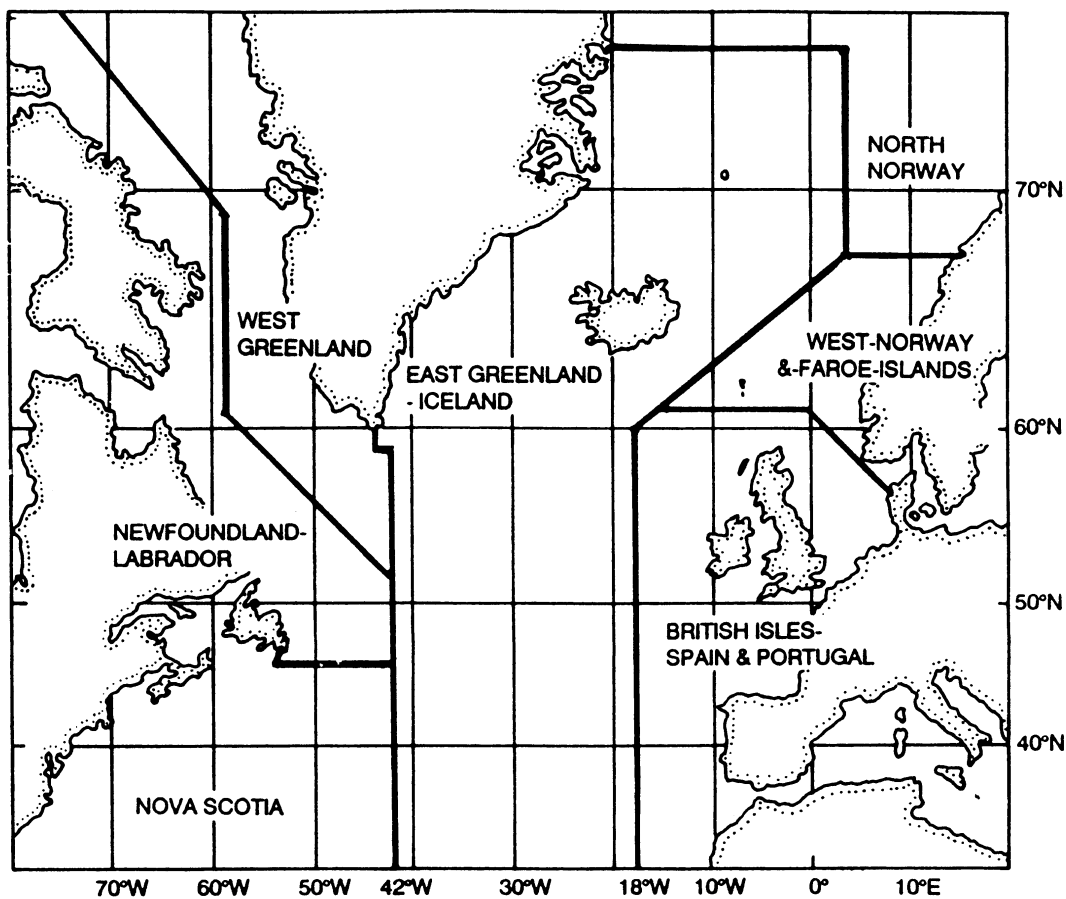


Figure 1

Limites géographiques des sept stocks de rorquals communs de l'Atlantique Nord.

Source : Donovan, 1991.

3. BIOLOGIE GÉNÉRALE DE L'ESPÈCE

3.1. MORPHOLOGIE ET TAILLE

Le Rorqual commun est le deuxième plus grand balaenoptéridé au monde. Dans l'hémisphère Nord, il peut atteindre une taille de 22 m chez les mâles et de 24 m chez les femelles (Gambell, 1985; Meredith et Campbell, 1988). Le poids moyen des ces animaux se situe à environ 45 t (Meredith et Campbell, 1988).

Le nouveau-né mesure en moyenne 6,4 m et pèse 1,9 t (Gambell, 1985). À la fin de la période d'allaitement, il atteint environ 12 m de longueur (Gambell, 1985) et peut peser jusqu'à près de 11 t (Meredith et Campbell, 1988).

3.2. REPRODUCTION

La longueur à la maturité sexuelle pour les rorquals communs de l'Atlantique du Nord-Ouest se situe entre 16,9 et 17,7 m pour les mâles et entre 17,6 et 18,1 pour les femelles (Mitchell, 1974). Leur cycle de reproduction est biennal ou triennal (Mitchell, 1974; Agler *et al.*, 1993). La période de conception semble être répartie sur cinq mois : les femelles sont généralement mono-œstrale mais il peut y avoir plus d'une ovulation dans le même cycle œstral (Mizroch *et al.*, 1984). Le Tableau 1 présente une synthèse des principaux paramètres associés à la reproduction chez le Rorqual commun de l'Atlantique Nord.

Tableau 1
Paramètres liés à la reproduction chez le Rorqual commun de l'Atlantique Nord.

Maturité sexuelle	À 17,7 m ou 8 à 12 ans chez les mâles À 18,3 m ou 6 à 10 ans chez les femelles
Accouplement	Décembre à janvier
Période de gestation	De 11,2 à 12 mois
Mise bas	Novembre à janvier
Période d'allaitement	6 à 7 mois

Source : Gambell, 1985.

Le cycle annuel de reproduction du Rorqual commun est intimement lié à son patron de migrations saisonnières (Gambell, 1985). Il se divise essentiellement en quatre étapes :

- migration vers le sud tard en automne;
- conception et mise bas dans les eaux plus chaudes du sud pendant l'hiver;
- migration vers le nord au printemps;
- sevrage et alimentation dans les hautes latitudes pendant l'été.

La période à laquelle les migrations sont entreprises de même que leur durée et leur synchronicité ne sont pas bien connues. Les enregistrements acoustiques récents effectués avec le système de surveillance de la marine américaine ont toutefois mis en évidence ces mouvements saisonniers dans l'Atlantique du Nord-Ouest (Clark, 1994). Les rorquals communs de l'Atlantique du Nord-Est ne semblent toutefois pas entreprendre des mouvements d'une aussi grande amplitude.

3.3. LONGÉVITÉ

Le Rorqual commun peut vivre 90 à 100 ans (Gambell, 1985). Le plus vieux spécimen capturé en Antarctique était âgé de 111 ans (Fontaine, 1998).

3.4. ALIMENTATION ET COMPORTEMENT DE PLONGÉE

Le Rorqual commun, comme tous les rorquals, est un engouffreur, c'est-à-dire qu'il prend une énorme quantité d'eau dans sa gueule et la rejette en la filtrant à l'aide de ses fanons. Ses besoins énergétiques importants lui imposent de s'alimenter de proies formant des bancs de forte densité (Brodie *et al.*, 1978). Le régime alimentaire du Rorqual commun de l'Atlantique Nord inclut une grande variété d'espèces (copépodes, euphausides et poissons pélagiques comme le Capelan et le hareng) (Mitchell, 1975). Il semble toutefois y avoir des différences régionales et saisonnières très importantes (Mitchell, 1975; Lockyer, 1985). Au large de la Nouvelle-Écosse, les euphausides (*Meganyctiphanes norvegica* et *Thysanoëssa inermis*) semblent constituer les principales proies (Ackman *et al.*, 1970; Brodie *et al.*, 1978) alors qu'au large de Terre-Neuve et du Labrador, le Capelan semble dominer largement la diète du Rorqual commun (Mitchell, 1975).

Bien qu'il n'y ait que peu de données sur le régime alimentaire du Rorqual commun dans le Saint-Laurent, ses principales proies s'y retrouvent en abondance. Des observations sur le comportement et le patron de distribution des rorquals communs suggèrent qu'ils consomment entre autres des euphausides, du Capelan et du lançon (Sears *et al.*, 1982; Edds et MacFarlane, 1987; Ménard, 1998, Robert Michaud, communication personnelle). Une analyse des acides gras extraits des tissus sous-cutanés obtenus par biopsie sur des rorquals communs dans la partie nord du golfe du Saint-Laurent n'a pas permis d'identifier les espèces consommées (Borobia *et al.*, 1995). Cette étude a toutefois conclu que le régime alimentaire du Rorqual commun était différent de celui du Rorqual à bosse, ce dernier consommant des proies occupant un niveau trophique légèrement plus bas.

Lynas (1990) suggère que la majorité des activités d'alimentation des rorquals communs dans la zone d'étude sont dirigées vers des proies, présumément des euphausides, qui se concentrent à moins de 20 m de profondeur. Cependant, une étude récente du comportement de plongée des rorquals communs a indiqué que, pendant la période diurne, plus de 50 p. 100 des plongées des rorquals communs étaient des plongées profondes en forme de U, incluant une excursion de fond entre 80 et 120 m (Figure 2). Ces plongées en U, vraisemblablement associées à la quête de nourriture, sont typiquement précédées de plongées en V ou en W, dont la fonction est possiblement de type «exploratoire» (Michaud et Giard, 1998). Les plongées profondes sont rares pendant la nuit. Ce cycle jour-nuit pourrait correspondre aux

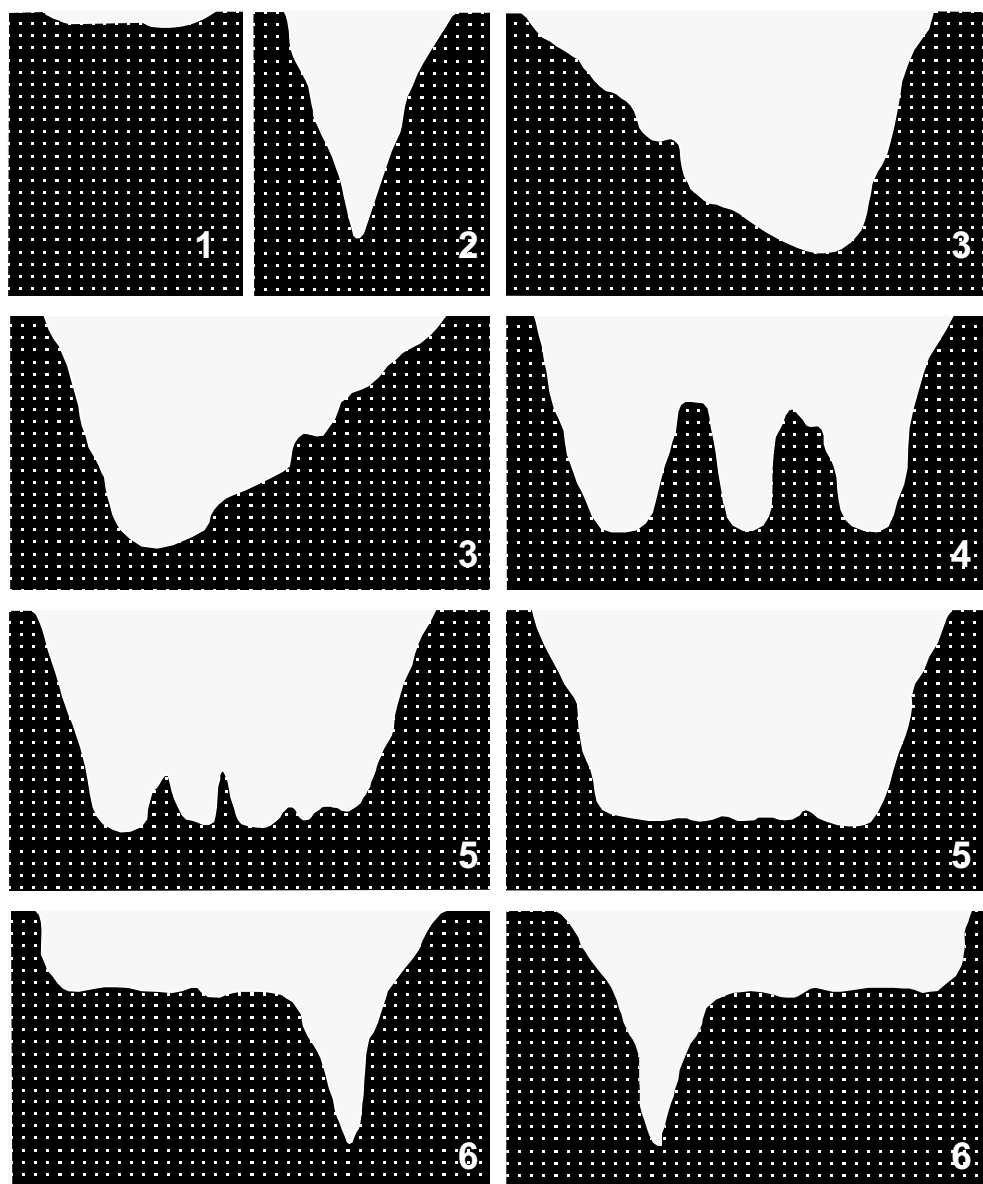


Figure 2

Classification des profils de plongée du Rorqual commun observés dans la zone d'étude.

1: plongée peu profonde (< 10m);	4: plongée en W;
2: plongée en V;	5: plongée en U ;
3: plongée asymétrique;	6: plongée à profil intermédiaire.

Source : Michaud et Giard, 1997.

migrations verticales des proies du Rorqual commun ou à un changement dans les proies recherchées à différentes périodes de la journée (Michaud et Giard, 1998). Des variations jour-nuit semblables ont été documentées chez les rorquals communs de l'ouest de l'Islande à partir de l'estimation de la fraîcheur des restes de krill dans les estomacs des animaux tués à différentes heures du jour (Vikingsson, 1997).

3.5. STRUCTURE SOCIALE

Les rorquals communs sont généralement observés seuls ou en petits groupes. Dans les aires d'alimentation, comme la zone d'étude, ils forment parfois des groupes de 2 à 15 et parfois jusqu'à une trentaine d'individus (Gambell, 1985; Bérubé *et al.*, 1991; Michaud, 1991). Les paires mères-veaux sont plutôt rares dans les aires d'alimentation (Edds et MacFarlane, 1987; Agler *et al.*, 1993).

Il existe une ségrégation des classes d'âge et des sexes sur les aires d'alimentation estivales de la côte est du Canada (Mitchell, 1974). Un rapport des sexes en faveur des femelles a été observé dans le golfe du Maine (Dendanto et Ballard, 1998) et dans le golfe du Saint-Laurent (Martine Bérubé, communication personnelle) lors de l'analyse moléculaire des tissus prélevés par biopsie.

3.6. COMPORTEMENT VOCAL

Les rorquals communs, comme les autres mysticètes, émettent des sons de basses fréquences (< 120 Hz) (Thompson *et al.*, 1979; Watkins, 1981; Watkins *et al.*, 1987). Leur répertoire est dominé par des sons pulsatiles à fréquence décroissante (23 Hz à 18 Hz) de très courte durée. Ces sons peuvent être simples ou émis en séquence, suivant un patron plus ou moins régulier. Ces séquences de sons pulsatiles émis principalement pendant l'hiver pourraient servir de parades nuptiales (Watkins *et al.*, 1987; Clark, 1994; Tyack et Clark, 1997), alors que les sons de plus haute fréquence semblent être utilisés pour la communication sur de courtes distances (Watkins, 1981). Clark (1994) a suggéré récemment que les sons pulsatiles de très basse fréquence émis par les rorquals communs pourraient également servir à l'écholocation.

Dans une étude effectuée à la fin des années 1970 dans la zone d'étude, Edds (1988) a décrit neuf catégories de sons. Les sons pulsatiles à fréquences décroissantes dominaient également le répertoire. Aucun arrangement séquentiel de ces sons, tels que ceux décrits par Watkins (1981) et Clark (1994), n'a été entendu pendant la durée de l'étude, soit de juin à octobre. Edds (1988) a par contre mis en évidence des relations possibles entre l'activité vocale des rorquals communs et des contextes sociaux et comportementaux.

4. HABITAT

La présence de glace au nord et de masses d'eau de plus de 15 °C au sud délimitent l'aire de distribution du Rorqual commun (Sergeant, 1977). Leur distribution dans les hautes latitudes est associée aux régions côtières relativement peu profondes (Sergeant, 1977; CeTAP, 1982).

Durant l'été, le Rorqual commun, comme tous les autres rorquals, fréquente des régions où des phénomènes océanographiques favorisent le rassemblement de leurs proies (Gaskin, 1982; Piatt *et al.*, 1989; Woodley et Gaskin, 1996). Ces phénomènes sont principalement :

- des zones frontales formées par la rencontre de différentes masses d'eaux;
- des zones de tourbillons induits par l'interaction des masses d'eau avec la topographie du milieu;
- des zones de remontées d'eaux froides (upwelling).

5. FRÉQUENTATION ET UTILISATION DE LA ZONE D'ÉTUDE

Les rorquals communs sont des résidents saisonniers de l'estuaire du Saint-Laurent et de la zone d'étude. Les premiers individus sont généralement aperçus en avril tandis que les dernières observations s'effectuent au mois de décembre (GREMM, données non publiées). À partir de juin, leur nombre augmente graduellement pour atteindre un pic généralement en août (Michaud, 1991; 1998).

Depuis 1985, une cinquantaine de rorquals communs ont été photo-identifiés dans la zone d'étude (GREMM, données non publiées). Les analyses en cours suggèrent que plusieurs d'entre eux reviennent dans la zone d'étude tous les étés. Leur temps de résidence varie entre quelques jours et plusieurs mois (GREMM, données non publiées). Il n'existe pour l'instant aucune estimation fiable du nombre d'individus qui fréquentent la zone d'étude.

La taille des groupes de rorquals communs observés à la tête du chenal Laurentien varie entre 2 et 15 individus et peut atteindre plus de 20 (Michaud, 1991). Des agrégations de 30 à 50 individus y sont régulièrement observées (GREMM, données non publiées).

Une campagne de biopsie des rorquals communs de la zone d'étude a été initiée en 1997 (Janie Giard, GREMM, communication personnelle). Les nouvelles données génétiques jumelées à celles de la banque de photo-identifications serviront entre autres à définir la composition et la structure du troupeau de rorquals communs de la zone d'étude. Ces données pourront ensuite être comparées avec des données semblables recueillies par la Station de Recherche des Îles de Mingan dans les principales aires de concentration dans le Saint-Laurent, soit le nord-ouest du Golfe (secteur de Pointe-des-Monts), le Détroit de Jacques Cartier et le secteur de Gaspé (Richard Sears, communication personnelle).

Les rorquals communs remontent généralement l'estuaire jusqu'à l'île Rouge et occasionnellement jusqu'à la baie des Rochers (**Carte 1**) (Lavigueur *et al.*, 1993, GREMM données non publiées). Les observations systématiques recueillies à bord des bateaux d'excursion ont permis d'identifier trois zones d'utilisation intensive (**Carte 1**; Michaud et Giard, 1997). Ces trois zones sont :

- la zone du canyon de l'île Rouge;
- la zone de la pointe à la Carriole et;
- la zone du talus sud du chenal Laurentien, entre Grandes-Bergeronnes et Trois-Pistoles.

Ces zones sont caractérisées par des escarpements sous-marins abrupts susceptibles de favoriser l'agrégation des proies (Marchand, 1997; Ménard, 1998). Michaud *et al.* (1997) ont noté des variations intra et interannuelles importantes dans les taux d'utilisation de ces trois zones. Ces variations ne semblent pas suivre un patron particulier et refléteraient des fluctuations de l'abondance ou de la disponibilité des proies.

La répartition journalière des rorquals communs dans l'estuaire maritime, telle que démontré par 25 suivis télémétriques effectués entre 1994 et 1996, suit un patron de variation très clair en relation avec le cycle semi-diurne de la marée (Michaud et Giard, 1998). À marée basse, les rorquals communs sont dispersés en petits groupes (Michaud, 1991). À l'approche de la marée haute, ils se concentrent au-dessus du contour bathymétrique de 100-200 m qui borde le chenal Laurentien, forment alors des groupes plus importants et effectuent de longues séries de plongées profondes (80-120 m) en forme de U (voir l'item 3.4). Ces séquences de plongées, aussi appelées activités de plongée profonde, sont une des quatre classes d'activité décrites par Michaud et Giard (1998) :

- activité de plongée profonde (alimentation);
- activité de plongée intermédiaire (exploration);
- activité de plongée peu profonde (déplacement, repos, alimentation);
- transition.

Les activités de plongée profonde, vraisemblablement associées à l'alimentation en profondeur, dominant largement les activités diurnes (05 h 00 à 19 h 00) des rorquals communs (Figure 3). La concentration de cette classe d'activités à proximité du contour bathymétrique de 100-200 m et l'influence marquée du cycle de marée, suggèrent que les mouvements complexes des masses d'eau associés aux cycles de marée favorisent la concentration d'une ou de plusieurs des proies recherchées par le Rorqual commun (Marchand, 1997; Ménard, 1998; Michaud et Giard, 1998; Simard et Lavoie, 1999).

6. ÉTAT DE LA POPULATION

6.1. STATUT

Selon la recommandation de Meredith et Campbell (1988), le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a assigné le statut d'« espèce rare » au Rorqual commun en 1987. Meredith et Campbell (1988) rapportent que les stocks de la côte est du Canada, et particulièrement celui du plateau néo-écossais, ont été considérablement réduits par la chasse. Ils soulignent également le peu de recherches en cours pour justifier l'attribution du statut proposé. À la suite de l'abolition de la catégorie « espèce rare » en 1990, le statut est passé à « espèce vulnérable » sans révision.

L'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) lui a attribué le statut d'« espèce menacée ». Sur la côte est des États-Unis, le Rorqual commun est considéré comme une « espèce menacée » en vertu du *Endangered Species Act* américain. Enfin, le Rorqual commun apparaît sur la liste des espèces susceptibles d'être désignées menacées ou

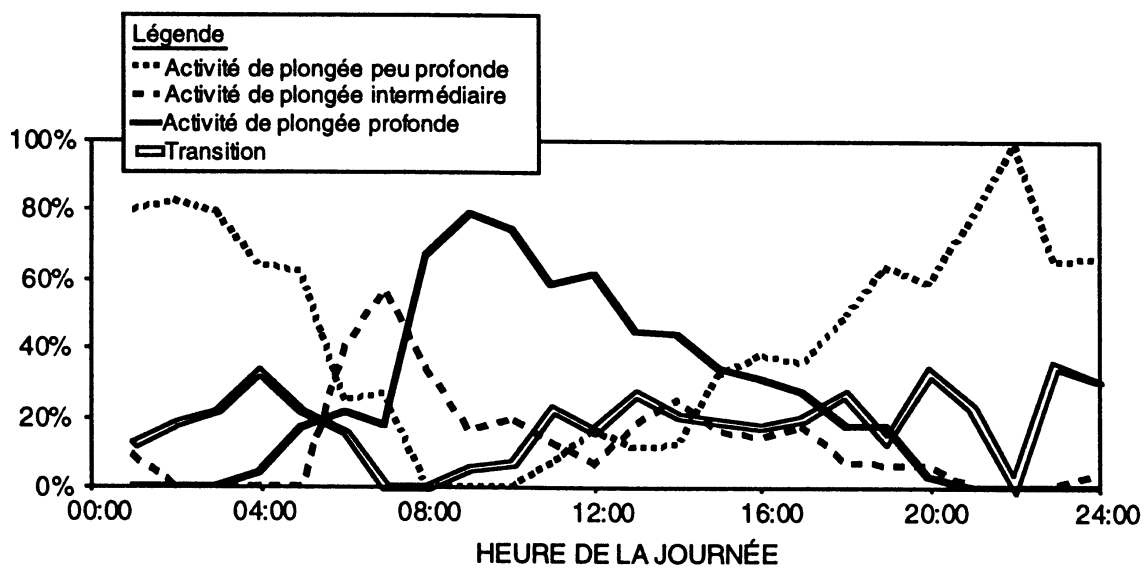


Figure 3

Variation journalière de la fréquence relative des classes d'activité du Rorqual commun dans la zone d'étude.

Source : Michaud et Giard, 1998.

vulnérables au Québec en vertu de la *Loi sur les espèces menacées ou vulnérables* (Beaulieu, 1992).

6.2. TAILLE, STRUCTURE ET TENDANCE D'ACCROISSEMENT DE LA POPULATION

La taille de la population de rorquals communs de l'Atlantique Nord a été estimée entre 30 000 et 50 000 avant son exploitation commerciale qui a débuté au début des années 1900 (Sergeant, 1977). Une compilation des meilleures estimations disponibles pour l'ensemble de l'Atlantique Nord suggère que la population compterait aujourd'hui 56 000 individus (IWC, 1992). Sur la côte est des États-Unis (de Cap Hatteras à la baie de Fundy), des recensements par bateau effectués en 1991 et 1992 ont permis d'estimer leur nombre à 2 700 (coefficient de variation = 0,59; Waring *et al.*, 1999).

Deux recensements aériens effectués en 1995 et en 1996 ont permis d'estimer à 380 le nombre de rorquals communs dans le golfe du Saint-Laurent (excluant l'estuaire; Kingsley et Reeves, 1998). Par ailleurs, des transects effectués par bateau entre 1966 et 1969 avaient permis d'estimer à 340 le nombre de rorquals communs dans le golfe du Saint-Laurent. Ces estimés, obtenus par différentes méthodes, sont difficilement comparables et ne permettent pas d'évaluer la tendance historique de l'abondance du Rorqual commun dans le golfe.

À partir de l'intervalle entre les naissances estimé à 2,7 ans, Agler *et al.* (1993) ont calculé un taux de reproduction de 0,37 jeune par femelle mature par année, soit un taux de reproduction annuel brut de 8 p. 100 pour les rorquals communs du golfe du Maine. Sans une estimation des taux de survie, ces informations ne permettent pas de prédire le taux de croissance de la population.

6.3. CONDITION DES INDIVIDUS

6.3.1. Contaminants

Les teneurs en contaminants organochlorés, incluant les BPC et DDT totaux, mesurées dans des échantillons de gras sous-cutané obtenus par biopsie sur des rorquals communs du golfe Saint-Laurent en 1991 et 1992 (Gauthier *et al.*, 1997) sont comparables aux concentrations mesurées sur des carcasses échouées sur les rives du Saint-Laurent entre 1983 et 1990 (Béland *et al.*, 1992). Ces teneurs sont légèrement supérieures à celles détectées chez des rorquals communs de la mer Méditerranée (Marsili et Focardi, 1996) et de l'Atlantique du Nord-Est (Aguilar et Jover, 1982; Aguilar et Borrell, 1994). Les différences entre les méthodes et le type de tissus échantillonnés limitent considérablement la valeur de ces comparaisons.

Les valeurs rapportées pour les rorquals communs sont dans l'ensemble semblables à celles rapportées pour les autres espèces de baléoptères (Béland *et al.*, 1992; Gauthier *et al.*, 1997). Ceci reflète vraisemblablement les chevauchements importants dans la diète de ces espèces. Par contre, les teneurs en BPC totaux sont respectivement 30 et 10 fois inférieures à celles mesurées chez les bélugas et les autres odontocètes qui fréquentent le Saint-Laurent. Ces écarts, aussi observés pour les autres contaminants organochlorés, sont principalement liés aux différents niveaux trophiques exploités, au métabolisme de ces espèces et au fait que le Béluga réside à l'année dans le Saint-Laurent (Béland *et al.*, 1992; Gauthier *et al.*, 1997).

Il existe peu de données sur les teneurs en métaux lourds chez les rorquals communs de l'Atlantique du Nord-Ouest et du Saint-Laurent. Les concentrations mesurées chez deux individus échoués dans le Saint-Laurent (Béland *et al.*, 1992) sont comparables à celles mesurées chez des rorquals communs des côtes de l'Espagne et de l'Islande (Sanpera *et al.*, 1993; 1996).

6.3.2. Agents pathogènes

Le Rorqual commun de la zone d'étude est probablement exposé au ver de la baleine, *Anisakis simplex*, puisque le Capelan, le hareng et les euphausides sont des hôtes intermédiaires de ce parasite dans l'estuaire du Saint-Laurent (Hays *et al.*, 1998a; 1998b). Des analyses sérologiques ont montré que les mammifères marins du Saint-Laurent sont exposés au morbillivirus du phoque (qui a tué plus de 17 000 phoques en Europe en 1988-1989), à *Brucella* et *Leptospira* spp. (qui peuvent provoquer l'avortement et une maladie grave) et à *Mycoplasma phocacerebrale* (qui peut provoquer une maladie pulmonaire chez les phoques) (Measures, 1998). Il n'existe pas de donnée publiée sur les agents pathogènes qui infectent les rorquals communs du Saint-Laurent. Des études en cours devraient fournir plus d'informations à ce sujet (Lena Measures, communication personnelle).

6.3.3. Pathologie

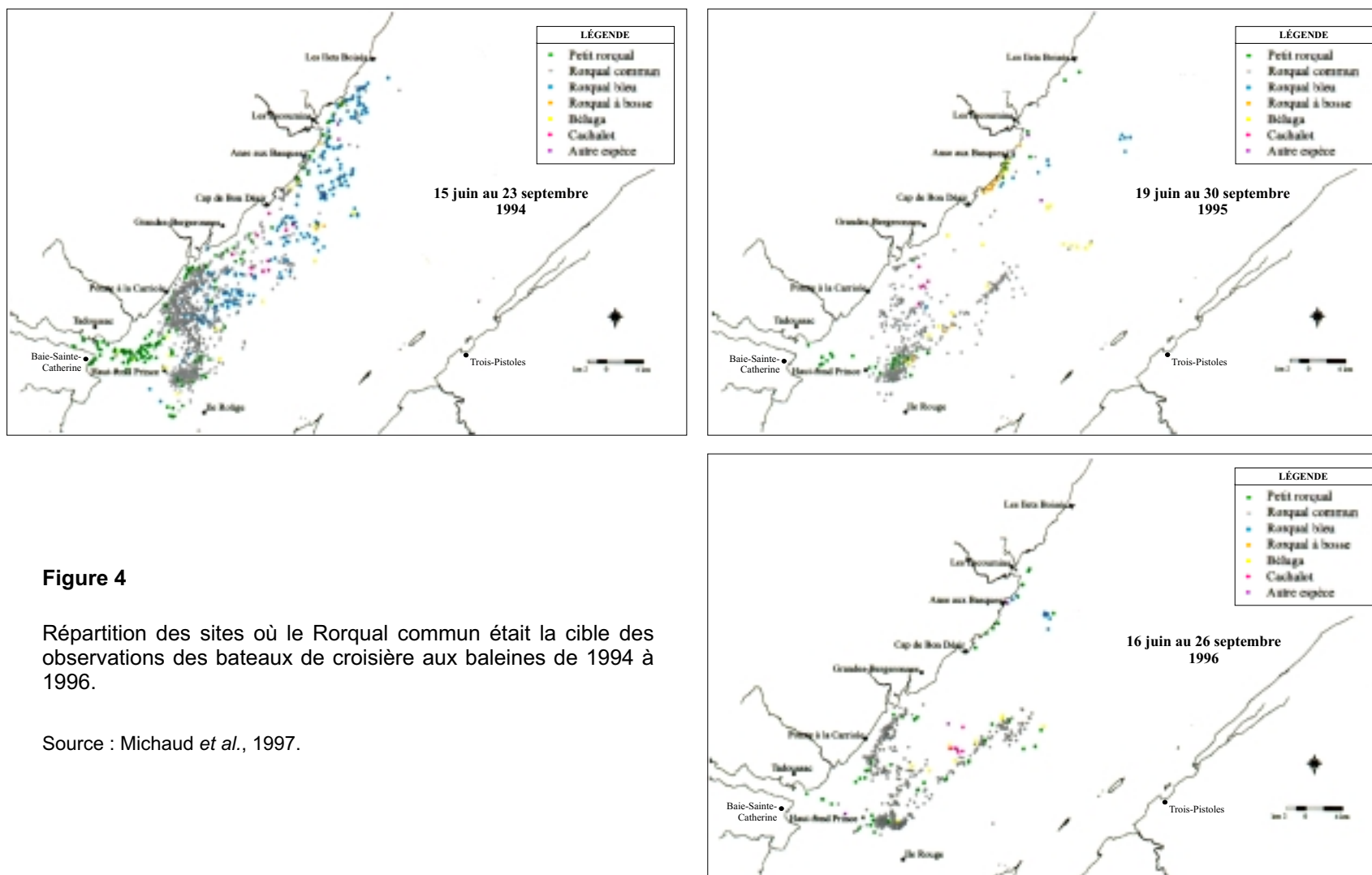
Le seul Rorqual commun du Saint-Laurent examiné pour des pathologies présentait un parasitisme sévère de l'aorte (Béland *et al.*, 1992). Il n'existe pas d'autres informations publiées sur les pathologies des rorquals communs qui fréquentent la zone d'étude.

7. EXPLOITATION PAR L'HOMME

Depuis les premières excursions au cours des années 1970, l'observation en mer des baleines dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent a connu une croissance phénoménale. Cette industrie compte maintenant une cinquantaine de bateaux qui sillonnent de mai à octobre les eaux du parc marin Saguenay—Saint-Laurent et ses environs. Au delà de 7 000 excursions sont offertes à quelques 300 000 visiteurs chaque année (Type, 1996). Le Rorqual commun est la principale espèce visée par cette industrie (Michaud et Giard, 1997). À la tête du chenal Laurentien, soit entre le cap de Bon-Désir et l'île Rouge, entre 70 et 100 p. 100 des activités d'observation sont dirigés vers cette espèce (Figure 4 et Michaud, 1998).

8. MESURES DE PROTECTION

Depuis 1972, la chasse aux rorquals communs est interdite dans les eaux canadiennes en vertu de la *Loi sur les pêches* du gouvernement fédéral. Depuis 1986, un moratoire sur la chasse commerciale a été adopté par les membres de la Commission baleinière internationale (IWC). Ce moratoire est étendu à tous les océans de la planète. Une chasse de type «scientifique» s'est toutefois poursuivie en Islande jusqu'au début des années 1990.



Un nouveau règlement (DORS93-56) adopté en 1993 en vertu de la *Loi sur les pêches* stipule qu'il est interdit d'importuner les mammifères marins. Ce règlement est secondé par un code de conduite qui suggère les comportements appropriés à adopter en bateau ou en aéronef en présence de mammifères marins. Ce code, développé par les intervenants de l'industrie de l'observation des baleines, les responsables du ministère des Pêches et des Océans et les responsables du parc marin Saguenay—Saint-Laurent, a une portée régionale.

La conservation, la gestion et la recherche en ce qui a trait aux mammifères marins, comme pour toutes les espèces marines dans les eaux canadiennes d'ailleurs, sont la responsabilité du ministère des Pêches et des Océans du Canada, en vertu de la *Loi sur les pêches*. Toutefois, la protection des mammifères marins et plus spécifiquement la protection de leur habitat relèvent de plusieurs paliers de gouvernement et de plusieurs lois et règlements. L'introduction du Chapitre 5 présente les principaux outils législatifs susceptibles de s'appliquer. Entre autres, la création récente du parc marin Saguenay—Saint-Laurent permet d'envisager plusieurs possibilités pour rehausser le niveau de protection offert aux mammifères marins et à leurs habitats. La nouvelle *Loi sur les Océans*, adoptée en janvier 1997, contient également plusieurs mécanismes qui permettraient de rehausser le niveau de protection.

Le parc marin Saguenay—Saint-Laurent a initié en 1997 une démarche de concertation auprès des intervenants de l'industrie d'observation des baleines en vue de développer un plan de co-gestion des activités d'observation en mer. Les principaux objectifs identifiés relativement à la protection des mammifères marins sont :

- minimiser le dérangement et le stress des cétacés;
- réduire les risques de collisions avec les cétacés;
- identifier et offrir une protection particulière aux sites de haute signification écologique pour les mammifères marins;
- accorder une protection particulière au Béluga;
- réduire le bruit sous-marin;
- harmoniser les contrôles à l'extérieur des frontières du parc marin.

9. PROBLÉMATIQUE ET ENJEUX

9.1. LACUNES DANS LES CONNAISSANCES

La population de rorquals communs de l'Atlantique Nord est relativement bien connue. Des informations récentes ont permis de préciser la structure de la population et il existe des estimations pour plusieurs régions de l'Atlantique Nord. Ces données ne permettent toutefois pas d'évaluer leur tendance d'accroissement. Il existe plusieurs incertitudes relatives à l'identité des sous-populations, au degré d'échange entre elles, aux mouvements saisonniers et aux aires d'hivernage. Par exemple, on ne saurait dire avec certitude où vont les rorquals communs de la zone d'étude lorsqu'ils quittent le Saint-Laurent.

Le troupeau de rorquals communs qui fréquente la zone d'étude a également été considérablement étudié. En particulier, on dispose d'informations détaillées sur sa répartition spatiale, ses activités et les réactions à la présence des bateaux d'excursion sur les sites d'alimentation. Par ailleurs, une somme considérable de données ont été recueillies par le biais

d'un programme de photo-identification initié en 1983 et de biopsies initié en 1997 (GREMM, données non publiées). Seules des informations très sommaires en ont toutefois été extraites jusqu'à présent. Ces données ainsi que l'analyse génétique des échantillons prélevés dans la zone d'étude depuis 1997, devraient permettre entre autres d'évaluer les échanges entre les rorquals communs fréquentant les principales aires de concentration de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent, soit le détroit de Jacques Cartier, la partie Nord-Ouest du golfe (secteur de Pointe-des-Monts) et le secteur de Gaspé, et ailleurs dans l'Atlantique.

Les informations disponibles sur le régime alimentaire des rorquals communs dans la zone d'étude sont de nature anecdotique ou spéculative. L'analyse complète des données recueillies par différents programmes de recherche effectués entre 1994 et 1997 devrait permettre d'identifier plus précisément les phénomènes océanographiques qui influencent les conditions d'alimentation et la répartition journalière des rorquals communs à la tête du chenal. Ces informations devraient également permettre d'identifier les proies recherchées par le Rorqual commun dans la zone d'étude.

Le Tableau 2 présente une évaluation sommaire de l'état des connaissances sur les populations de rorquals communs de l'Atlantique du Nord-Ouest et sur le troupeau qui fréquente la zone d'étude. Cette évaluation a été faite en fonction des besoins de gestion et de conservation de cette espèce dans la zone d'étude. Les principales lacunes dans nos connaissances sont les suivantes :

- la nature et la composition du troupeau;
- le degré d'échange avec les rorquals communs qui fréquentent d'autres aires de concentration estivale;
- l'impact de la modification du comportement observée en présence des bateaux d'excursion;
- l'importance des collisions;
- le régime alimentaire.

9.2. PROBLÉMATIQUE

Le Tableau 3 présente une évaluation sommaire de la problématique liée à la gestion et à protection du troupeau de rorquals communs qui fréquente la zone d'étude.

9.2.1. Prédation

Les épaulards (*Orcinus orca*) peuvent s'attaquer aux rorquals communs (Jefferson *et al.*, 1991), mais cette prédation n'apparaît pas très importante.

9.2.2. Compétition pour la ressource

Le Rorqual commun se nourrit de proies (par exemple capelans et euphausides) convoitées par plusieurs autres prédateurs (par exemple rorquals, phoques, oiseaux marins et poissons). Piatt et Metheven (1992) ont d'ailleurs noté que lorsque la densité des bancs de capelans

Tableau 2

Évaluation sommaire de l'état des connaissances sur le Rorqual commun dans le contexte de l'établissement d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude.

	<i>Amplement suffisantes</i>	<i>Suffisantes</i>	<i>Insuffisantes</i>	<i>Très insuffisantes</i>	<i>Inconnu</i>	<i>Remarques</i>
Identification de la population			✓			Plusieurs incertitudes demeurent concernant la sous-population d'appartenance des rorquals communs du Saint-Laurent et le degré d'échange entre les principales aires de concentration estivale.
Biologie générale						
Reproduction		✓				
Alimentation				✓		Ces informations sont essentielles pour bien comprendre les facteurs affectant la répartition et l'abondance de l'espèce et son interaction avec l'industrie d'observation.
Comportement		✓				
Structure sociale			✓			La nature, la stabilité et la fonction des associations inter-individuelles sont peu connues.
Habitat			✓			Les principaux phénomènes océanographiques affectant la distribution des rorquals communs ont été identifiés mais on connaît moins bien les phénomènes affectant la distribution à petite échelle.
Fréquentation et utilisation de la zone d'étude		✓				Il existe de bonnes informations sur la répartition spatiale et le cycle journalier des activités des rorquals communs dans la zone d'étude. La taille, la composition et la structure du troupeau restent toutefois à déterminer.
État de la population						
Taille et tendances d'accroissement			✓			Il existe des estimations de la taille de chacune des sous-populations. Ces données ne permettent toutefois pas d'évaluer leur tendance d'accroissement.
Contamination			✓			
Agents pathogènes			✓			
Pathologie			✓			
Facteurs limitants			✓			On connaît très peu les effets à long terme, tant au niveau individuel qu'au niveau de la population, des facteurs potentiellement limitants tels que la contamination, le dérangement, les prises accidentelles et les collisions.
Usage par l'homme		✓				Il existe un bon suivi de l'exposition des rorquals communs aux activités d'observation en mer dans la zone d'étude.

Tableau 3

Évaluation sommaire de la problématique du Rorqual commun dans le contexte de l'établissement d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude.

	<i>Très problématique</i>	<i>Problématique</i>	<i>Peu problématique</i>	<i>Non problématique</i>	<i>Inconnu</i>	<i>Remarques</i>
FACTEURS LIMITANTS						
Prédation				✓		
Compétition			✓			Advenant le déclin d'une des espèces fourragères comme le Capelan ou une augmentation importante des effectifs d'une ou plusieurs espèces compétitrices, la compétition interspécifique pourrait devenir problématique.
Variabilité génétique				✓		
Chasse et autres prélèvements				✓		
Collisions		✓				L'ampleur du problème n'est pas bien connu et devrait faire l'objet d'un suivi.
Prises accidentelles				✓		
Agents pathogènes			✓			
Contaminants		✓				Les niveaux de contaminants observés chez les grands rorquals sont peu susceptibles d'affecter les adultes mais pourraient être néfastes pendant la période périnatale.
Dérangement		✓				La présence des bateaux modifie le comportement alimentaire des rorquals communs et pourrait avoir un impact sur la condition des individus. Les questions liées au dérangement soulèvent également des problèmes d'ordre éthique et esthétique.
Perte d'habitat					✓	Les impacts de la pollution sonore ne sont pas connus.
ÉTAT DES CONNAISSANCES			✓			Les connaissances disponibles sont suffisantes pour assurer une gestion prudente de la population; il y a des lacunes importantes à combler.
MESURES DE PROTECTION		✓				La réglementation et les recommandations en place pour la gestion des activités d'observation en mer ne prennent pas suffisamment en considération l'intensité de la pression exercée par la flotte de bateaux et doivent être revues.

dépasse cinq bancs par kilomètre linéaire recensé, plusieurs espèces de baleines peuvent y être associées. Il existe donc un potentiel important pour la compétition interspécifique. Les connaissances disponibles sur la biomasse des proies et la consommation des prédateurs limitent toutefois les évaluations quantitatives.

L'effondrement de certains stocks de poissons commerciaux risque d'influencer la dynamique du réseau trophique. Certaines espèces, comme la morue, sont des compétiteurs potentiels. La baisse de ces stocks est susceptible d'entraîner une réorientation des efforts de pêche vers des petits poissons pélagiques. Pour l'instant toutefois, l'exploitation des espèces fourragères, telles que le lançon et les euphausides, est soumise à un moratoire imposé par le ministère des Pêches et des Océans qui examine présentement les impacts écosystémiques de telles pêches.

9.2.3. Variabilité génétique

Aucune information n'est disponible sur le niveau de variabilité génétique des rorquals communs du Saint-Laurent ou de la population de l'Atlantique Nord. Compte tenu que la taille de cette population est élevée, il est peu probable que le niveau actuel constitue un problème.

9.2.4. Chasse et autres prélèvements

Au Canada et aux États-Unis, la chasse au Rorqual commun a débuté à la fin des années 1800 et a pris fin en 1972. Pour l'ensemble de l'Atlantique Nord, la chasse commerciale a pris fin avec le moratoire de 1986 adopté par la Commission baleinière internationale. Une chasse de type « scientifique » s'est toutefois poursuivie en Islande jusqu'au début des années 1990 et pourrait reprendre sous peu. Pour l'instant, il n'y a aucun prélèvement de Rorqual commun dans l'ensemble de l'Atlantique Nord.

Seul un petit nombre de rorquals communs auraient été prélevés dans le golfe du Saint-Laurent entre 1910 et 1917 (Mitchell, 1974). Toutefois, les rorquals communs séjournant dans le Saint-Laurent étaient susceptibles d'être chassés dans l'Atlantique pendant leur migration. Aucune évaluation de l'effet résiduel de cette chasse n'a été proposée.

9.2.5. Collisions et prises accidentelles

Entre 1992 et 1998, 16 rapports de collisions (ou de blessures par collision) entre une baleine et une embarcation ont été compilés par les agents du parc marin Saguenay—Saint-Laurent (données non publiées). La moitié de ces incidents impliquaient un Rorqual commun. Quoiqu'il s'avère difficile d'évaluer l'importance des collisions au niveau de la population, le phénomène nécessite un suivi sérieux. Près de la moitié des incidents rapportés impliquaient un bateau d'excursion. Ceci ne signifie pas nécessairement que les bateaux d'excursion sont la principale cause de telles collisions; en effet, il se peut simplement que les opérateurs de ce type de bateaux rapportent plus fréquemment de tels accidents.

L'empêchement de rorquals communs dans les engins de pêche n'apparaît pas être fréquent, que ce soit dans le Saint-Laurent ou sur la côte est des États-Unis (Waring *et al.*, 1999).

9.2.6. Contaminants

Les teneurs en contaminants organochlorés et en métaux lourds rapportées chez la plupart des mysticètes ne semblent pas suffisamment élevées pour avoir des effets toxiques, du moins pas chez les adultes (O'shea et Brownell, 1994). La susceptibilité des mammifères aux différents contaminants semble toutefois maximale pendant la période périnatale (Colburn *et al.*, 1993; Colburn et Smolen, 1996). Or, les nouveaux-nés peuvent être exposés à des concentrations relativement importantes lors de l'allaitement. Aguilar et Borrell (1994) ont estimé que les rorquals communs peuvent ainsi transmettre jusqu'à 1 g de BPC et 1,5 g de DDT à leur premier veau. Les seuils critiques ne sont toutefois pas connus.

9.2.7. Dérangement et dégradation de l'habitat

L'analyse du comportement de plongée des rorquals communs suivis à l'aide d'une balise-radio émetteur VHF suggère que l'efficacité de la quête de nourriture des individus exposés aux bateaux de croisière pourrait être considérablement réduite (Michaud et Giard, 1998). En présence d'un grand nombre de bateaux, les rorquals communs plongeaient moins longtemps. Cette diminution du temps de plongée était accompagnée d'une diminution du temps consacré à l'excursion de fond où les rorquals communs doivent concentrer leurs proies avant de les engouffrer. Cette modification du comportement de plongée est donc susceptible de réduire le temps disponible pour capturer les proies.

Parmi les rorquals communs qui fréquentent l'estuaire maritime, plusieurs sont des habitués qui y séjournent chaque été, pendant plusieurs mois (GREMM, données non publiées). Étant donné l'intensité et la persistance de l'exposition de ces animaux aux activités d'observation en mer et à la pollution sonore associée au trafic maritime, les modifications du comportement sont susceptibles d'avoir des répercussions sur leur capacité d'emmagasiner les réserves énergétiques.

9.3. ENJEUX

Le principal enjeu relatif au Rorqual commun concerne les activités d'observation en mer (Tableau 4). Le défi consiste à maintenir cette importante activité récréotouristique tout en minimisant les impacts potentiellement néfastes sur les rorquals communs et leur population. La préoccupation majeure demeure la hausse de la circulation maritime liée aux bateaux d'observation qui pourrait entraîner un nombre accru de collisions avec les rorquals communs. Cette préoccupation a d'ailleurs conduit le parc marin du Saguenay—Saint-Laurent à mener une vaste consultation publique sur la question et à initier une série de démarches ayant entre autres comme objectifs la protection de la ressource et l'amélioration de «l'offre de services» et de «l'expérience du visiteur».

Les enjeux associés à la pollution sonore, aux prises accidentelles dans les engins de pêche et à la contamination de l'espèce par les substances chimiques via la chaîne alimentaire ne peuvent être définis en raison des importantes lacunes dans nos connaissances.

Tableau 4

Enjeux relatifs à la problématique du Rorqual commun dans la zone d'étude.

<i>Problème</i>	<i>Type d'enjeu</i>	<i>Description de l'enjeu</i>
Impacts potentiels des activités d'observation en mer (AOM)	• Pour l'espèce	La hausse du trafic maritime associé aux AOM pourrait entraîner une hausse des collisions mortelles de rorquals communs dans la zone d'étude.

RÉFÉRENCES

- Ackman, R.G., C.A. Eaton, J.C. Sipos, S.N. Hooper et J.D. Castel. 1970. Lipids and fatty acids of two species of North Atlantic krill (*Meganyctiphanes norvegica* and *Thysanoëssa inermis*) and their role in the aquatic food web. J. can. sci. halieut. aquat. 27 : 513-533.
- Agler, B.A., R.L. Schooley, S.E. Frohock, S.K. Katona et I.E. Seipt. 1993. Reproduction of photographically identified fin whales, *Balaenoptera physalus*, from the Gulf of Maine. J. Mammal. 74 : 577-587.
- Aguilar, A. et A. Borrell. 1994. Reproductive transfer and variation of body load of organochlorine pollutants with age in fin whales (*Balaenoptera physalus*). Arch. Environ. Contam. Toxicol. 27 : 546-554.
- Aguilar, A. et L. Jover. 1982. DDT and PCB residues in the fin whale (*Balaenoptera physalus*) of the North Atlantic. Rep. Int. Whal. Commn. 32 : 299-301.
- Beaulieu, M. 1992. Listes des espèces de la faune vertébrée susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec : 107 p.
- Béland, P., S. De Guise et R. Plante. 1992. Toxicologie et pathologie des mammifères marins du St-Laurent. Rapport final présenté au Fonds pour la toxicologie faunique du Fonds mondial pour la nature (Toronto Canada) par INESL, Montréal, Québec : 99 p.
- Bérubé, M., A. Aguilar, D. Dendanto, F. Larsen, G. Notarbartolo Di Sciara, R. Sears, J. Sigurjónsson, J. Urban-R. et P.J. Palsbøll. 1998. Population genetic structure of North Atlantic, Mediterranean Sea and Sea of Cortes fin whales, *Balaenoptera physalus* (Linnaeus 1758) : analysis of mitochondrial and nuclear loci. Molec. Ecol. 7 : 585-599.
- Bérubé, M., R. Sears, M. Williamson et J. Papineau. 1991. Etude de la distribution et de l'abondance des mammifères marins dans le golfe du Saint-Laurent entre les années 1983 et 1988. Station de recherche des Iles de Mingan Inc (MICS) pour le service de recherche et aménagement du territoire, Vice-présidence Environnement, Hydro-Québec : 43 p. + annexes.
- Borobia, M., P.J. Gearing, Y. Simard, J.N. Gearing et P. Béland. 1995. Blubber fatty acids of finback and humpback whales from the Gulf of St. Lawrence. Mar. Biol. 122 : 341-353.
- Brodie, P.F. 1975. Cetacean energetics and overview of intraspecific size variation. Ecology 56 : 152-161.
- Brodie, P.F., D.D. Sameoto et R.W. Sheldon. 1978. Population densities of euphausiids off Nova Scotia as indicated by net samples, whale stomach contents, and sonar. Limnol. Oceanogr. 23 : 1264-1267.
- CeTAP. 1982. A characterization of marine mammals and turtles in the mid and North Atlantic areas of the U.S. outer continental shelf. Cetacean and turtle assessment program. University of Rhode Island.
- Clark, C.W. 1994. Blue deep voice : insights from the Navy's Whale'93 program. Whalewatcher 28 : 6-11.

- Colburn, T. et M.J. Smolen. 1996. Epidemiological analysis of persistent organochlorine contaminants in cetaceans. *Reviews of Environmental Contaminant and Toxicology* 146 : 91-171.
- Colburn, T., F.S. vom Saal et A.M. Soto. 1993. Developmental effects of endocrine-disrupting chemicals in wildlife and humans. *Environ. Health Perspect.* 101 : 378-384.
- Dendanto, D. et K.R. Ballard. 1998. Analysis of skewed sex ratio of photographically-identified finback whales, *Balaenoptera physalus*, in the Gulf of Maine. Society for Marine Mammalogy, World Marine Mammal Science Conference. Monaco.
- Donovan, G.P. 1991. A review of IWC stock boundaries. *Rep. Int. Whal. Commn.* 39-68.
- Edds, P.L. 1988. Characteristics of finback, *Balaenoptera physalus*, vocalizations in the St. Lawrence Estuary. *Bioacoustics* 1 : 131-149.
- Edds, P.L. et J.A.F. MacFarlane. 1987. Occurrence and general behavior of balaenopterid cetaceans summering in the St. Lawrence Estuary, Canada. *Can. J. Zool.* 65 : 1363-1376.
- Fontaine, P.-H. 1998. Les baleines de l'Atlantique Nord : biologie et écologie. Éditions MultiMondes, Sainte-Foy, Québec.
- Gambell, R. 1985. Fin whale *Balaenoptera physalus* (Linnaeus, 1758). p. 171-192, Dans : S. H. Ridgway et S. R. Harrison (éd.). *Handbook of marine mammals*. Academic Press Inc., London.
- Gaskin, D.E. 1982. *The ecology of whales and dolphins*. Heinemann, London.
- Gauthier, J.M., C.D. Metcalfe et R. Sears. 1997. Chlorinated organic contaminants in blubber biopsies from Northwestern Atlantic balaenopterid whales summering in the Gulf of St. Lawrence. *Mar. Environ. Res.* 44 : 201-223.
- Hays, R., L.N. Measures et J. Huot. 1998. Capelin (*Mallotus villosus*) and herring (*Clupea harengus*) as paratenic hosts of *Anisakis simplex*, a parasite of beluga (*Delphinapterus leucas*) in the St. Lawrence estuary. *Can. J. Zool.* 76 : 1411-1417.
- Hays, R., L.N. Measures et J. Huot. 1998. Euphausiids as intermediate hosts of *Anisakis simplex* in the St. Lawrence estuary. *Can. J. Zool.* 76 : 1226-1235.
- IWC. 1992. Report of the comprehensive assessment special meeting on North Atlantic fin whale. *Rep. Int. Whal. Commn.* 42 : 595-644.
- Jefferson, T.A., P.J. Stacey et R.W. Baird. 1991. A review of killer whale interactions with other marine mammals : predation to co-existence. *Mammal. Rev.* 21 : 151-180.
- Kellogg, R. 1929. What is known of the migration of some of the whalebone whales. *Annual Report of the Smithsonian Institute* 1928 : 467-494.
- Kingsley, M.C.S. et R.R. Reeves. 1998. Aerial surveys of cetaceans in the Gulf of St. Lawrence in 1995 and 1996. *Can. J. Zool.* 76 : 1529-1550.
- Lavigne, L., M.O. Hammill et S. Asselin. 1993. Distribution et biologie des phoques et autres mammifères marins dans la région du parc marin du Saguenay. *Rapp. manus. can. sci. halieut. aquat.* 2220 : vi + 40 p.

- Lockyer, C. 1985. Body fat condition in Northeast Atlantic fin whales, *Balaenoptera physalus*, and its relationship with reproduction and food resource. J. can. sci. halieut. aquat. 43 : 142-147.
- Lynas, E.M. 1990. St. Lawrence whale research and regional economic development. p. 147-160, Dans : Pour l'avenir du béluga. Presse de l'Université du Québec, Québec.
- Marchand, C. 1997. Étude des agrégations de proies potentielles pour les rorquals détectées par acoustique dans les fronts à la tête du chenal Laurentien (estuaire maritime du Saint-Laurent, Québec). Thèse de maîtrise. Université du Québec à Rimouski, Rimouski.
- Marsili, L. et S. Focardi. 1996. Organochlorine levels in subcutaneous blubber biopsies of fin whales (*Balaenoptera physalus*) and striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*) from the Mediterranean Sea. Environ. Pollut. 91 : 1-9.
- Measures, L. 1998. Maladies des mammifères marins au Québec. Programme scientifique Saint-Laurent Vision 2000 présenté dans le cadre du 66^e congrès de l'ACFAS. Université Laval, Québec, 11 au 15 mai 1998.
- Ménard, N. 1998. Répartition spatiale et structure des bancs de poissons pélagiques dans une aire d'alimentation de cétacés de l'estuaire du Saint-Laurent. Thèse de maîtrise. Département de biologie, Université Laval, Québec. 122 p.
- Meredith, G.N. et R.R. Campbell. 1988. Status of the fin whale, *Balaenoptera physalus*, in Canada. Can. Field-Nat. 102 : 351-368.
- Michaud, R. 1991. Variation saisonnière de l'abondance des rorquals communs dans l'estuaire du Saint-Laurent. Rapport final présenté à Pêches et Océans Canada par le GREMM, Tadoussac, Québec 24 p.
- Michaud, R. 1998. Étude des activités d'observation en mer des cétacés dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent : Suivi annuel 1997. Rapport final présenté à Parcs Canada, région de Québec, par le GREMM, Tadoussac, Québec : 11 p. + cartes.
- Michaud, R. et J. Giard. 1997. Les rorquals communs et les activités d'observations en mer dans l'estuaire du Saint-Laurent entre 1994 et 1996 : 1. Étude de l'utilisation du territoire et évaluation de l'exposition aux activités d'observation à l'aide de la télémétrie VHF. Rapport final, GREMM, Tadoussac, Québec : 45 p. + cartes.
- Michaud, R. et J. Giard. 1998. Les rorquals communs et les activités d'observation en mer dans l'estuaire du Saint-Laurent entre 1994 et 1996 : 2. Évaluation de l'impact des activités d'observation en mer sur le comportement des rorquals communs. Rapport final, GREMM, Tadoussac, Québec : 24 p.
- Michaud, R. et M.-C. Gilbert. 1993. Les activités d'observation en mer des baleines dans l'estuaire du Saint-Laurent : situation actuelle et problématique. Rapport final présenté à Parcs Canada, région de Québec par le GREMM, Tadoussac, Québec : 31 p. + annexes.

- Michaud, R., C. Bédard, M. Mingelbier et M.-C. Gilbert. 1997. Les activités d'observation en mer des cétacés dans l'estuaire du Saint-Laurent, 1985-1996 : une étude de la répartition spatiale des activités et des facteurs favorisant la concentration des bateaux sur les sites d'observation. Rapport final présenté à Parcs Canada par le GREMM, Tadoussac, Québec : 17 p. + annexes.
- Mitchell, E. 1974. Present status of Northwest Atlantic fin and other whale stocks. p. 108-169, Dans : W. E. Schevill (éd.). The whale problem : A status report. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts.
- Mitchell, E. 1975. Trophic relationships and competition for food in Northwest Atlantic whales. Proceedings of the Canadian Society of Zoology Annual Meeting, 1975 : 123-133.
- Mizroch, S.A., D.W. Rice et J.M. Breiswick. 1984. The fin whale (*Balaenoptera physalus*). Mar. Fish. Rev. 46 : 20-24.
- O'shea, T.J. et R.L. Brownell. 1994. Organochlorine and metal contaminants in baleen whales : a review and evaluation of conservation implications. Sci. Total Environ. 154 : 179-200.
- Piatt, J.F. et D.A. Metheven. 1992. Threshold foraging behaviour of baleen whale. Mar. Ecol. Prog. Ser. 84 : 205-210.
- Piatt, J.F., D.A. Metheven, A.E. Burger, R.L. McLagan, V. Mercer et E. Creelman. 1989. Baleen whales and their prey in a coastal environment. Can. J. Zool. 67 : 1523-1530.
- Sanpera, C., R. Capelli, V. Minganti et L. Jover. 1993. Total and organic mercury in North Atlantic fin whales : distribution pattern and biological related changes. Mar. Pollut. Bull. 26 : 135-139.
- Sanpera, C., M. González et L. Jover. 1996. Heavy metals in two populations of North Atlantic fin whales (*Balaenoptera physalus*). Environ. Pollut. 91 : 299-307.
- Sears, R., J.M. Williamson et F.W. Wenzel. 1982. Behavior and distribution of cetaceans in the Mingan Island-Anticosti Island region. Mingan Island Cetacean Study (MICS).
- Sergeant, D.E. 1977. Stocks of fin whales, *Balaenoptera physalus*, in the North Atlantic ocean. Rep. Int. Whal. Commn. 27 : 460-473.
- Simard, Y. et D. Lavoie. 1999. The rich krill aggregation of the Saguenay—St. Lawrence Marine Park : hydroacoustic and geostatistical biomass estimates, structure variability and significance for whales. J. can. sci. halieut. aquat. 56 : 1182-1197.
- Thompson, J.J., H.E. Winn et P.J. Perkins. 1979. Mysticete sounds. p. 403-431, Dans : H. E. Winn et B. L. Olla (éd.). Behavior of marine mammals, Volume III. Cetacean. Plenum Press, New-York.
- Tyack, P.L. et C.W. Clark. 1997. Long range acoustic propagation of whale vocalisations. p. 32-40, Dans : M. Taborsky et B. Taborsky (éd.). Advances in Ethology. Blackwell Wissenschafts-Verlag GmbH, Allemagne.
- Type, Le Groupe. 1996. Documentation sur la méthode d'estimation de la fréquentation du parc marin Saguenay—Saint-Laurent - saison estivale 1995. Parcs Canada. 43 p.
- Vikingsson, G.A. 1997. Feeding of fin whales, *Balaenoptera physalus*, off Iceland - diurnal and seasonal variation and possible rates. J. Northw. Atl. Fish. Sci. 22 : 77-89.

- Waring, G.T., D.L. Palka, P.J. Clapham, S. Swartz, M. Rossman, T. Cole, K.D. Bisack et L.J. Hansen. 1999. U.S. Atlantic marine mammal stock assessments-1998. NOAA Technical Memorandum NMFS-NS-116 : 185 p.
- Watkins, W.A. 1981. Activities and underwater sounds of fin whales. Sci. Rep. Whales Res. Inst. 33 : 83-117.
- Watkins, W.A., P. Tyack, K.E. Moore et J.E. Bird. 1987. The 20-Hz signals of finback whales (*Balaenoptera physalus*). J. Acoust. Soc. Am. 82 : 1901-1912.
- Woodley, T.H. et D.E. Gaskin. 1996. Environmental characteristics of North Atlantic right and fin whale habitat in the lower bay of Fundy, Canada. Can. J. Zool. 74 : 75-84.

ANNEXE CARTOGRAPHIQUE

Carte 1. Répartition et sites d'observation du Rorqual commun dans la zone d'étude.

RORQUAL BLEU (*Balaenoptera musculus*)

RÉSUMÉ

Le Rorqual bleu est un résident saisonnier de la zone d'étude. Les individus qui fréquentent la zone d'étude appartiennent à la population de l'Atlantique du Nord-Ouest, dont la taille, la structure et la tendance d'accroissement sont encore mal connues. Ils fréquentent la zone d'étude du mois d'avril jusqu'à la fin de l'automne. Leur aire d'hivernage est inconnue.

Le pic d'abondance du Rorqual bleu dans la zone d'étude survient entre août et septembre, avec d'importantes variations interannuelles possiblement liées à la disponibilité des euphausides. Dans la zone d'étude, le Rorqual bleu fréquente surtout le secteur entre Les Escoumins et Sainte-Anne-de-Portneuf. Les individus effectuent des déplacements importants pendant l'été, notamment entre le golfe et l'estuaire. Très peu de paires mère-veau ont été observées dans le Saint-Laurent.

Le Rorqual bleu est une cible importante des activités d'observation en mer lorsqu'il est présent. Certaines observations suggèrent que la présence de bateaux peut modifier son comportement de plongée et son comportement alimentaire. Il existe de plus un potentiel important de concentration des bateaux dans les secteurs qu'il fréquente, plus particulièrement au large des Escoumins. La croissance de l'industrie d'observation en mer est donc une problématique importante pour cette espèce dans la zone d'étude.

TABLE DES MATIÈRES

	Page
Résumé.....	i
Liste des tableaux	iv
Liste des figures.....	v
1. Valeur particulière de l'espèce.....	1
2. Identification de la population	1
3. Biologie générale de l'espèce.....	2
3.1. Morphologie et taille.....	2
3.2. Reproduction	2
3.3. Longévité	3
3.4. Alimentation.....	3
3.5. Plongée et comportement alimentaire	3
3.6. Structure sociale.....	4
3.7. Comportement vocal.....	4
4. Habitat.....	4
5. Fréquentation et utilisation de la zone d'étude.....	4
6. État de la population.....	5
6.1. Statut.....	5
6.2. Taille, structure et tendance d'accroissement de la population	6
6.3. Condition des individus	6
6.3.1. Contaminants	6
6.3.2. Agents pathogènes	7
6.3.3. Pathologie	7
7. Exploitation par l'homme	7
8. Mesures de protection	7
9. Problématique et enjeux.....	9
9.1. Lacunes dans les connaissances	9
9.2. Problématique.....	10
9.2.1. Prédation et emprisonnement dans les glaces	10
9.2.2. Compétition pour la ressource.....	10
9.2.3. Variabilité génétique.....	13
9.2.4. Chasse et autres prélèvements.....	13

	Page
9.2.5. Collisions et prises accidentelles	13
9.2.6. Contaminants	13
9.2.7. Dérangement	14
9.2.8. Dégradation de l'habitat	14
9.3 Enjeux	14
Références.....	16
Annexe cartographique	20

LISTE DES TABLEAUX

	Page
Tableau 1. Paramètres liés à la reproduction chez le Rorqual bleu de l'Atlantique Nord.....	2
Tableau 2. Évaluation sommaire de l'état des connaissances sur le Rorqual bleu dans le contexte de l'établissement d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude.....	11
Tableau 3. Évaluation sommaire de la problématique du Rorqual bleu dans le contexte de l'établissement d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude	12
Tableau 4. Enjeux relatifs à la problématique du Rorqual bleu dans la zone d'étude	15

LISTE DES FIGURES

	Page
Figure 1. Répartition des sites où le Rorqual bleu constituait la cible des observations des bateaux de croisière aux baleines de 1994 à 1996.....	8

1. VALEUR PARTICULIÈRE DE L'ESPÈCE

La présence du plus grand animal de la planète dans la zone d'étude constitue en soi un élément de grande valeur. Cette espèce a été très fortement chassée et a peut-être même été décimée dans certaines parties de l'Atlantique Nord. La majorité des observations de rorquals bleus effectuées depuis la fin de la chasse, proviennent de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent.

D'autre part, comme en témoignent les nombreux dépliants publicitaires, le Rorqual bleu représente un attrait important pour l'industrie du tourisme et les activités d'observation en mer. De plus, la corporation touristique de Grandes-Bergeronnes lui consacre un festival lors de la première fin de semaine du mois d'août de chaque été.

2. IDENTIFICATION DE LA POPULATION

Les rorquals bleus observés dans l'aire d'étude font, semble-t-il, partie de la population de l'Atlantique du Nord-Ouest. Les données récentes des programmes de photo-identification supportent l'hypothèse de l'existence de deux populations ou sous-populations dans l'Atlantique Nord : une première dont l'aire d'alimentation se trouverait au large de l'Islande et une deuxième, dont l'aire d'alimentation est délimitée par le détroit de Davis et le plateau néo-écossais, incluant le golfe du Saint-Laurent (Jonsgård, 1955; Sigurjónsson et Gunnlaughsson, 1990). Parmi les animaux photographiés dans le détroit de Davis, près du Groenland et dans le golfe du Maine, certains avaient déjà été identifiés auparavant dans le Saint-Laurent (Wenzel *et al.*, 1988; Anonyme, 1990; Sears *et al.*, 1990). Par contre, aucun des individus photographiés au large de l'Islande n'a pu être apparié avec les animaux du Saint-Laurent (Richard Sears, communication personnelle).

Les enregistrements acoustiques effectués sur l'ensemble du bassin atlantique suggèrent que les rorquals bleus effectuent des déplacements très importants et que l'ensemble des animaux de l'Atlantique Nord constitue une seule population (Clark, 1994; 1995). Une étude génétique en cours devrait permettre de distinguer ces populations, le cas échéant (Richard Sears et Per Palsbøll, travail en cours).

Les aires d'hivernage ainsi que la limite sud de répartition de l'espèce dans l'Atlantique Nord ne sont pas encore bien connues. Des individus ont été signalés dans le golfe du Maine (Wenzel *et al.*, 1988), près de Long Island (New York) et Ocean City (New Jersey) (Allen (1916) dans Yochem et Leatherwood, 1985) et aussi loin qu'en Floride (Baughman (1946) dans Yochem et Leatherwood, 1985). Le signal acoustique distinctif d'un individu a pu être suivi à partir du sud de Terre-Neuve jusqu'aux Bermudes (Gagnon et Clark, 1993).

3. BIOLOGIE GÉNÉRALE DE L'ESPÈCE

3.1. MORPHOLOGIE ET TAILLE

Le Rorqual bleu est non seulement le plus grand des mysticètes, il est également le plus grand de tous les animaux. Le plus grand spécimen capturé en Antarctique mesurait 33,5 m (Yochem et Leatherwood, 1985). La taille moyenne des animaux tués au large de Terre-Neuve au début

du siècle se situait autour de 21 m (Katona *et al.*, 1993). Dans le Saint-Laurent, un des plus longs spécimens mesurés est une femelle de 22,4 m (anse aux Fraises (Anticosti) en 1985; Fontaine, 1998).

Comme chez les autres rorquals, il existe un dimorphisme sexuel en faveur de la femelle (Tinker, 1988). Le nouveau-né mesure entre six et sept mètres et atteint près de 16 m une fois sevré, soit à l'âge d'environ sept mois (Yochem et Leatherwood, 1985).

3.2. REPRODUCTION

La longueur à la maturité sexuelle pour les rorquals bleus de l'hémisphère Nord se situe entre 20 et 21 m pour les mâles et entre 21 et 23 m pour les femelles (Yochem et Leatherwood, 1985). En considérant que le bouchon de cire dans l'oreille interne croît au rythme d'une couche par année, l'âge à la maturité sexuelle serait d'environ 10 ans (Yochem et Leatherwood, 1985). Les femelles pourraient donner naissance tous les deux ou trois ans. Les principaux paramètres associés à la reproduction chez le Rorqual bleu de l'hémisphère Nord sont présentés au Tableau 1.

Tableau 1
Paramètres liés à la reproduction chez le Rorqual bleu de l'Atlantique Nord.

Maturité sexuelle	Entre 20 et 21 m ou environ 10 ans chez les mâles Entre 21 et 23 m ou environ 10 ans chez les femelles
Accouplement	Fin de l'automne ou hiver
Période de gestation	10 à 11 mois
Mise bas	Fin de l'automne ou hiver
Période d'allaitement	Environ 7 mois

Source : Yochem et Leatherwood, 1985.

Les données recueillies par les chasseurs dans l'Atlantique (Kellog, 1929) suggèrent que les rorquals bleus effectuent des déplacements nord-sud qui s'ajustent avec l'avancée du couvert de glace et qui suivent le cycle annuel de reproduction soit :

- migration vers le sud tard en automne;
- mise bas et accouplement dans les basses latitudes pendant l'hiver;
- migration vers le nord au printemps;
- sevrage et alimentation dans les hautes latitudes pendant l'été.

Les enregistrements acoustiques effectués avec le système de surveillance de la marine américaine n'ont toutefois pas permis de mettre en évidence les mouvements nord-sud aussi clairement que dans le cas des petits rorquals et des rorquals communs (Clark, 1994).

3.3. LONGÉVITÉ

Les estimations de la longévité des rorquals bleus varient de 30 ans à 80-90 ans (Yochem et Leatherwood, 1985).

3.4. ALIMENTATION

Les rorquals bleus de l'Atlantique Nord se nourrissent presque exclusivement d'euphausiides (Yochem et Leatherwood, 1985). Les principales espèces identifiées dans l'Atlantique sont :

- *Thysanoessa inermis*;
- *Thysanoessa raschi*;
- *Thysanoessa longicaudata*;
- *Meganyctiphanes norvegica*.

Selon Sears (1983), *T. raschi* et *M. norvegica* seraient des proies importantes pour le Rorqual bleu dans le golfe du Saint-Laurent. Ces deux espèces sont par ailleurs abondantes dans la zone d'étude (Simard *et al.*, 1986; voir le Chapitre 6, section 1). Les rorquals bleus pourraient également s'alimenter de copépodes et de quelques espèces de poissons (Kawamura, 1980). Ces proies ne semblent toutefois pas constituer une part importante de leur régime alimentaire (Reeves *et al.*, 1998).

Le Rorqual bleu consommerait près de quatre tonnes de krill par jour, soit environ 4 p. 100 de son poids par jour (Bonner, 1993).

3.5. PLONGÉE ET COMPORTEMENT ALIMENTAIRE

Il n'y a que peu d'informations disponibles sur le comportement de plongée des rorquals bleus. Trois suivis télémétriques ont été effectués dans la zone d'étude en 1996 et 1997 (GREMM, données non publiées et Richard Sears, communication personnelle) mais les données n'ont pas encore été analysées. Les suivis télémétriques (n=4) effectués dans le Pacifique suggèrent l'existence de variations journalières, mais ces données ne permettent pas d'identifier de patrons très clairs (Lagerquist *et al.*, 1995).

Des analyses du contenu stomacal des rorquals bleus de l'Antarctique et du Pacifique Nord suggèrent également des variations journalières dans son alimentation (Yochem et Leatherwood, 1985). Les périodes d'alimentation intensive observées en soirée et tôt le matin coïncident généralement avec les migrations verticales de leurs proies.

Le comportement alimentaire du Rorqual bleu est, somme toute, très semblable à celui des autres rorquals. Les comportements de surface de type « side- » et « lunge-feeding » décrits pour le Petit Rorqual (Lynas et Sylvestre, 1988) et le Rorqual commun ont aussi été observés chez le Rorqual bleu dans le golfe du Saint-Laurent (Sears, 1983). Sears (1983) décrit un comportement particulier au Rorqual bleu, le « arch and roll ». Cette séquence d'alimentation près de la surface commence par un roulé latéral que l'animal termine sur le dos. Une description détaillée du mécanisme interne de l'alimentation par filtration des rorquals est présentée dans Lambertson (1983) et Fontaine (1998).

3.6. STRUCTURE SOCIALE

Sur l'ensemble de leur aire de répartition, les rorquals bleus sont habituellement seuls ou en groupes de deux, et plus rarement, en groupes de trois. En dehors des couples constitués de femelles accompagnées de leur jeune pendant la période d'allaitement, on ne connaît pas la nature ni la durée des associations. Une étude en cours, basée sur la photo-identification et l'analyse génétique des tissus prélevés sur des individus reconnaissables, devrait fournir de nouvelles informations sur la structure sociale de cette espèce (Richard Sears, communication personnelle). Ces animaux ne sont pas considérés comme particulièrement grégaires (Reeves et Mitchell, 1988).

3.7. COMPORTEMENT VOCAL

Les rorquals bleus peuvent produire des sons de 11 à 125 Hz (Thompson *et al.*, 1996) dont la durée varie entre 1 et 13 secondes. Les sons de très courte durée sont utilisés en séquences répétées sur des périodes de temps variables. Ces sons peuvent se propager sur de très grandes distances et serviraient à la communication ou encore à l'écholocation (Clark, 1994; Tyack et Clark, 1997). Les longues séquences sonores produites durant la saison de reproduction pourraient également servir de parades nuptiales (Clark, 1994; Tyack et Clark, 1997).

Il semble par ailleurs qu'il y ait suffisamment de variations géographiques dans les patrons de sons produits par les rorquals bleus pour différencier les stocks ou sous-populations (Rivers, 1997).

4. HABITAT

Les rorquals bleus utilisent de préférence des secteurs où le brassage des eaux de surface et des eaux profondes favorise une haute productivité planctonique (Mansfield, 1985; Schoenherr, 1991). Dans le Saint-Laurent, ils sont fréquemment observés près de la côte là où l'eau est très profonde (Edds et MacFarlane, 1987; Bérubé *et al.*, 1991).

5. FRÉQUENTATION ET UTILISATION DE LA ZONE

Le Rorqual bleu est un résident saisonnier de la zone d'étude. Il arrive dans le golfe et l'estuaire du Saint-Laurent tôt après le départ des glaces et s'y attarde jusqu'à la fin de l'automne (Sears, 1981; Sergeant, 1982; Mansfield, 1985; Sears *et al.*, 1987). Il est observé dans la zone d'étude dès le mois d'avril et parfois jusqu'à la mi-janvier (Robert Michaud, communication personnelle). Son abondance y est maximale en août et en septembre (GREMM, données non publiées). Il semble y avoir d'importantes variations annuelles dans le nombre de rorquals bleus fréquentant la zone d'étude (Michaud *et al.*, 1997). Ces variations pourraient suivre les fluctuations importantes de l'abondance des euphausides dans la zone d'étude (Runge et Joly, 1998).

Plus de la moitié des rorquals bleus identifiés dans le Saint-Laurent ont été observés dans la zone d'étude (Richard Sears et GREMM, données non publiées). Leur temps de résidence dans la zone semble très variable et généralement plus court que celui des rorquals communs

(GREMM, données non publiées). Pendant leur séjour dans le Saint-Laurent, les rorquals bleus peuvent parcourir jusqu'à 400 km en deux semaines (Sears *et al.*, 1990). Ces observations sont conformes avec le caractère nomade habituellement attribué à cette espèce.

Comme sur l'ensemble de son aire de répartition, les rorquals bleus sont le plus souvent observés seuls ou en paires dans la zone d'étude. Les paires mères-veaux sont très rares (Edds et MacFarlane, 1987; Richard Sears, communication personnelle et GREMM, données non publiées). Des groupes formés de quelques dizaines d'individus sont parfois observés à la limite aval de la zone d'étude (Robert Michaud, communication personnelle).

Les observations de rorquals bleus dans la zone d'étude se répartissent généralement au-dessus du chenal Laurentien avec une nette préférence pour le secteur situé en aval du Cap de Bon-Désir et près des falaises escarpées du chenal (**Carte 1**; Michaud *et al.*, 1997). D'une façon générale, ces secteurs correspondent aux aires de concentration d'euphausides (Simard *et al.*, 1986; Simard et Lavoie, 1999). Une série de transects hydro-acoustiques associée à des observations systématiques des mammifères marins a été effectuée dans la zone d'étude en 1994 et en 1995. Ces données pourraient permettre d'identifier des facteurs influençant la répartition des rorquals dans la zone d'étude (Yvan Simard, communication personnelle). D'autres informations sur la répartition des rorquals bleus sont disponibles dans les banques de données de photo-identification de la station de recherche des îles Mingan (MICS; Richard Sears, communication personnelle) et du GREMM (Robert Michaud, communication personnelle). Ces données n'ont toutefois pas encore été analysées en totalité.

6. ÉTAT DE LA POPULATION

6.1. STATUT

Selon les recommandations d'un rapport préparé par Mansfield (1985), le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada a attribué le statut d'« espèce rare » au Rorqual bleu en 1983. Mansfield (1985) précise que les rorquals bleus sont peu nombreux et qu'ils sont présents dans des régions restreintes mais qu'ils ne sont pas menacés. Selon Mansfield (1985), l'espèce a probablement toujours été rare. À la suite de l'abolition de la catégorie « espèce rare » en 1990, le statut est passé à « espèce vulnérable » sans révision. Ce statut est toutefois présentement en cours de révision (Campbell, 1998).

L'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) lui a attribué le statut d'« espèce menacée ». Sur la côte est des États-Unis, le Rorqual bleu est également considéré

comme une espèce « menacée » en vertu du *Endangered Species Act* américain. Enfin, le Rorqual bleu apparaît sur la liste des espèces susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables au Québec en vertu de la *Loi sur les espèces menacées ou vulnérables* (Beaulieu, 1992).

6.2. TAILLE, STRUCTURE ET TENDANCE D'ACCROISSEMENT DE LA POPULATION

Au début du siècle, il y avait possiblement entre 1 000 et 1 500 individus dans l'Atlantique Nord-Ouest (Sergeant, 1966; Allen, 1970). Une diminution importante des prises côtières a été notée après 1905 (Mitchell, 1974). Selon Jonsgård (1955), la chasse en haute mer entre 1922 et 1934 prélevait des animaux pendant leur migration et a ainsi contribué à décimer la population. Cette chasse a pris fin en 1938 et la chasse à partir des stations côtières a cessé en 1955. Au cours des années 1970, soit 15 ans après l'arrêt de la chasse côtière dans l'Est du Canada, Mitchell (1974) estimait qu'il ne restait plus que quelques centaines de rorquals bleus. Cette dernière estimation ne provient pas d'un recensement et doit être considérée avec prudence.

Entre 1979 et 1997, 351 rorquals bleus différents ont été photo-identifiés dans le golfe et l'estuaire du Saint-Laurent (Richard Sears, communication personnelle). Le caractère nomade du Rorqual bleu et l'effort d'échantillonnage principalement limité à quelques secteurs de l'estuaire et du golfe ne permettent toutefois pas d'utiliser ces données pour estimer la taille de la population par la méthode de capture-recapture (Hammond *et al.*, 1990). Deux recensements aériens effectués en 1995 et en 1996 dans le golfe du Saint-Laurent n'ont pas permis d'observer un nombre suffisamment élevé de rorquals bleus pour obtenir une estimation de leur nombre dans le Saint-Laurent (Kingsley et Reeves, 1998). L'ensemble des données disponibles sur les rorquals bleus de l'Atlantique Nord-Ouest ne permettent donc pas d'estimer leur nombre ni d'estimer la tendance d'accroissement de la population.

Seulement 13 femelles accompagnées d'un veau ont été signalées durant les 20 dernières saisons d'observation dans le golfe et l'estuaire du Saint-Laurent (Richard Sears, communication personnelle). Ceci contraste fortement avec une proportion de 10 p. 100 de couples mère-veau basée sur les observations estivales au large de l'Islande (Richard Sears, communication personnelle). Aucune explication n'a encore été avancée pour rendre compte de cet écart.

Par ailleurs, des observations effectuées à partir de bateaux de pêche au large de l'Islande entre 1969 et 1988 ont permis d'estimer entre 400 et 1 000 le nombre de rorquals bleus dans cette région de l'Atlantique et d'estimer à 5 p. 100 le taux de croissance annuel de cette population (Sigurjónsson et Gunnlaughsson, 1990).

6.3. CONDITION DES INDIVIDUS

6.3.1. Contaminants

Les teneurs en contaminants organochlorés chez les rorquals bleus du Saint-Laurent sont plutôt faibles et comparables à celles mesurées chez les autres espèces de baléoptères (Béland *et al.*, 1992; Gauthier *et al.*, 1997). Ceci reflète vraisemblablement les chevauchements importants dans la diète de ces espèces. Par contre, les teneurs en BPC totaux sont respectivement 30 et 10 fois inférieures à celles mesurées chez les bélugas et les autres

odontocètes qui fréquentent le Saint-Laurent. Ces différences, aussi observées pour les autres contaminants organochlorés, ont été attribuées à des différences dans les niveaux trophiques exploités, dans le métabolisme de ces espèces et au fait que le Béluga réside à l'année dans l'estuaire du Saint-Laurent (Béland *et al.*, 1992; Gauthier *et al.*, 1997).

6.3.2. Agents pathogènes

Un seul Rorqual bleu du Saint-Laurent a été examiné dans le but d'en étudier les agents pathogènes (Measures, 1992). Le seul parasite détecté, le ver *Bolbosoma turbinella*, a été retrouvé dans le petit intestin.

Le Rorqual bleu est probablement exposé au ver de la baleine, *Anisakis simplex*, puisque les euphausiides sont des hôtes intermédiaires de ce parasite dans l'estuaire du Saint-Laurent (Hays *et al.*, 1998). Des analyses sérologiques ont montré que les mammifères marins du Saint-Laurent sont exposés au morbillivirus du phoque (qui a tué plus de 17 000 phoques en Europe en 1988-1989), à *Brucella* et *Leptospira* spp. (qui peuvent provoquer l'avortement et une maladie grave) et à *Mycoplasma phocacerebrale* (qui peut provoquer une maladie pulmonaire chez les phoques) (Measures, 1998).

Mondialement, 18 endohelminthes et 8 ectoparasites ont été recensés chez le Rorqual bleu (Measures, 1993). Cette diversité moyenne serait liée au régime alimentaire très spécialisé du Rorqual bleu.

6.3.3. Pathologie

Aucune étude n'a permis d'examiner les pathologies des rorquals bleus du Saint-Laurent (Béland *et al.*, 1992).

7. EXPLOITATION PAR L'HOMME

Le Rorqual bleu n'a jamais été chassé dans la zone d'étude. Il constitue la principale cible des activités d'observation en mer pour les bateaux d'excursions basés à l'anse aux Basques (Figure 1) et à Sainte-Anne-de-Portneuf. De 1994 à 1996, entre 21 et 60 p. 100 des observations effectuées par les bateaux de l'anse aux Basques étaient dirigées vers cette espèce (Michaud *et al.*, 1997).

8. MESURES DE PROTECTION

En vertu des conventions internationales entre les pays chasseurs de baleines, la chasse au Rorqual bleu en haute mer a été interdite dans l'Atlantique Nord à partir de 1938. La chasse à partir des stations côtières a pour sa part été interdite en 1955. Depuis 1986, un moratoire sur la chasse commerciale a été adopté par les membres de la Commission baleinière internationale (CBI ou IWC). Ce moratoire est étendu à tous les océans de la planète.

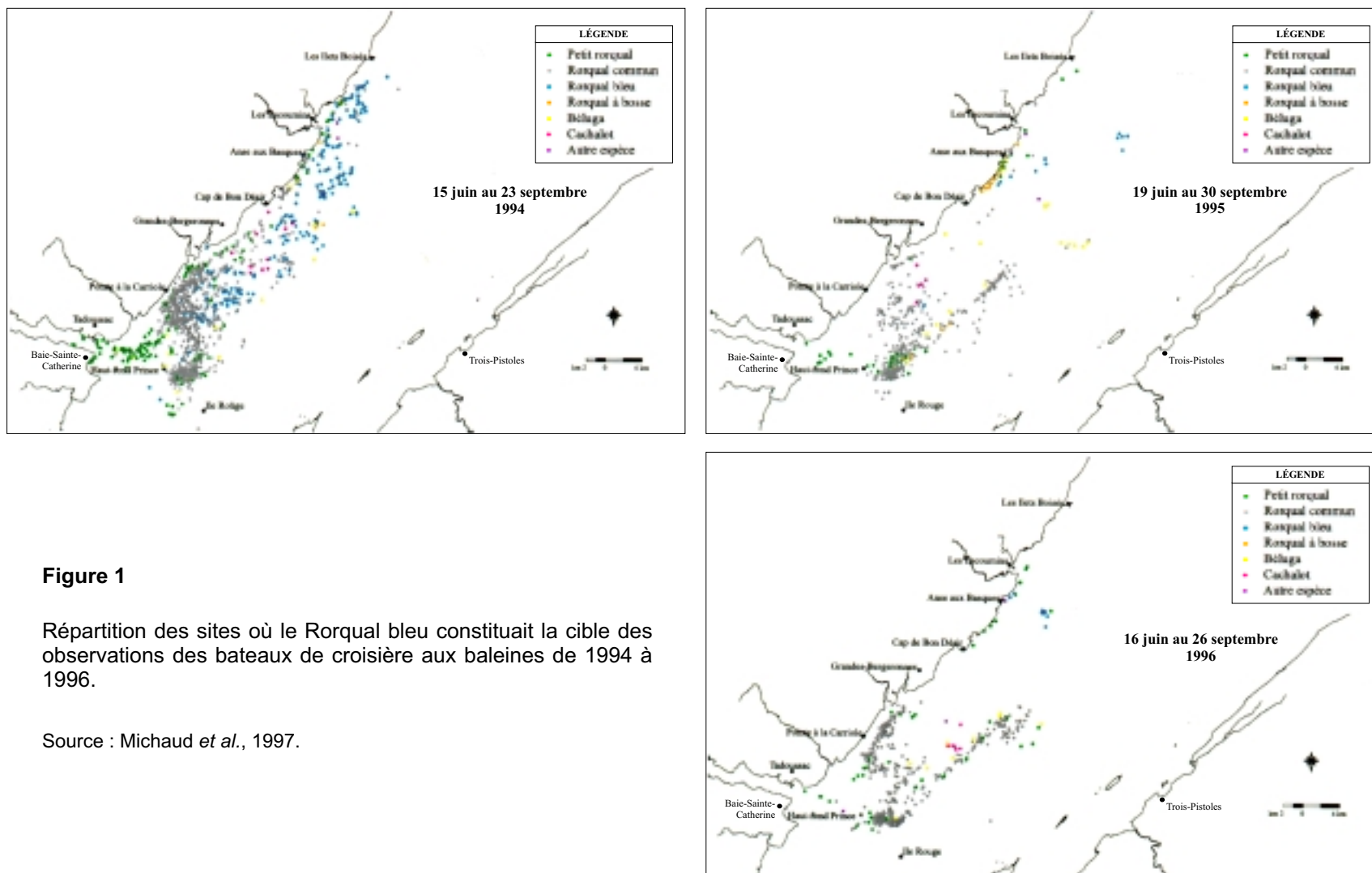


Figure 1

Répartition des sites où le Rorqual bleu constituait la cible des observations des bateaux de croisière aux baleines de 1994 à 1996.

Source : Michaud *et al.*, 1997.

Un nouveau règlement (DORS93-56) adopté en 1993 en vertu de la *Loi sur les pêches* du gouvernement fédéral stipule qu'il est interdit d'importuner les mammifères marins. Ce règlement est secondé par un code de conduite qui suggère les comportements appropriés à adopter en bateau ou en aéronef en présence de mammifères marins. Ce code, développé par les intervenants de l'industrie de l'observation des baleines, les responsables du ministère des Pêches et des Océans et les responsables du parc marin Saguenay—Saint-Laurent, a une portée régionale.

La conservation, la gestion et la recherche en ce qui a trait aux mammifères marins, comme pour toutes les espèces marines dans les eaux canadiennes d'ailleurs, sont la responsabilité du ministère des Pêches et des Océans du Canada, en vertu de la *Loi sur les pêches*. Toutefois, la protection des mammifères marins et plus spécifiquement la protection de leur habitat relèvent de plusieurs paliers de gouvernement et de plusieurs lois et règlements (voir l'introduction du Chapitre 5). Entre autres, la création récente du parc marin du Saguenay—Saint-Laurent permet d'envisager plusieurs possibilités pour rehausser le niveau de protection offert aux mammifères marins et à leurs habitats. La nouvelle *Loi sur les Océans*, adoptée en janvier 1997, contient également plusieurs mécanismes qui permettraient de rehausser le niveau de protection.

Le parc marin Saguenay—Saint-Laurent a initié en 1997 une démarche de concertation auprès des intervenants de l'industrie d'observation des baleines en vue de développer un plan de co-gestion des activités d'observation en mer. Les principaux objectifs identifiés relativement à la protection des mammifères marins sont les suivants :

- minimiser le dérangement et le stress des cétacés;
- réduire les risques de collisions avec les cétacés;
- identifier et offrir une protection particulière aux sites de haute signification écologique pour les mammifères marins;
- accorder une protection particulière au béluga;
- réduire le bruit sous-marin;
- harmoniser les contrôles à l'extérieur des frontières du parc marin.

9. PROBLÉMATIQUE ET ENJEUX

9.1. LACUNES DANS LES CONNAISSANCES

La population de rorquals bleus de l'Atlantique du Nord-Ouest est plutôt mal connue. On ignore sa taille, sa structure, sa tendance d'accroissement ainsi que sa répartition hivernale. Il existe des données contradictoires quant à l'existence possible de deux sous-populations : une étude génétique en cours devrait fournir des éléments de réponse.

Le régime alimentaire de cette espèce est en général bien connu. Des observations et des données circonstanciées ont permis d'étendre ces connaissances au régime alimentaire des rorquals bleus qui fréquentent la zone d'étude.

Des programmes de photo-identifications et de biopsies de même qu'un suivi télémétrique des rorquals bleus sont en cours dans la zone d'étude et permettront de mieux comprendre les

mouvements entre l'estuaire et le golfe, la structure de la population, le comportement de plongée de même que les impacts des activités d'observation en mer (AOM).

Le Tableau 2 présente une évaluation sommaire de l'état des connaissances sur la population de rorquals bleus de l'Atlantique du Nord-Ouest et sur le troupeau qui fréquente la zone d'étude. Cette évaluation a été faite en fonction des besoins de gestion et de conservation dans la zone d'étude. Les principales lacunes dans nos connaissances sont :

- la composition du troupeau qui fréquente la zone d'étude;
- l'effet des activités d'observation en mer sur le comportement;
- l'importance des collisions et des empêchements dans les engins de pêche.

9.2. PROBLÉMATIQUE

Le Tableau 3 présente une évaluation sommaire de la problématique liée à la gestion et à protection du troupeau de rorquals bleus fréquentant la zone d'étude.

9.2.1. Prédation et emprisonnement dans les glaces

L'Épaulard représente le seul véritable prédateur du Rorqual bleu. Sears *et al.* (1990) rapportent qu'au moins deux individus identifiés dans le Saint-Laurent portent des cicatrices qui auraient été causées par des épaulards. Une attaque impliquant 30 épaulards a d'ailleurs été observée en Basse-Californie (Tarply, 1979). Comme l'aire de distribution des rorquals bleus et celle des épaulards se chevauchent, il est possible qu'il y ait également prédation dans le golfe du Saint-Laurent mais son importance n'a pas encore été évaluée.

L'emprisonnement de rorquals bleus par les glaces à la fin de l'hiver et au début du printemps (échouage associé à la dérive des glaces) a été rapporté le long de la côte sud-ouest de Terre-Neuve. Au moins 32 individus ont été piégés de cette façon au cours de la période 1974–1989 dans le golfe du Saint-Laurent et le long des côtes de Terre-Neuve et 19 d'entre eux ont péri (Lien et Seton, 1991).

9.2.2. Compétition pour la ressource

Les principales proies consommées par le Rorqual bleu pendant son séjour dans l'estuaire, les euphausiides, sont aussi convoitées par les autres rorquals et plusieurs espèces planctonivores de la zone d'étude. Il existe donc un potentiel réel de compétition interspécifique. Dans une revue récente sur la compétition interspécifique chez les mysticètes, Clapham (1996) rapporte plusieurs cas de compétition potentielle. Dans l'ensemble de ces cas, le manque d'information précise sur la consommation et la biomasse de proies ne permet pas de vérifier les hypothèses. Kawamura (1994) a par contre identifié un mode de compétition par interférence qui pourrait exister entre le Petit Rorqual et le Rorqual bleu dans l'Antarctique où les deux espèces s'alimentent d'euphausiides. En s'attaquant aux bancs d'euphausiides, les petits rorquals pourraient disperser ceux-ci en concentrations sub-optimales pour les rorquals bleus. Il

Tableau 2

Évaluation sommaire de l'état des connaissances sur le Rorqual bleu dans le contexte de l'établissement d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude.

	<i>Amplement suffisantes</i>	<i>Suffisantes</i>	<i>Insuffisantes</i>	<i>Très insuffisantes</i>	<i>Inconnu</i>	<i>Remarques</i>
Identification de la population			✓			La structure de la population de l'Atlantique reste à définir ainsi que ses liens avec les individus du Saint-Laurent.
Biologie générale						
Reproduction			✓			Les informations de base proviennent de l'époque de la chasse. Étant donné le statut précaire de cette population, des informations plus récentes sont nécessaires.
Alimentation		✓				
Comportement			✓			Il y a peu d'information disponible sur le comportement de plongée du Rorqual bleu.
Structure sociale		✓				
Habitat			✓			Les phénomènes océanographiques à grande échelle affectant la distribution des rorquals bleu ont été identifiés mais on connaît moins bien les micro-phénomènes.
Fréquentation et utilisation de la zone d'étude			✓			Il y a très peu d'information sur les activités, la composition et taille du troupeau de rorquals bleus qui fréquente la zone d'étude.
État de la population						
Taille et tendances d'accroissement				✓		
Contamination			✓			
Agents pathogènes			✓			
Pathologie			✓			
Facteurs limitants			✓			On connaît très peu les effets à long terme, tant au niveau individuel qu'au niveau de la population, des facteurs potentiellement limitants tels que la contamination, le dérangement, les prises accidentelles et les collisions.
Usage par l'homme			✓			Les rorquals bleus font l'objet d'activités d'observation en mer dans la partie aval de la zone d'étude qui est peu ou pas couverte par le programme de suivi des AOM.

Tableau 3
Évaluation sommaire de la problématique du Rorqual bleu dans le contexte de
l'établissement d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude.

	<i>Très problématique</i>	<i>Problématique</i>	<i>Peu problématique</i>	<i>Non problématique</i>	<i>Inconnu</i>	<i>Remarques</i>
FACTEURS LIMITANTS						
Prédation				✓		
Emprisonnement dans les glaces		✓				Étant donné les incertitudes sur la taille et le statut de la population, cette source de mortalité pourrait avoir un effet sur la population.
Compétition					✓	Advenant le déclin ou l'exploitation commerciale des euphausides, la compétition pourrait devenir problématique.
Variabilité génétique					✓	
Chasse et autres prélèvements				✓		
Collisions		✓				L'ampleur du problème n'est pas bien connue et devrait faire l'objet d'un suivi.
Prises accidentelles		✓				L'ampleur du problème n'est pas bien connue et devrait faire l'objet d'un suivi.
Agents pathogènes			✓			
Contaminants		✓				Les niveaux de contaminants observés chez les grands rorquals sont peu susceptibles d'affecter les adultes mais pourraient être néfastes pendant la période périnatale.
Dérangement		✓				La présence des bateaux modifie le comportement alimentaire du Rorqual commun et pourrait avoir un effet semblable sur le Rorqual bleu et ainsi avoir un impact sur la condition des individus. Les questions liées au dérangement soulèvent également des problèmes d'ordre éthique et esthétique.
Perte d'habitat					✓	Les impacts de la pollution sonore sont inconnus.
ÉTAT DES CONNAISSANCES			✓			Les connaissances actuelles sont largement insuffisantes pour assurer une gestion prudente de la population; il y a plusieurs lacunes importantes à combler.
MESURES DE PROTECTION		✓				La réglementation et les recommandations en place pour la gestion des activités d'observation en mer ne tiennent pas suffisamment compte de l'intensité de la pression exercée par la flotte de bateaux et doivent être revues.

n'y a aucune indication que ce mode de compétition soit un facteur limitant dans l'Atlantique. Toutefois, cet exemple souligne bien les liens complexes qui sont susceptibles d'agir.

9.2.3. Variabilité génétique

Aucune information n'est disponible sur le niveau de variabilité génétique des rorquals bleus de l'Atlantique Nord. Étant donné la taille apparemment réduite de la population, il serait intéressant d'étudier cette question.

9.2.4. Chasse et autres prélèvements

La chasse a eu un effet important sur la taille et possiblement sur la dynamique de la population des rorquals bleus de l'Atlantique Nord-Ouest (Jonsgård, 1955). Les estimations d'abondance de rorquals bleus sont passées de 1 000 – 1 500 individus avant la chasse, à quelques centaines aujourd'hui (Sergeant, 1966; Allen, 1970; Mitchell, 1974).

9.2.5. Collisions et prises accidentelles

Environ 25 p. 100 des rorquals bleus observés dans le golfe du Saint-Laurent (n=351) présentent des blessures ou cicatrices attribuables à des contacts avec des bateaux (Richard Sears, communication personnelle). Il n'existe aucune évaluation du taux de mortalité associé à ces collisions. En mars 1998, un jeune mâle a été tué lors d'une collision avec un navire marchand au large du Rhode Island (Waring *et al.*, 1999). Compte tenu de la taille réduite de la population et considérant l'ampleur du trafic maritime partout le long de la côte est du Canada, où se concentrent les rorquals bleus, et particulièrement dans le Saint-Laurent, les collisions avec les bateaux pourraient représenter un facteur limitant important.

L'importance des prises accidentelles de rorquals bleus dans les filets de pêche n'est pas connu dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent. On rapporte une mortalité de rorqual bleu par enchevêtrement dans un filet dans le golfe du Saint-Laurent (en août 1995; Richard Sears, communication personnelle). Aucune mortalité de ce genre n'a été rapportée pour la zone d'étude. Un rorqual bleu traînant une bouée de pêche a été aperçu au large de Tadoussac en 1997 (GREMM, données non publiées).

9.2.6. Contaminants

Il n'existe aucune évaluation du risque pour les rorquals bleus de développer des problèmes de santé suite à l'exposition aux contaminants. Les teneurs en contaminants organochlorés et en métaux lourds rapportées chez la plupart des mysticètes ne semblent pas suffisamment élevées pour avoir des effets toxiques, du moins chez les adultes (O'shea et Brownell, 1994). La susceptibilité des mammifères aux différents contaminants semble maximale pendant la période périnatale (Colburn *et al.*, 1993; Colburn et Smolen, 1996). Or, les nouveaux-nés peuvent être exposés à des concentrations relativement importantes pendant l'allaitement. Aguilar et Borrell (1994) ont estimé que les rorquals communs peuvent transmettre jusqu'à 1 g de BPC et 1,5 g de DDT à leur premier veau. Un transfert comparable pourrait survenir chez les rorquals bleus. Les seuils critiques ne sont toutefois pas connus.

9.2.7. Dérangement

Bien qu'il n'existe présentement aucune évaluation de l'impact des activités d'observation en mer sur le Rorqual bleu, des observations effectuées sur les rorquals communs suggèrent que la présence de bateaux peut entraîner des modifications du comportement de plongée et du comportement alimentaire (Michaud et Giard, 1998; voir l'item 9.2.7. de la section sur le Rorqual commun). Ces observations montrent que la proportion du temps passé en excursion de fond avait tendance à diminuer avec l'augmentation du nombre de bateaux présents à proximité de l'animal suivi. Ceci peut se traduire par une diminution du temps disponible pour capturer les proies et affecter l'efficacité énergétique. Il n'est pas possible d'établir si les rorquals bleus réagissent de la même façon à la présence des bateaux.

9.2.8. Dégradation de l'habitat

Bien que certaines régions du golfe et de l'estuaire du Saint-Laurent aient été perturbées par la pollution acoustique ou chimique, les données disponibles ne permettent pas de décrire ou de quantifier l'impact de ces sources de perturbation sur la population de Rorqual bleu (Reeves *et al.*, 1998).

Une diminution de la biomasse d'euphausides suite à des conditions climatiques défavorables (i.e. un changement de la température des eaux) pourrait entraîner un abandon de la zone d'étude par les rorquals bleus, comme ce fût le cas pour la baie de Monterey, en Californie (Schoenherr, 1991). En raison de son régime alimentaire très spécialisé, des changements climatiques à long terme affectant la distribution et/ou l'abondance de ses proies, pourraient avoir un effet considérable sur le Rorqual bleu.

9.3. ENJEUX

Le principal enjeu relatif au Rorqual bleu concerne les activités d'observation en mer (Tableau 4). Le défi consiste à maintenir cette importante activité récréotouristique tout en minimisant les impacts potentiellement néfastes sur les rorquals bleus et leur population. La préoccupation majeure demeure la hausse de la circulation maritime liée aux bateaux d'observation qui pourrait entraîner un nombre accru de collisions avec les rorquals bleus. Cette problématique a d'ailleurs conduit le parc marin du Saguenay—Saint-Laurent à mener une vaste consultation publique sur la question et à initier une série de démarches ayant entre autres comme objectifs la protection de la ressource et l'amélioration de « l'offre de services » et de « l'expérience du visiteur ».

Les enjeux associés à la pollution sonore, aux prises accidentelles dans les engins de pêche et à la contamination de l'espèce par les substances chimiques via la chaîne alimentaire ne peuvent être définis en raison des importantes lacunes dans nos connaissances.

Tableau 4
Enjeux relatifs à la problématique du Rorqual bleu dans la zone d'étude.

<i>Problème</i>	<i>Type d'enjeu</i>	<i>Description de l'enjeu</i>
Impacts potentiels des activités d'observation en mer (AOM)	• Pour l'espèce	La hausse du trafic maritime associé aux AOM pourrait entraîner une hausse des collisions mortelles de rorquals bleus dans la zone d'étude.

RÉFÉRENCES

- Aguilar, A. et A. Borrell. 1994. Reproductive transfer and variation of body load of organochlorine pollutants with age in fin whales (*Balaenoptera physalus*). Arch. Environ. Contam. Toxicol. 27 : 546-554.
- Allen, K.R. 1970. Analysis of the stock-recruitment relation in antarctic fin whales (*Balaenoptera physalus*). J. Cons. Int. Explor. Mer. 164 : 133-137.
- Anonyme. 1990. Denmark progress report on cetacean research, June 1988 to May 1989. Part 1. Greenland and Denmark. Rep. Int. Whal. Commn. 40 : 190-192.
- Beaulieu, M. 1992. Listes des espèces de la faune vertébrée susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec. 107 p.
- Béland, P., S. De Guise et R. Plante. 1992. Toxicologie et pathologie des mammifères marins du Saint-Laurent. Rapport final présenté au Fonds pour la toxicologie faunique du Fonds mondial pour la nature (Toronto, Canada) par INESL, Montréal, Québec. 99 p.
- Bérubé, M., R. Sears, M. Williamson et J. Papineau. 1991. Étude de la distribution et de l'abondance des mammifères marins dans le golfe du Saint-Laurent entre les années 1983 et 1988. Station de recherche des Îles de Mingan Inc (MICS) pour le service de recherche et aménagement du territoire, Vice-présidence Environnement, Hydro-Québec. 43 p. + annexes.
- Bonner, N. 1993. Whales of the World. Blandford, London.
- Campbell, R.R. 1998. Rare and endangered fishes and marine mammals of Canada : COSEWIC fish and marine mammal subcommittee status reports : XII. Can. Field-Nat. 112 : 94-97.
- Clapham, P.J., R.L. Brownell Jr. 1996. The potential for interspecific competition in baleen whales. Rep. Int. Whal. Commn. 46 : 361-367.
- Clark, C.W. 1994. Blue deep voice : insights from the Navy's Whale'93 program. Whalewatcher 28 : 6-11.
- Clark, C.W. 1995. Application of U.S. Navy underwater hydrophone arrays for scientific research on whales. Rep. Int. Whal. Commn. 45 : 210-212.
- Colburn, T. et M.J. Smolen. 1996. Epidemiological analysis of persistent organochlorine contaminants in cetaceans. Rev. Environ. Contam. Toxicol. 146 : 91-171.
- Colburn, T., F.S. vom Saal et A.M. Soto. 1993. Developmental effects of endocrine-disrupting chemicals in wildlife and humans. Environ. Health Perspect. 101 : 378-384.
- Edds, P.L. et J.A.F. MacFarlane. 1987. Occurrence and general behavior of balaenopterid cetaceans summering in the St. Lawrence Estuary, Canada. Can. J. Zool. 65 : 1363-1376.
- Fontaine, P.-H. 1998. Les baleines de l'Atlantique Nord : biologie et écologie. Éditions MultiMondes, Sainte-Foy, Québec.

- Gagnon, G.J. et C.W. Clark. 1993. The use of U.S. Navy IUSS passive sonar to monitor the movement of blue whales. The society for marine mammalogy, Tenth biennial conference on the biology of marine mammals. Galveston, Texas.
- Gauthier, J.M., C.D. Metcalfe et R. Sears. 1997. Chlorinated organic contaminants in blubber biopsies from Northwestern Atlantic balaenopterid whales summering in the Gulf of St. Lawrence. *Mar. Environ. Res.* 44 : 201-223.
- Hammond, P.S., R. Sears et M. Bérubé. 1990. A note on problems in estimating the number of blue whales in the Gulf of St. Lawrence from photo-identification data. *Rep. Int. Whal. Commn. Special issue* 12 : 141-142.
- Hays, R., L.N. Measures et J. Huot. 1998. Euphausiids as intermediate hosts of *Anisakis simplex* in the St. Lawrence estuary. *Can. J. Zool.* 76 : 1226-1235.
- Jonsgård, Å. 1955. The stocks of blue whales (*Balaenoptera musculus*) in the northern Atlantic Ocean and adjacent arctic waters. *Norsk. Hvalfangst.-Tid.* 44 : 505-519.
- Katona, S.K., V. Rough et D.T. Richardson. 1993. A field guide to whales, porpoises, and seals from Cape Cod to Newfoundland. Smithsonian Institution Press, Washington.
- Kawamura, A. 1980. A review of food of balaenopterid whales. *Sci. Rep. Whales Res. Inst.* 32 : 155-197.
- Kawamura, A. 1994. A review on the feeding condition of southern baleen whale. *Rep. Int. Whal. Commn.* 41 : 261-272.
- Kellog, R. 1929. What is known of the migrations of some of the whalebone whales. *Annual Report of the Smithsonian Institute* 1928 : 467-494.
- Kingsley, M.C.S. et R.R. Reeves. 1998. Aerial surveys of cetaceans in the Gulf of St. Lawrence in 1995 and 1996. *Can. J. Zool.* 76 : 1529-1550.
- Lagerquist, B.A., K.M. Stafford et B.R. Mate. 1995. Dive habits of satellite-monitored blue whales, *Balaenoptera musculus*, off the central California coast. Orlando, Florida.
- Lambertson, R.H. 1983. Internal mechanism of rorqual feeding. *J. Mammal.* 64 : 76-88.
- Lien, J. et R. Seton. 1991. A study of blue whale ice entrapments on the southwest coast of Newfoundland and an action plan to prevent them. Unpublished manuscript, Whale Research Group, Biopsychology Program, Memorial University of Newfoundland. 13 p.
- Lynas, E.M. et J.P. Sylvestre. 1988. Feeding techniques and foraging strategies of minke whales (*Balaenoptera acutorostrata*) in the St. Lawrence River Estuary. *Aquatic Mammals* 14 : 21-32.
- Mansfield, A.W. 1985. Status of the blue whale, *Balaenoptera musculus*, in Canada. *Can. Field-Nat.* 99 : 417-420.
- Measures, L. 1998. Maladies des mammifères marins au Québec. Programme scientifique Saint-Laurent Vision 2000 présenté dans le cadre du 66^e congrès de l'ACFAS. Université Laval, Québec. 11 au 15 mai 1998.
- Measures, L.N. 1992. *Bolbosoma turbinella* (Acanthocephala) in a blue whale, *Balaenoptera musculus* stranded in the St. Lawrence Estuary, Quebec. *J. Helminthol. Soc. Wash.* 59 : 206-211.

- Measures, L.N. 1993. Annotated list of metazoan parasites reported from the blue whale, *Balaenoptera musculus*. J. Helminthol. Soc. Wash. 60 : 62-66.
- Michaud, R., C. Bédard, M. Mingelbier et M.-C. Gilbert. 1997. Les activités d'observation en mer des cétacés dans l'estuaire du Saint-Laurent, 1985-1996 : une étude de la répartition spatiale des activités et des facteurs favorisant la concentration des bateaux sur les sites d'observation. Rapport final présenté à Parcs Canada par le GREMM, Tadoussac, Québec : 17 p. + annexes.
- Michaud, R. et J. Giard. 1998. Les rorquals communs et les activités d'observation en mer dans l'estuaire du Saint-Laurent entre 1994 et 1996 : 2. Évaluation de l'impact des activités d'observation en mer sur le comportement des rorquals communs. Rapport final, GREMM, Tadoussac, Québec. 24 p.
- Mitchell, E. 1974. Present status of Northwest Atlantic fin and other whale stocks. p. 108-169, Dans : W. E. Schevill (éd.). The whale problem : A status report. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts. 419 p.
- O'shea, T.J. et R.L. Brownell. 1994. Organochlorine and metal contaminants in baleen whales : a review and evaluation of conservation implications. Sci. Total Environ. 154 : 179-200.
- Reeves, R.R., P.J. Clapham, R.L. Brownell, Jr. et G.K. Silber. 1998. Recovery plan for the blue whale (*Balaenoptera musculus*). National Marine Fisheries Service.
- Reeves, R.R. et E. Mitchell. 1988. Les cétacés du Canada. Le monde sous-marin. Ministère des Pêches et des Océans. 30 p.
- Rivers, J.A. 1997. Blue whale, *Balaenoptera musculus*, vocalizations from the waters off central California. Mar. Mammal Sci. 13 : 186-195.
- Runge, J.A. et P. Joly. 1998. Zooplankton biomass in the Lower St. Lawrence Estuary, 1994-1997. Working paper presented at the Fisheries Oceanography Committee Meeting, Halifax, 24-26 February 1998. 3 p.
- Schoenherr, J.R. 1991. Blue whales feeding on high concentrations of euphausiids around Monterey Submarine Canyon. Can. J. Zool. 69 : 583-594.
- Sears, R. 1981. Aerial survey of marine mammals along the Quebec lower North shore and its principal river estuaries. Mingan Island Cetacean Study (MICS).
- Sears, R. 1983. A glimpse of blue whales feeding in the Gulf of St. Lawrence. Whalewatcher 17 : 12-14.
- Sears, R., F.W. Wenzel et J.M. Williamson. 1987. The blue whale : a catalogue of individuals from the western North Atlantic (Gulf of St. Lawrence). Mingan Island Cetacean Study (MICS).
- Sears, R., J.M. Williamson, F.W. Wenzel, M. Bérubé, D. Gendron et P. Jones. 1990. Photographic identification of the blue whale (*Balaenoptera musculus*) in the Gulf of St. Lawrence, Canada. Rep. Int. Whal. Commn. Special Issue 12 : 335-342.
- Sergeant, D.E. 1966. Populations of large whale species in the western North Atlantic with special reference to the fin whale. Fish. Res. Bd. Canada. Arctic Biol. Sta. Circular N° 9.

- Sergeant, D.E. 1982. Some biological correlates of environmental conditions around Newfoundland during 1970-79 : harp seals, blue whales and fulmar petrels. NAFO Sci. Coun. Studies 5 : 107-110.
- Sigurjónsson, J. et T. Gunnlaughsson. 1990. Recent trends in abundance of blue, *Balaenoptera musculus*, and humpback whale, *Megaptera novaeangliae*, off west and southwest Iceland, with a note on occurrence of other cetacean species. Rep. Int. Whal. Commn. 40 : 537-551.
- Simard, Y., R. de Ladurantaye et J.C. Therriault. 1986. Aggregation of euphausiids along a coastal shelf in an upwelling environment. Mar. Ecol. Prog. Ser. 32 : 203-215.
- Simard, Y. et D. Lavoie. 1999. The rich krill aggregation of the Saguenay—St. Lawrence Marine Park : hydroacoustic and geostatistical biomass estimates, structure variability and significance for whales. J. can. sci. halieut. aquat. 56 : 1182-1197 .
- Tarply, C. 1979. Killer whale attack. National Geographic 155(4) : 542-545.
- Thompson, P.O., L.T. Findley, O. Vidal et W.C. Cummings. 1996. Underwater sounds of blue whales, *Balaenoptera musculus*, in the Gulf of California, Mexico. Mar. Mammal Sci. 12 : 288-293.
- Tinker, S.W. 1988. Whales of the world. Bess Press.
- Tyack, P.L. et C.W. Clark. 1997. Long range acoustic propagation of whale vocalisations. p. 32-40, Dans : M. Taborsky et B. Taborsky (éd.). Advances in Ethology. Blackwell Wissenschafts-Verlag GmbH, Allemagne.
- Waring, G.T., D.L. Palka, P.J. Clapham, S. Swartz, M. Rossman, T. Cole, K.D. Bisack et L.J. Hansen. 1999. U.S. Atlantic marine mammal stock assessments—1998. NOAA Technical Memorandum NMFS-NS-116 : 185 p.
- Wenzel, F., D.K. Mattila et P.J. Clapham. 1988. *Balaenoptera musculus* in the Gulf of Maine. Mar. Mammal Sci. 4 : 172-175.
- Yochem, P.K. et S. Leatherwood. 1985. Blue whale *Balaenoptera musculus* (Linnaeus, 1758). Dans : S. H. Ridgway et S. R. Harrison (éd.). Handbook of marine mammals. Volume 3 : The Sirenians and baleen whales. Academic Press Inc., London.

ANNEXE CARTOGRAPHIQUE

Carte 1. Répartition du Rorqual bleu dans la zone d'étude.

PHOQUE COMMUN (*Phoca vitulina concolor*)

RÉSUMÉ

Le Phoque commun est le seul pinnipède qui réside dans la zone d'étude pendant toute l'année. Les individus qui fréquentent la zone d'étude appartiennent à la population de l'ouest de l'Atlantique Nord qui se subdivise en petites colonies relativement isolées. La taille et la structure de cette population de même que sa tendance d'accroissement sont inconnues.

Plus d'une douzaine d'échoueries importantes ont été recensées dans la zone d'étude. Les plus grandes concentrations de phoques échoués à ces sites ont été observées dans la partie aval de l'estuaire moyen (île aux Fraises, battures aux Alouettes et de l'île Ronde) ainsi que dans l'estuaire maritime (secteur du Bic, Pointe Mitis et battures des Mille-Vaches). Peu d'informations sont disponibles sur le régime alimentaire du Phoque commun dans la zone d'étude. Le Capelan et le lançon semblent toutefois être ses principales proies.

Le Phoque commun compte parmi les mammifères marins les plus contaminés de l'estuaire. Il est susceptible de développer des déficiences immunitaires, ce qui le rendrait susceptible à des épizooties, et son potentiel reproducteur pourrait aussi être affecté. La chasse au Phoque commun n'est pas autorisée dans la zone d'étude ni ailleurs dans l'est du Canada. Cette espèce est toutefois la cible d'une petite industrie d'observation en mer. Historiquement dans l'estuaire, des échoueries ont été abandonnées par le Phoque commun à la suite de diverses activités anthropiques.

TABLE DES MATIÈRES

	Page
Résumé.....	i
Liste des tableaux	iv
1. Valeur particulière de l'espèce.....	1
2. Identification de la population	1
3. Biologie générale de l'espèce.....	1
3.1. Morphologie et taille.....	1
3.2. Reproduction	1
3.3. Longévité	2
3.4. Alimentation.....	2
3.5. Plongée et comportement alimentaire	3
3.6. Structure sociale	4
4. Habitat.....	4
5. Fréquentation et utilisation de la zone d'étude.....	4
6. État de la population.....	6
6.1. Statut	6
6.2. Taille, structure et tendance d'accroissement de la population	6
6.3. Condition des individus	7
6.3.1. Contaminants	7
6.3.2. Agents pathogènes	7
6.3.3. Pathologie	9
7. Exploitation par l'homme	9
8. Mesures de protection	9
9. Problématique et enjeux.....	10
9.1. Lacunes dans les connaissances	10
9.2. Problématique.....	10
9.2.1. Prédation.....	13
9.2.2. Compétition pour la ressource.....	13
9.2.3. Variabilité génétique.....	13
9.2.4. Chasse et autres prélèvements.....	13

Page

9.2.5. Collisions et prises accidentelles	14
9.2.6. Contaminants	14
9.2.7. Dérangements	14
9.2.8. Événements catastrophiques	15
9.3 Enjeux	15
Références.....	17
Annexe cartographique	21

LISTE DES TABLEAUX

	Page
Tableau 1. Paramètres liés à la reproduction chez le Phoque commun de l'Atlantique Nord.....	2
Tableau 2. Proies retrouvées dans les estomacs de phoques communs.....	3
Tableau 3. Principaux sites d'échouerie de phoques communs dans la zone d'étude	5
Tableau 4. Estimation du nombre de phoques communs dans différents secteurs de l'Atlantique du Nord-Ouest	6
Tableau 5. Concentrations moyennes en BPC, DDT totaux et autres organochlorés dans le gras sous-cutané des phoques communs, phoques gris et phoques du Groenland de l'estuaire du Saint-Laurent	8
Tableau 6. Évaluation sommaire de l'état des connaissances sur le Phoque commun dans le contexte de l'établissement d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude.....	11
Tableau 7. Évaluation sommaire de la problématique du Phoque commun dans le contexte de l'établissement d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude	12
Tableau 8. Enjeux relatifs à la problématique du Phoque commun dans la zone d'étude.	16

1. VALEUR PARTICULIÈRE DE L'ESPÈCE

Le Phoque commun de l'Atlantique Nord appartient à la sous-espèce *Phoca vitulina concolor*. Il s'agit du seul pinnipède qui réside à l'année dans l'estuaire du Saint-Laurent. Il représente un attrait touristique grandissant dans la zone d'étude. De plus, tout comme le Béluga, sa position dans la chaîne alimentaire, sa longévité et sa sédentarité font de cet animal un indicateur important de l'état de santé du Saint-Laurent.

2. IDENTIFICATION DE LA POPULATION

Le Phoque commun est un résident annuel de la zone d'étude. Il s'agit d'une espèce en général non migratrice qui forme des colonies plus ou moins discontinues parfois considérées comme des populations (Boulva et McLaren, 1979). On ne connaît pas le degré d'isolement génétique entre ces colonies. Lesage *et al.* (1995b) ont récemment documenté des déplacements entre l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent. Certains auteurs considèrent que les phoques communs de l'Atlantique du Nord-Ouest qui se retrouvent aussi loin que l'île Ellesmere au nord et le New Hampshire (et occasionnellement en Floride; Reeves *et al.*, 1992; Katona *et al.*, 1993) vers le sud, pourraient appartenir à la même population (P.M. Payne, comm. pers. dans Waring *et al.*, 1997).

3. BIOLOGIE GÉNÉRALE DE L'ESPÈCE

3.1. MORPHOLOGIE ET TAILLE

Le Phoque commun se distingue des autres phoques par sa petite tête ronde, son nez légèrement retroussé et les taches blanches sur son corps. Hors de l'eau, il se tient sur le côté, la tête dressée et les nageoires pelviennes relevées et serrées ensemble (Katona *et al.*, 1993).

Il est le plus petit des phoques qui fréquentent le Saint-Laurent. Le jeune, à la naissance, mesure de 70 cm à 80 cm et pèse 10 kg (McLaren, 1993). À l'âge adulte, il atteint une taille moyenne de 1,5 m et un poids d'environ 100 kg (Bigg, 1981). Des tailles atteignant 1,9 m ont déjà été observées (Boulva, 1971). Les mâles sont légèrement plus gros que les femelles (McLaren, 1993).

3.2. REPRODUCTION

La maturité sexuelle est atteinte vers l'âge de trois à six ans chez la femelle et aux alentours de cinq à six ans chez le mâle (McLaren, 1993). Les principaux paramètres associés à la reproduction chez le Phoque commun sont présentés au Tableau 1.

Le cycle annuel de la population de l'Atlantique du Nord-Ouest peut être divisé en trois périodes :

- période de reproduction – accouplement et mise bas (mai à juillet);
- période de mue (juillet à mi-septembre);
- période d'alimentation relativement intensive (septembre à avril).

Tableau 1

Paramètres liés à la reproduction chez le Phoque commun de l'Atlantique Nord.

Maturité sexuelle	Entre 5 et 6 ans chez les mâles Entre 3 à 6 ans chez les femelles
Accouplement	Début mai jusqu'au début juillet
Période de gestation	Environ 11 mois (incluant un délai d'implantation de trois mois)
Mise bas	Fin mai début juillet
Période d'allaitement	Entre 19 et 30 jours

Sources : Boulva et McLaren, 1979; McLaren, 1993; Muelbert et Bowen, 1993.

L'accouplement a lieu dans l'eau (Krieber et Barrette, 1984) et suit immédiatement le sevrage, mais la croissance foetale ne commence que 1,5 à 3 mois plus tard (Fischer, 1954; Bigg, 1981). Contrairement aux autres phoques du Saint-Laurent, le jeune va à l'eau à peine quelques heures après sa naissance (Lawson et Renouf, 1985).

3.3. LONGÉVITÉ

Il semble que les phoques communs puissent vivre jusqu'à l'âge de 30 ans. L'âge maximal documenté est de 32 ans (Pitcher et Calkins, 1979).

3.4. ALIMENTATION

Le hareng, le calmar et les poissons plats représentent entre 40 et 60 p. 100 du régime alimentaire du Phoque commun de l'Est du Canada (Boulva et McLaren, 1979; Bowen et Harrison, 1996). Le Tableau 2 présente les principales proies identifiées dans les estomacs de phoques communs.

Les données disponibles sur les proies du Phoque commun de l'aire d'étude se limitent à cinq estomacs prélevés durant l'automne (Lavigueur *et al.*, 1993), au contenu stomacal de quelques individus obtenu par lavage ou régurgitation entre 1994 et 1997 et au contenu stomacal d'individus morts (Hammill *et al.*, 1998). L'examen de ces estomacs montre que le Capelan et le lançon sont les proies les plus importantes. L'Éperlan arc-en-ciel et le Hareng atlantique étaient des proies fréquentes alors que la Plie rouge, les sigouines, les lycodes et les chaboisseaux n'ont été qu'occasionnellement observés. La majorité des proies identifiées ailleurs dans l'Est du Canada se trouvent aussi dans l'aire d'étude. Une étude en cours permettra de mieux connaître le régime alimentaire de cette espèce dans la zone d'étude (Véronique Lesage, communication personnelle).

Tableau 2
Proies retrouvées dans les estomacs de phoques communs.

Secteur		Est du Canada	Baie de Fundy et Nouvelle- Écosse	Estuaire maritime
Saison lors des prélèvements		Biaisé en faveur de l'été et de l'automne	Mai à septembre	Automne
Espèces		Fréquence d'occurrence (%)		
Poissons				
• Hareng atlantique	<i>Clupea harengus</i>	24,2	19,8	-
• Poissons plats		14,1	3,9	-
• Gaspereau	<i>Alosa pseudoharengus</i>	6,8	1,5	-
• Merlu et merluches	<i>Merluccius</i> sp. et <i>Urophycis</i> sp.	6,0	4,4	-
	<i>Scomber scombrus</i>	3,7	2,7	-
• Maquereau bleu	<i>Osmerus mordax</i>	3,6	-	-
• Éperlan arc-en-ciel	<i>Ammodytes</i> sp.	2,9	-	40
• Lançon	<i>Mallotus villosus</i>	2,9	0,8	100
• Capelan	<i>Gadus</i> sp.	2,1	8,3	-
• Morue	<i>Sebastes marinus</i>	1,9	0,8	-
• Sébaste atlantique	<i>Melanogrammus aeglefinus</i>	1,8	0,4	-
• Aiglefin	<i>Pollachius virens</i>	1,1	7,9	-
• Goberge		4,6	14,1	-
• Autres poissons				
	<i>Illex illecebrosus</i>	20,6	17,0	-
Invertébrés				
• Calmar		2,2	1,0	-
• Crevettes		1,3	1,6	-
• Autres invertébrés				
Nombre de phoques examinés		279	250	5
Source		Boulva et McLaren, 1979	Bowen et Harrison, 1996	Lavigne et al., 1993

3.5. PLONGÉE ET COMPORTEMENT ALIMENTAIRE

Dans l'estuaire du Saint-Laurent, l'activité des phoques communs est généralement confinée à des profondeurs de moins de 30-40 m (V. Lesage, communication personnelle). Toutefois cette espèce peut atteindre des profondeurs de plus de 500 m (Schreer et Kovacs, 1997). Les profils de plongée près de la surface sont très variés. Par contre, les plongées profondes adoptent typiquement la forme de « U » (Tollit *et al.*, 1998). Au cours de ces plongées, les animaux atteignent et longent le fond avec des vitesses de déplacement variées (Lesage *et al.*, 1998). La plupart de ces plongées sont vraisemblablement associées à la quête de nourriture.

Chez d'autres populations étudiées avec les mêmes méthodes, on a déterminé que la quête alimentaire s'effectue habituellement à moins de 30 à 50 km de l'échouerie (Stewart *et al.*,

1989; Tollit *et al.*, 1998). L'analyse d'une série de suivis télémétriques devrait fournir des informations plus détaillées sur le comportement de plongée et la quête de nourriture chez le Phoque commun de l'estuaire (Véronique Lesage, communication personnelle).

3.6. STRUCTURE SOCIALE

Les phoques communs sont généralement très grégaires sur terre. Dans l'eau, ils semblent plutôt solitaires. Bien qu'une forme de ségrégation des sexes ait été observée sur les échoueries, les animaux des deux sexes et de tout âge cohabitent tout au long de l'année. Il ne semble pas y avoir chez les phoques communs une structure sociale très hiérarchisée (Bigg, 1981; Olesiuk, 1999).

4. HABITAT

Les phoques communs habitent les eaux tempérées et sub-arctiques de l'hémisphère Nord. Ils fréquentent essentiellement les régions côtières où les îles et récifs sont abondants, mais s'aventurent de temps à autre au large (Bigg, 1981). Ils sont généralement observés en colonies habitant des petites baies, îlots et récifs (Boulva et McLaren, 1979).

La fréquence et la durée des excursions en milieu aquatique semblent varier selon l'âge, le sexe et la saison en fonction des différentes activités (reproduction, alimentation, mue, etc.). En hiver, les phoques communs sont principalement observés dans les zones libres de glace (Boulva et McLaren, 1979). Dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent, ils s'échouent régulièrement sur la banquise et hivernent dans des secteurs où le couvert de glace peut être très important (Mike Hammill, communication personnelle).

Le long des côtes, les phoques communs utilisent des rochers dispersés dans la zone intertidale, des barres sableuses ainsi que des îlots et presqu'îles comme sites d'échouerie. Ces sites peuvent être utilisés aussi bien en période de reproduction qu'à d'autres moments durant l'année. Le choix des sites d'échouerie est fonction du type de substrat, de la hauteur des marées, de la saison, des conditions météorologiques et de la topographie (Boulva et McLaren, 1979; Watts, 1992; Lesage *et al.*, 1995a; 1995b; Grellier *et al.*, 1996). Les activités humaines et autres sources de dérangement influenceraient également le choix des sites d'échouerie (Mike Hammill, communication personnelle).

5. FRÉQUENTATION ET UTILISATION DE LA ZONE D'ÉTUDE

Le Phoque commun est considéré comme résident annuel dans la zone d'étude (Boulva et McLaren, 1979). Il est observé régulièrement de Saint-Jean-Port-Joli, dans l'estuaire moyen, jusqu'à Ragueneau et Métis-sur-Mer dans l'estuaire maritime et jusqu'à Saint-Basile-de-Tableau dans la rivière Saguenay (Lesage *et al.*, 1995a). Une douzaine d'échoueries importantes ont été identifiées dans la zone d'étude au cours des dernières années (Tableau 3). Sept d'entre elles se retrouvent dans l'estuaire maritime : deux sur la Côte-Nord et cinq le long de la rive sud. Quatre autres se retrouvent dans l'estuaire moyen et une seule dans la rivière Saguenay, à l'est du Cap Trinité, sur la rive nord. Le nombre total d'échoueries répertoriées dans la zone d'étude lors des inventaires réalisés depuis 1992 est d'environ 55 (Carte 1).

Tableau 3
Principaux sites d'échouerie de phoques communs dans la zone d'étude.

<i>Estuaire maritime</i>	<i>Estuaire moyen</i>
Rive nord • baie des Mille-Vaches • Saint-Paul-du-Nord	• batture aux Alouettes • île Blanche • batture de l'île Ronde (île Verte) • île aux Fraises
Rive Sud • îles du Bic et Bicquette • récifs du Sud-Est (île du Bic) • récifs de la pointe Mitis • batture de Tobin (île aux Basques)	Fjord du Saguenay • cap Éternité (rive nord)

Sources : Lavigueur *et al.*, 1993; Lesage *et al.*, 1995a; Mike Hammill, communication personnelle.

La partie aval de l'estuaire moyen abrite deux des plus importantes échoueries, celles de la batture aux Alouettes et de l'île Blanche. C'est aussi autour de ces deux échoueries que les plus grands nombres de nouveau-nés ont été observés à la fin de l'été (Lavigueur *et al.*, 1993). Les plus importantes échoueries de l'estuaire maritime sont situées dans le secteur du Bic (îles Bicquette et du Bic, récifs adjacents et cap à l'Original) et à Pointe Mitis sur la rive sud ainsi que sur les battures des Mille-Vaches sur la rive nord (**Carte 1**).

On a peu d'information sur les activités des phoques communs autour des échoueries et sur leur fidélité à ces échoueries. Les suivis télémétriques effectués depuis le début des années 1990 devraient fournir de précieuses informations sur les excursions en mer et sur l'utilisation des échoueries (Véronique Lesage, communication personnelle).

Il y a également peu d'information sur la distribution et les habitudes des phoques communs durant l'hiver. Ils occupent vraisemblablement la région comprise entre l'île Blanche et Métis-sur-Mer (Mike Hammill, communication personnelle). Un jeune mâle capturé à Métis au mois de novembre a été suivi (télémétrie satellite) jusque dans la baie des Chaleurs avant de revenir à Métis au mois de mars : un trajet de plus de 1 000 km (Lesage *et al.*, 1995b). Un second mâle, capturé au même moment à l'île du Bic, est demeuré dans un rayon de 80 km du site de capture pendant tout l'hiver. La poursuite de cette étude de marquage devrait permettre d'élucider quelques questions importantes relativement aux mouvements et aux habitudes saisonnières de fréquentation des phoques (Véronique Lesage, communication personnelle).

6. ÉTAT DE LA POPULATION

6.1. STATUT

En raison du manque d'informations sur la population, le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a attribué un statut indéterminé au Phoque commun de l'Atlantique et de l'Arctique (COSEPAC, 1999). D'autre part, le Phoque commun du Pacifique a

été désigné non en péril en avril 1999 et le Phoque commun des lacs des Loups Marins, dans le nord du Québec, est considéré vulnérable depuis 1996.

6.2. TAILLE, STRUCTURE ET TENDANCE D'ACCROISSEMENT DE LA POPULATION

La seule évaluation de la taille et de la tendance d'accroissement des populations de phoques communs dans l'Est du Canada date de vingt ans (Boulva et McLaren, 1979). Elle suggérait que l'ensemble des colonies comptait environ 13 000 individus et ce nombre était en décroissance suivant un taux annuel d'environ 4 p. 100 (Tableau 4). Ces données proviennent de la compilation de questionnaires et ne constituent pas un recensement exhaustif.

Tableau 4

Estimation du nombre de phoques communs dans différents secteurs de l'Atlantique du Nord-Ouest.

Secteur	Année	Estimé	Taux de croissance	Source
Est du Canada	1970	12 700	- 4 p. 100	Boulva et McLaren, 1979
Baie de Fundy	1992	3 600	-	Stobo et Fowler, 1994
Côte du Maine	1997	30 990	+ 4,2 p. 100	Waring <i>et al.</i> , 1999

Une série d'inventaires des échoueries le long de la côte du Maine effectués entre 1981 et 1997 y estime la population actuelle à environ 30 000 individus et un taux de croissance annuelle à 4,2 p. 100 depuis 1981 et à 1,8 p. 100 depuis 1993 (Tableau 4; Waring *et al.*, 1999).

Le nombre de phoques communs dans l'estuaire du Saint-Laurent durant les années 1970 a été estimé, à l'aide de questionnaires et d'entrevues, à environ 710 individus (Boulva et McLaren, 1979). Quatre recensements aériens des principaux sites d'échouerie de la zone d'étude effectués entre 1994 et 1997 y ont dénombré entre 389 et 631 phoques communs (Lesage *et al.*, 1995a; Véronique Lesage, communication personnelle). Ces nombres sous-estiment le nombre réel de phoques communs puisqu'aucun facteur de correction n'a été utilisé pour tenir compte des animaux en plongée. Pour l'instant, dans l'état actuel des connaissances, il s'avère hasardeux de discuter de tendance de la taille de la population dans la zone d'étude.

6.3. CONDITION DES INDIVIDUS

6.3.1. Contaminants

Le Phoque commun est l'une des espèces de mammifères marins les plus contaminées de l'estuaire (Béland *et al.*, 1992; Bernt, 1998). Chez les mâles, les concentrations en BPC sont jusqu'à 10 fois plus élevées que chez le Phoque gris ou le Phoque du Groenland qui fréquentent aussi l'estuaire (Tableau 5). Chez les femelles, les concentrations en BPC sont environ deux fois plus élevées que chez les deux autres espèces de phoques (Bernt, 1998). La même tendance est observée pour tous les composés organochlorés examinés. Les différences observées entre les trois espèces de phoques de l'estuaire sont corrélées avec la durée de leur séjour dans l'estuaire (Béland *et al.*, 1992). Elles pourraient aussi être liées à leur régime alimentaire respectif mais les données disponibles ne permettent pas de le vérifier.

Les concentrations de BPC mesurées par Bernt (1998) chez le Phoque commun sont une fois et demie à deux fois inférieures à celles mesurées chez le Béluga du Saint-Laurent. Cette différence peut être en partie attribuable à l'âge plus grand des bélugas échantillonnés. Selon Bernt (1998), il est possible que les phoques communs, surtout les mâles, soient plus contaminés que les bélugas du même âge. Ces comparaisons doivent toutefois être interprétées avec prudence puisque les congénères analysés ne sont pas tous les mêmes d'une étude à l'autre. De plus, dans le cas du Béluga, les analyses proviennent d'échantillons prélevés sur des animaux échoués alors que pour le Phoque commun, les échantillons proviennent de biopsies ou d'animaux tués par la chasse. Une analyse comparative des niveaux de contaminants organochlorés chez des bélugas morts et vivants est en cours et devrait permettre d'éclaircir cette question (Robert Michaud, communication personnelle).

D'autre part, les teneurs en mercure et cadmium mesurées chez les phoques communs échoués sur les rives de l'estuaire semblent plutôt variables et comparables ou inférieures à celles mesurées chez d'autres espèces de cétacés ou pinnipèdes de l'hémisphère Nord (Béland *et al.*, 1992). Aucune mesure n'a encore été effectuée chez des animaux prélevés par la chasse (Charles Gobeil, communication personnelle).

6.3.2. Agents pathogènes

Le Phoque commun de la zone d'étude est porteur du ver du phoque, *Pseudoterranova decipiens* (Lena Measures, données non publiées). Ce ver est un parasite commun chez cette espèce (Anderson, 1992) et il ne lui cause généralement pas de problèmes de santé (Measures, 1998).

Deux espèces de nématodes pulmonaires ont été trouvées chez le Phoque commun du Saint-Laurent : *Otostrongylus circumlitus* (chez un spécimen sur un total de 17 examinés) et *Filaroides (Parafilaroides) gymnurus* (chez 4 spécimens sur un total de 15 examinés) (Gosselin *et al.*, 1998). Le ver de coeur, *Acanthocheilonema spirocauda*, a également été retrouvé chez 2 des 18 phoques communs du Saint-Laurent examinés (Measures *et al.*, 1997). Ces parasites ne semblaient pas affecter la condition physique des phoques.

Tableau 5

Concentrations moyennes ($\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$) en BPC, DDT totaux et autres organochlorés dans le gras sous-cutané des phoques communs, phoques gris et phoques du Groenland de l'estuaire du Saint-Laurent (1989-1996)

<i>n</i>	<i>Phoque commun (résident)</i> (1994-96)		<i>Phoque gris (visiteur)</i> (1994-96)		<i>Phoque du Groenland (visiteur)</i> (1989) ^a	
	<i>Femelle</i> 10	<i>Mâle</i> 5	<i>Femelle</i> 6	<i>Mâle</i> 8	<i>Femelle</i> 9	<i>Mâle</i> 1
Âge moyen	7,6 ± 2,0	9,4 ± 3,4	7,6 ± 7,3	4,2 ± 2,7	16,3 ± 5,6	1
ΣBPC	14 441 ± 3 932 ^b	53 897 ± 25 320 ^b	6 560 ± 5 875 ^b	5 587 ± 5 230 ^b	1 770 ± 991 ^b	1 996 ^c
ΣDDT ^d	3 484 ± 1 005	7 060 ± 4 190	1 705 ± 829	2 233 ± 1 681	731 ± 383	1 295
Autres OC	1 199 ± 349 ^e	2 687 ± 1 558 ^e	489 ± 226 ^e	469 ± 267 ^e	753 ± 213 ^f	1 165 ^f

Sources : Beck *et al.*, 1994; Bernt, 1998.

Les données sont exprimées en $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ (moyenne ± déviation standard).

a Beck *et al.*, 1994.

b somme de 15 congénères.

c somme de 29 congénères.

d ΣDDT = p,p' -DDT + p,p' -DDE.

e Autres organochlorés (OC) = ΣHCH + HCB + ΣCHLOR.

f Autres organochlorés (OC) = ΣHCH + HCB + *trans*-nonachlor et heptachlor époxide.

L'examen des parasites retrouvés chez les phoques du Saint-Laurent se poursuit actuellement dans le cadre des activités de recherche de Pêches et Océans Canada (Lena Measures, communication personnelle). Certaines de ces études suggèrent que des agents pathogènes pourraient être transmis aux phoques via des activités humaines, soit par le rejet des eaux usées municipales, par le ruissellement des terres agricoles ou encore par la navigation commerciale (Lena Measures, communication personnelle). Des analyses sérologiques ont montré que les mammifères marins du Saint-Laurent sont exposés au morbillivirus du phoque (qui a tué plus de 17 000 phoques en Europe en 1988-1989), à *Brucella* et *Leptospira* spp. (qui peuvent provoquer l'avortement et une maladie grave) et à *Mycoplasma phocacerebrale* (qui peut provoquer une maladie pulmonaire chez les phoques) (Measures, 1998).

En 1980, plus de 350 phoques communs ont été trouvés morts sur les plages de Cape Cod dans le Massachusetts, des suites d'une épidémie d'influenza (Geraci *et al.*, 1981).

6.3.3 Pathologie

Huit phoques communs retrouvés morts dans la zone d'étude ont été examinés pour des pathologies (Béland *et al.*, 1992). Cinq de ces phoques étaient morts de causes naturelles : l'un d'eux avait des parasites de coeur, deux présentaient un parasitisme sévère du système digestif et deux autres avaient des broncho-pneumonies. Des études plus approfondies ont été recommandées afin de déterminer les pathologies chez cette espèce fortement contaminée (Béland *et al.*, 1992).

7. EXPLOITATION PAR L'HOMME

La chasse au Phoque commun est interdite dans les eaux canadiennes depuis 1976. Cette espèce est de plus en plus populaire auprès des excursionnistes visitant la zone d'étude. Certaines des échoueries répertoriées dans la zone d'étude, particulièrement celle de l'île du Bic, attirent de plus en plus de visiteurs. Une petite industrie d'observation s'y développe depuis le début des années 1990.

8. MESURES DE PROTECTION

Depuis 1976, la chasse aux phoques communs est interdite dans les eaux canadiennes en vertu de la *Loi sur les pêches* du gouvernement fédéral. De plus, un nouveau règlement (DORS93-56) adopté en 1993 en vertu de cette *Loi sur les pêches* stipule qu'il est interdit d'importuner les mammifères marins. Enfin, le Phoque commun n'apparaît pas sur la liste de la Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (CITES).

La conservation, la gestion et la recherche en ce qui a trait aux mammifères marins, comme pour toutes les espèces marines dans les eaux canadiennes d'ailleurs, sont la responsabilité du ministère des Pêches et des Océans en vertu de la *Loi sur les pêches*. La protection des mammifères marins et plus spécifiquement la protection de leur habitat relèvent de plusieurs paliers de gouvernement et de plusieurs lois et règlements (voir l'introduction du Chapitre 5). Entre autres, la création récente du parc marin du Saguenay—Saint-Laurent permet d'envisager plusieurs possibilités pour rehausser le niveau de protection offert aux mammifères

marins et à leurs habitats. La nouvelle *Loi sur les Océans*, adoptée en janvier 1997, contient également plusieurs mécanismes qui permettraient de rehausser le niveau de protection.

9. PROBLÉMATIQUE ET ENJEUX

9.1. LACUNES DANS LES CONNAISSANCES

Dans l'ensemble, il n'existe que peu d'informations sur les phoques communs de l'estuaire du Saint-Laurent et de la zone d'étude. Malgré les efforts récents pour dénombrer les phoques communs, il n'existe encore aucune estimation de la taille ni de la structure de population. Ces informations seraient particulièrement importantes pour établir une donnée de référence en vue d'un suivi à long terme de la population. Des données plus détaillées sur les paramètres vitaux liés à la reproduction seraient également utiles pour évaluer le potentiel d'accroissement de la population et pour mesurer les effets possibles des contaminants sur la population.

La distribution estivale du Phoque commun et la localisation des principaux sites d'échouerie sont bien connues dans la zone d'étude. On ne sait par contre rien sur le statut génétique et le degré d'échange entre les colonies répertoriées dans la zone d'étude. De telles informations sont nécessaires afin d'identifier les secteurs sensibles et évaluer les mesures requises pour assurer leur protection. Il n'existe jusqu'à présent que peu de données publiées sur le comportement et l'alimentation du Phoque commun dans l'estuaire : une série d'études en cours (Véronique Lesage, communication personnelle) devrait permettre de combler les lacunes dans nos connaissances sur ces sujets.

Face à la croissance récente des activités d'observation de phoques dans la zone d'étude, une évaluation détaillée du dérangement et des mesures de mitigation à mettre en place, le cas échéant, est nécessaire. Une telle étude a d'ailleurs été entreprise dans la région de Mitis (Mike Hammill, communication personnelle).

Le Tableau 6 présente une évaluation sommaire de l'état des connaissances sur les phoques communs de la zone d'étude. Cette évaluation a été faite en fonction des besoins de gestion et de conservation de cette espèce dans la zone d'étude. Les principales lacunes dans nos connaissances concernent :

- le régime alimentaire du Phoque commun dans la zone d'étude;
- la taille, la structure et la tendance d'accroissement de la population;
- l'effet des contaminants sur la reproduction et le système immunitaire;
- l'importance et les effets du dérangement lié aux activités en milieu côtier et au trafic maritime.

9.2. PROBLÉMATIQUE

Le Tableau 7 présente une évaluation sommaire de la problématique liée à la gestion et à la protection du Phoque commun de la zone d'étude.

Tableau 6

Évaluation sommaire de l'état des connaissances sur le Phoque commun dans le contexte de l'établissement d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude.

	<i>Amplement suffisantes</i>	<i>Suffisantes</i>	<i>Insuffisantes</i>	<i>Très insuffisantes</i>	<i>Inconnu</i>	<i>Remarques</i>
Identification de la population			✓			Des informations sur le statut génétique des colonies de l'estuaire aideraient à préciser la structure de la population.
Biologie générale						
Reproduction			✓			Les paramètres liés à la reproduction sont généralement bien connus mais pas spécifiquement pour le Saint-Laurent. Ils seraient utiles pour évaluer le potentiel d'accroissement de la population.
Alimentation			✓			Il y a peu de données sur le régime alimentaire du Phoque commun dans la zone d'étude. Une étude sur ce sujet est en cours.
Comportement			✓			Une importante étude utilisant la télémétrie VHF devrait fournir sous peu une somme considérable d'informations sur le comportement du phoque dans la zone d'étude.
Structure sociale		✓				
Habitat			✓			Les échoueries sont relativement bien connues mais il y a très peu d'informations sur les autres habitats exploités par le Phoque commun.
Fréquentation et utilisation de la zone d'étude		✓				
État de la population						
Taille et tendance d'accroissement				✓		Aucun estimé de la taille et de la tendance d'accroissement de la population n'est disponible.
Contamination		✓				
Agents pathogènes		✓				
Pathologie			✓			
Facteurs limitants				✓		On connaît très peu les effets à long terme de la contamination, tant au niveau individuel que de la population. Une évaluation détaillée de l'impact du dérangement et de la compétition aux sites d'échouerie serait nécessaire.
Usage par l'homme			✓			Le nombre de phoques communs abattus accidentellement par les chasseurs (mauvaise identification de l'espèce) n'est pas bien documenté.

Tableau 7

Évaluation sommaire de la problématique du Phoque commun dans le contexte de l'établissement d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude.

	<i>Très problématique</i>	<i>Problématique</i>	<i>Peu problématique</i>	<i>Non problématique</i>	<i>Inconnu</i>	<i>Remarques</i>
FACTEURS LIMITANTS						
Prédation					✓	
Compétition		✓				Advenant une croissance soutenue du troupeau de phoques gris, la compétition pour la nourriture et les sites de mise bas pourrait devenir limitante.
Variabilité génétique				✓		
Chasse et autres prélèvements					✓	
Collisions					✓	
Prises accidentelles					✓	L'ampleur des prises accidentelles est inconnue. Elles pourraient être ou devenir problématiques.
Agents pathogènes			✓			
Contaminants	✓					Les niveaux de contaminants mesurés chez les phoques communs sont suffisamment élevés pour soulever des inquiétudes quant à leur impact potentiel.
Dérangement	✓					Le développement côtier et les activités nautiques à proximité des échoueries, particulièrement pendant la période de mise bas, peuvent affecter les chances de survie des chiots.
Perte d'habitat	✓					Le développement côtier peut être en compétition avec des sites d'échouerie existant ou empêcher l'établissement de nouveaux sites.
ÉTAT DES CONNAISSANCES			✓			Les connaissances disponibles sont suffisantes pour assurer une gestion prudente de la population; il y a toutefois des lacunes importantes à combler.
MESURES DE PROTECTION		✓				La réglementation et les mesures de contrôle du dérangement sont largement insuffisantes.

9.2.1. Prédation

Il n'existe pas d'estimation du taux de mortalité pour le Phoque commun de l'estuaire. Plusieurs facteurs naturels sont susceptibles d'affecter la croissance des populations de phoques communs : ce sont notamment la prédation par les requins et les épaulards (Scheffer et Slipp, 1944; Boulva et McLaren, 1979; Stewart et Yochem, 1985; Baird et Dill, 1996), les tempêtes (Boness *et al.*, 1992) et évidemment les maladies (voir les items 6.3.2 et 6.3.3). L'information concernant l'importance relative de chacun de ces facteurs est limitée.

9.2.2. Compétition pour la ressource

La disponibilité des proies, comme le Capelan, pourrait représenter un facteur limitant important pour les colonies de phoques communs de la zone d'étude. L'augmentation des populations de pinnipèdes et autres espèces piscivores pourrait entraîner une compétition plus importante pour ces ressources. Il ne faut pas oublier que la disponibilité des proies joue un rôle non seulement sur les comportements d'alimentation mais également sur la dynamique de la population (Boyd *et al.*, 1994). On a d'ailleurs observé que lorsqu'il y a réduction de l'abondance des proies préférées, un changement dans le régime alimentaire des phoques pouvait entraîner de l'anémie (Thompson *et al.*, 1997).

Les travaux de Lavigueur *et al.* (1993) et de Lesage *et al.* (1995a) révèlent que les sites d'échouerie des phoques communs sont également occupés par les phoques gris. Aucune information n'est disponible sur les conséquences d'un tel partage des échoueries sur les individus ou la population.

9.2.3. Variabilité génétique

Aucune information n'est disponible sur le niveau de variabilité génétique des phoques communs de l'estuaire. Étant donné la petite taille des colonies et leur apparente discontinuité, le niveau de variabilité génétique pourrait s'avérer un facteur limitant. Les observations récentes de déplacement entre le golfe et l'estuaire (Lesage *et al.*, 1995b) suggèrent toutefois que des échanges sont possibles.

9.2.4. Chasse et autres prélèvements

Le facteur limitant le plus important dans l'histoire des phoques est sans aucun doute la chasse. On a estimé que la population de phoques communs a diminué à un taux annuel de 4 p. 100 entre les années 1940 et 1973 en raison, principalement, des primes offertes au cours de la période 1927–1975 (Malouf, 1986). Cette estimation ne provient toutefois pas de recensements systématiques et n'apparaît pas nécessairement fiable.

La chasse au Phoque commun est présentement interdite dans le Saint-Laurent. La chasse aux deux autres espèces (Phoque du Groenland et Phoque gris) est permise et est susceptible d'entraîner des mortalités accidentelles de phoques communs (Morisset, 1999). Ces prélèvements accidentels seraient rares dans la zone d'étude (Carol Fournier, agent des pêches, communication personnelle). Il y a peu de chances de confondre le Phoque commun avec le Phoque gris qui est plus gros ou avec le Phoque du Groenland qui se tient habituellement en bandes dans des habitats différents (Mike Hammill, communication

personnelle). Une plus grande sensibilisation des chasseurs de phoques à la situation précaire du Phoque commun pourrait aider à prévenir ces mortalités accidentelles. En raison de la taille apparemment réduite de la population, il est possible que de tels prélèvements, malgré leur rareté, aient des conséquences importantes sur la population.

9.2.5. Collisions et prises accidentelles

Il n'existe que peu d'information sur la mortalité des phoques communs associée à des collisions avec des bateaux et à des prises accidentelles dans les eaux canadiennes (Read, 1994). Quelques cas d'empêtrements dans les filets de pêche ont été signalés dans la zone d'étude (GREMM, données non publiées). En raison de la taille réduite de la population, ces prises accidentelles pourraient avoir des effets significatifs sur la population. Depuis la fermeture de la pêche à la morue au début des années 1990, l'importance de ce problème est probablement minime.

9.2.6. Contaminants

Les niveaux de contamination des phoques communs de l'estuaire du Saint-Laurent sont suffisamment élevés pour avoir des conséquences néfastes sur la santé des individus, particulièrement au niveau des fonctions reproductives et immunitaires (Bernt, 1998). En effet, des expériences effectuées avec des phoques communs de la mer du Nord et de la mer Baltique, dont les niveaux de contamination étaient comparables (ou moindres) à ceux des phoques communs du Saint-Laurent, ont révélé des défaillances du système reproducteur (Reijnders, 1986) ou encore des déficiences dans diverses réponses immunitaires (Ross *et al.*, 1995; de Swart *et al.*, 1996). On ne sait pas si ces défaillances ont des répercussions au niveau de la population.

Bernt (1998) mentionne aussi que les phoques communs de l'estuaire pourraient avoir une susceptibilité accrue aux infections virales ou bactériennes comme celle qui a décimé près de 70 p. 100 de la population européenne en 1989 (morbilivirus; Heide-Jørgensen *et al.*, 1992) ou encore, plus près d'ici, celle qui a emporté 350 phoques communs sur la côte est américaine (influenza; Geraci *et al.*, 1981). En raison de la petite taille des colonies dans la zone d'étude et de leur possible discontinuité génétique, une épizootie importante pourrait avoir des conséquences dramatiques.

9.2.7. Dérangement

L'augmentation du trafic maritime, ainsi que toute autre forme de présence humaine, associée ou non à l'essor de l'industrie des activités d'observation en mer dans la zone d'étude, représente un facteur limitant qui mérite une attention particulière. En effet, comme la parturition chez les phoques communs coïncide avec le début de la période d'achalandage de la zone d'étude, il importe de minimiser les éléments potentiellement dérangeants associés aux activités récréotouristiques. Le lien mère-chiot, qui s'établit durant les premières heures suivant la mise bas, est crucial pour la survie du jeune. Il en va de même pour les périodes d'allaitement. Or, des études ont démontré que le temps passé hors de l'eau et à nourrir les jeunes diminue lorsque les animaux sont dérangés (Johnson, 1977; Johnson *et al.*, 1989). Un dérangement pourrait également nuire à l'établissement du lien mère-chiot et par conséquent

entraîner la séparation, voire même l'abandon du jeune (Lavigueur *et al.*, 1993). Enfin, de tels dérangements pourraient même mener à l'abandon de certains sites.

9.2.8. Événements catastrophiques

En raison de ses moeurs côtières, le Phoque commun est une espèce vulnérable à un déversement d'hydrocarbures (Geraci et St. Aubin, 1990). Lors d'un déversement de produits pétroliers, les phoques peuvent être affectés directement par contact cutané, exposition aux vapeurs ou, plus rarement, par ingestion accidentelle ou indirectement à la suite d'une réduction de l'accessibilité aux échoueries. Les répercussions de tels effets au niveau de la population ont rarement été documentées. Frost *et al.* (1994) ont toutefois mis en évidence une diminution du nombre d'individus dans les colonies les plus touchées lors du déversement de l'Exxon Valdez.

9.3. ENJEUX

La protection du Phoque commun, dont le statut est précaire, est un des principaux enjeux de conservation dans la zone d'étude (Tableau 8). La petite taille des colonies de phoques communs, leurs habitudes essentiellement côtières et leur exposition chronique aux contaminants constituent des facteurs de risque importants pour cette espèce dans la zone d'étude.

La contamination élevée du Phoque commun par les organochlorés et ses effets potentiels sur la reproduction et le système immunitaire constituent le second enjeu d'importance. Le troisième est la hausse des activités d'observation visant le Phoque commun et leurs impacts sur le taux de survie des jeunes. Le Capelan qui est la principale ressource alimentaire du Phoque commun est aussi convoité par le Phoque gris et le Phoque du Groenland. Le potentiel élevé de compétition pour cette ressource alimentaire représente un autre enjeu pour les phoques communs de la zone d'étude. Enfin, les risques de déversements de produits pétroliers et la contamination chimique des habitats marins côtiers de la zone d'étude qui y serait associée représentent une menace pour le Phoque commun.

Les enjeux associés aux prises accidentelles dans les engins de pêche ne peuvent être définis en raison du manque de données.

Enfin, le manque de connaissances sur le troupeau de phoques communs de l'estuaire constitue un facteur de risque supplémentaire non négligeable et une préoccupation de premier plan pour la gestion de cette espèce. Les connaissances actuelles et les mécanismes de suivi en place ne permettraient vraisemblablement pas de détecter un déclin rapide et soudain de la population. L'accroissement des connaissances, la mise en place d'un programme de suivi à long terme et l'évaluation des besoins de protection des principaux sites d'échouerie permettraient de mieux assurer la protection des phoques communs dans la zone d'étude.

Tableau 8
Enjeux relatifs à la problématique du Phoque commun dans la zone d'étude.

<i>Problème</i>	<i>Type d'enjeu</i>	<i>Description de l'enjeu</i>
Protection insuffisante de l'espèce	• Pour l'espèce	Susceptibilité accrue aux sources de perturbation anthropiques et réduction potentielle du nombre de phoques communs dans la zone d'étude.
Contamination élevée par les substances toxiques	• Pour l'espèce	Effets néfastes sur la reproduction; développement possible de déficiences immunitaires et susceptibilité accrue aux épizooties.
Hausse des activités d'observation du Phoque commun en mer et à partir de la rive	• Pour l'espèce	Réduction de la survie des jeunes si le dérangement survient au moment de la mise bas.
Potentiel élevé de compétition pour le Capelan par les autres pinnipèdes	• Pour l'espèce	Perte d'une ressource alimentaire très importante pour le Phoque commun.
Risques de déversement de produits pétroliers en milieu marin	• Pour l'espèce	Contamination de l'habitat marin côtier et mortalité potentielle d'individus en cas de déversements de produits pétroliers dans la zone d'étude.

RÉFÉRENCES

- Anderson, R.C. 1992. Nematode parasites of vertebrates, their development and transmission. C·A·B International, Wallingford.
- Baird, R.W. et L.M. Dill. 1996. Ecological and social determinants of group size in transient killer whales. *Behav. Ecol.* 7 : 408-416.
- Beck, B. 1983. Le phoque commun au Canada. *Le monde sous-marin*. Pêches et Océans Canada, 3 p.
- Beck, G.G., T.G. Smith et R.F. Addison. 1994. Organochlorine residus in harp seals, *Phoca groenlandica*, from the Gulf of St. Lawrence and Hudson Strait : an evaluation of contaminant and burdens. *Can. J. Zool.* 72 : 174-182.
- Béland, P., S. De Guise et R. Plante. 1992. Toxicologie et pathologie des mammifères marins du Saint-Laurent. Rapport final présenté au Fonds pour la toxicologie faunique du Fonds mondial pour la nature (Toronto) par INESL, Montréal, Québec, 99 p.
- Bernt, K.E. 1998. PCB's and organochlorine pesticides found in harbour and grey seals from the St. Lawrence estuary, Québec, Canada. M.Sc. thesis. University of Waterloo, Waterloo, Ontario. 73 p.
- Bigg, M.A. 1981. Harbour seal *Phoca vitulina* Linnaeus 1758 and *Phoca largha* Pallas 1811. p. 1-27, Dans : S. H. Ridgway et R. J. Harrison (éd.). *Handbook of marine mammal*, Volume 2 : Seals. Academic Press, London.
- Biorex. 1995. Cartographie des ressources halieutiques et de leurs habitats dans l'estuaire moyen du Saint-Laurent. Rapport au ministère des Pêches et des Océans, Région du Québec, Division de la gestion et de l'habitat du poisson. 36 p. + annexes.
- Biorex. 1996. Base de données géoréférencées sur les ressources halieutiques et leurs habitats : estuaire maritime du Saint-Laurent et fjord du Saguenay. Rapport au ministère des Pêches et des Océans, Région du Québec, Division de la gestion et de l'habitat du poisson. Volume 1 : 38 p. + annexes et Volume 2 : 34 p. + annexes.
- Boness, D.J., S.J. Bowen, S.J. Iverson et O.T. Oftedal. 1992. Influence of storms and maternal size on mother-pup separations and fostering in the harbour seal, *Phoca vitulina*. *Can. J. Zool.* 70 : 1640-1644.
- Boulva, J. 1971. Observations on a colony of whelping harbour seals, *Phoca vitulina concolor*, on Sable Island, Nova Scotia. *J. Fish. Res. Board Can.* 28 : 755-759.
- Boulva, J. et I.A. McLaren. 1979. Biology of the harbour seal, *Phoca vitulina*, in Eastern Canada. *Bull. Fish. Res. Board Can.* 200 : 28 p.
- Bowen, W.D. et G.D. Harrison. 1996. Comparison of harbour seal diets in two inshore habitats of Atlantic Canada. *Can. J. Zool.* 74 : 125-135.
- Boyd, I.L., J.P.Y. Arnould, T. Barton et J.P. Croxall. 1994. Foraging behaviour of Antarctic fur seals during periods of contrasting prey abundance. *J. Anim. Behav.* 63 : 703-713.
- Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPA). 1999. Site internet consulté en octobre 1999 à l'adresse <http://www.cosewic.gc.ca>.

- de Swart, R.L., P.S. Ross, J.G. Vos et A. Osterhaus. 1996. Impaired immunity in harbour seals (*Phoca vitulina*) exposed to biaccumulated environmental contaminants : review of a long-term feeding study. Environ. Health Perspect. 104 : 823-828.
- Fischer, H.D. 1954. Delayed implantation in the harbour seal (*Phoca vitulina*). Nature 173 : 879-880.
- Frost, K.J., L.F. Lowry, E.H. Sinclair, J.V. Hoef et D.C. McAllister. 1994. Impacts on distribution, abundance, and productivity of harbour seals. p. 97-118, Dans : T. R. Loughlin (éd.). Marine mammals and the Exxon Valdez. Academic Press, San Diego.
- Geraci, J.R. et D.J. St. Aubin. 1990. Sea mammals and oil : confronting the risks. Academic Press, San Diego, Ca.
- Geraci, J.R., D.J. St. Aubin et I.K. Barker. 1981. Mass mortality of harbour seals : pneumonia associated with influenza A virus. Science 215 : 1129-1131.
- Gosselin, J.-F., L.N. Measures et J. Huot. 1998. Lungworm (Nematoda : Metastrongyloidea) infections in Canadian phocids. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 55 : 825-834.
- Grellier, K., P.M. Thompson et H.M. Corpe. 1996. The effect of weather conditions on harbour seals (*Phoca vitulina*) haul-out behaviour in the Moray Firth, Northeast Scotland. Can. J. Zool. 74 : 1806-1811.
- Hammill, M.O., J. Lesage et S. Iverson. 1998. Niveau trophique et habitudes alimentaires des bélugas et des phoques communs de l'estuaire du Saint-Laurent déterminé à partir de l'analyse des rapports d'isotopes stables de carbone et d'azote. Rapport final présenté à Parcs Canada, 56 p.
- Heide-Jørgensen, M.-P., T. Härkönen, R. Dietz et P.M. Thompson. 1992. Retrospective of the 1988 European seal epizootic. Diseases of Aquatic Organisms 13 : 37-62.
- Johnson, B.W. 1977. The effects of human disturbance on a population of harbour seals. Environmental Assessment Alaskan Continental Shelf.
- Johnson, S.R., J.J. Burns, C.I. Malme et R.A. Davis. 1989. Synthesis of information on the effects of noise and disturbance on major haulout concentrations of Bering sea pinnipeds. Mineral Management Service.
- Katona, S.K., V. Rough et D.T. Richardson. 1993. A field guide to whales, porpoises, and seals from Cape Cod to Newfoundland. Smithsonian Institution Press, Washington.
- Kriebler, M. et C. Barrette. 1984. Aggregation behaviour of harbour seals at Forillon National Park, Canada. J. Anim. Ecol. 53 : 913-928.
- Lavigne, L., M.O. Hammill et S. Asselin. 1993. Distribution et biologie des phoques et autres mammifères marins dans la région du parc marin du Saguenay. Rapp. manus. can. sci. halieut. aquat. 2220 : vi + 40 p.
- Lawson, J.W. et D. Renouf. 1985. Parturition in the Atlantic harbour seal, *Phoca vitulina concolor*. J. Mammal. 66 : 395-398.
- Lesage, V., M.O. Hammill et K.M. Kovacs. 1995a. Harbour seal (*Phoca vitulina*) and grey seal (*Halichoerus grypus*) abundance in the St. Lawrence Estuary. Rapp. manus. can. sci. halieut. aquat. 2307 : iii + 19 p.

- Lesage, V., M.O. Hammill et K.M. Kovacs. 1995b. Comparison of dive behaviour and movements of harbour and grey seals from the St. Lawrence estuary, Québec, Canada. (Résumé) The 11th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals. December 14-18, 1995, Orlando, FL.
- Lesage, V., M.O. Hammill et K.M. Kovacs. 1998. Foraging success of juvenile and adult harbour seals from the St. Lawrence estuary, Canada. (Résumé) The World Marine Mammal Science Conference. January 20-24, 1998, Monaco.
- Malouf, A. 1986. Les phoques et la chasse au phoque au Canada. Rapport de la Commission royale sur les phoques et l'industrie de la chasse aux phoques au Canada. Ottawa, Volumes 1, 2 et 3.
- McLaren, I.A. 1993. Growth in pinnipeds. *Biological Review* 68 : 1-79.
- Measures, L. 1998. Maladies des mammifères marins au Québec. Programme scientifique Saint-Laurent Vision 2000 présenté dans le cadre du 66^e congrès de l'ACFAS. Université Laval, Québec. 11 au 15 mai 1998.
- Measures, L.N., J.-F. Gosselin et É. Bergeron. 1997. Heartworm, *Acanthocheilonema spirocauda* (Leidy, 1858), infections in Canadian phocid seals. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54 : 842-846.
- Morisset, J. 1999. Les pêches commerciales, sportives et de subsistance des espèces marines. Chapitre 4, Dans : Plan de conservation des écosystèmes du parc marin Saguenay–Saint-Laurent. Ébauche finale. Pêches et Océans Canada.
- Muelbert, M.M.C. et W.D. Bowen. 1993. Duration of lactation and postweaning changes in mass and body composition of harbour seal, *Phoca vitulina*, pups. *Can. J. Zool.* 71 : 1405-1414.
- Olesiuk, P.F. 1999. Status of the Pacific Harbour Seal (*Phoca vitulina richardsi*) in British Columbia. Working paper 99/19 presented at the Fisheries and Oceans National Marine Mammal Peer Review Committee in Montréal, 1-5 February 1999.
- Pitcher, K.W. et D. Calkins. 1979. Biology of the harbour seal (*Phoca vitulina richardsi*) in the Gulf of Alaska. U.S. Department of Commerce, NOAA, OCSEAP.
- Read, A.J. 1994. Interactions between cetaceans and gillnet and trap fisheries in the Northwest Atlantic. *Rep. Int. Whal. Commn.* 133-147.
- Reeves, R.R., B.S. Stewart et S. Leatherwood. 1992. The Sierra club handbook of seals and sirenians. San Francisco.
- Reijnders, P. 1986. Reproductive failure in common seals feeding on fish from polluted coastal waters. *Nature* 324 : 456-457.

- Ross, P., R.L. De Swart, P.J.H. Reijnders, H. Van Loveren, J.G. Vos et A.D.M.E. Osterhaus. 1995. Contaminant-related suppression of delayed-type hypersensitivity and antibody response in harbour seals fed herring from the Baltic Sea. *Environ. Health Perspect.* 103 : 162-167.
- Scheffer, V.B. et J.W. Slipp. 1944. The harbour seal in Washington state. *Amer. Midl. Nat.* 32 : 373-416.
- Schreer, J.F. et K.M. Kovacs. 1997. Allometry of diving capacity in air-breathing vertebrates. *Can. J. Zool.* 75 : 339-358.
- Stewart, B.S., S. Leatherwood, P.K. Yochem et M.P. Heide Jorgensen. 1989. Harbour seal tracking and telemetry by satellite. *Mar. Mammal. Sci.* 5 : 361-375.
- Stewart, B.S. et P.K. Yochem. 1985. Radio-tagged harbour seal, *Phoca vitulina richardsi*, eaten by a white shark, *Carcharodon carcharias*, in the Southern California bight. *California Fish and Game* 71 : 113-115.
- Stobo, W.T. et G.M. Fowler. 1994. Aerial surveys of seals in the Bay of Fundy and off the southwest Nova Scotia. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 1943 : 57 p.
- Thompson, P.M., D.J. Tollit, H.M. Corpe, R.J. Reid et H.M. Ross. 1997. Changes in haematological parameters in relation to prey switching in a wild population of harbour seals. *Funct. Ecol.* 11 : 743-750.
- Tollit, D.J., A.D. Black, P.M. Thompson, A. Mackay, H.M. Corpe, B. Wilson, S.M. Van Parijs, K. Grellier et S. Parlene. 1998. Variations in harbour seal *Phoca vitulina* diet and dive-depths in relation to foraging habitat. *J. Zool.* 244 : 209-222.
- Waring, G.T., D.L. Palka, P.J. Clapham, S. Swartz, M. Rossman, T. Cole, K.D. Bisack et L.J. Hansen. 1999. U.S. Atlantic marine mammal stock assessments-1998. NOAA Technical Memorandum NMFS-NS-116 : 185 p.
- Waring, G.T., D.L. Palka, K.D. Mullin, J.H.W. Hain, L.J. Hansen et K.D. Bisack. 1997. U.S. Atlantic and Gulf of Mexico marine mammal stock assessment—1996. NOAA technical memorandum NMFS-NE-114 : 250 p.
- Watts, P. 1992. Thermal constraints on hauling out by harbour seals (*Phoca vitulina*). *Can. J. Zool.* 70 : 553-560.

ANNEXE CARTOGRAPHIQUE

Carte 1. Répartition du Phoque commun dans la zone d'étude.

PHOQUE GRIS (*Halichoerus grypus*)

RÉSUMÉ

Le Phoque gris est un résident saisonnier de la zone d'étude. Les individus qui fréquentent la zone d'étude appartiennent à la population de l'Atlantique du Nord-Ouest qui se reproduit principalement sur les glaces du détroit de Northumberland et sur l'île de Sable. Cette population est en croissance rapide depuis le début des années 1960. Cependant, on ignore la taille et la tendance d'accroissement du troupeau de l'estuaire.

Après la période de mue (mai-juin), plusieurs phoques gris arrivent dans la zone d'étude où ils s'alimentent de juin à novembre. Le Capelan serait la proie principale du Phoque gris dans l'estuaire. On dispose d'informations sommaires sur la distribution et la localisation des principales échoueries, mais le comportement du Phoque gris dans la zone d'étude est encore peu connu. Les principales concentrations ont été observées dans l'estuaire moyen.

Il n'existe pas de chasse importante dans la zone d'étude, mais le Phoque gris fait toutefois l'objet d'une petite industrie d'observation. Si le troupeau de l'estuaire suit la tendance observée dans le golfe, l'augmentation des phoques gris sur les échoueries partagées avec le Phoque commun pourrait nuire à ce dernier, dont le statut dans l'estuaire est incertain.

TABLE DES MATIÈRES

	Page
Résumé.....	i
Liste des tableaux	iv
1. Valeur particulière de l'espèce.....	1
2. Identification de la population	1
3. Biologie générale de l'espèce.....	1
3.1. Morphologie et taille.....	1
3.2. Reproduction	2
3.3. Longévité	2
3.4. Alimentation.....	2
3.5. Plongée et comportement alimentaire	3
3.6. Structure sociale	3
3.7. Comportement vocal.....	5
4. Habitat.....	5
5. Fréquentation et utilisation de la zone d'étude.....	5
6. État de la population.....	6
6.1. Statut	6
6.2. Taille, structure et tendance d'accroissement de la population	6
6.3. Condition des individus	7
6.3.1. Contaminants	7
6.3.2. Agents pathogènes	9
6.3.3. Pathologie	9
7. Exploitation par l'homme	10
8. Mesures de protection	10
9. Problématique et enjeux.....	10
9.1. Lacunes dans les connaissances	10
9.2. Problématique.....	11
9.2.1. Prédation.....	11
9.2.2. Compétition pour la ressource.....	11
9.2.3. Chasse et autres prélèvements.....	11

Page

9.2.4. Collisions et prises accidentelles	14
9.2.5. Contaminants	14
9.2.6. Dérangement et dégradation de l'habitat.....	14
9.3 Enjeux	15
Références.....	17
Annexe cartographique	21

LISTE DES TABLEAUX

	Page
Tableau 1. Paramètres liés à la reproduction chez le Phoque gris de l'Atlantique du Nord-Ouest	2
Tableau 2. Proies du Phoque gris dans le golfe et l'estuaire du Saint-Laurent	4
Tableau 3. Principaux sites d'échouerie de phoques gris dans la zone d'étude	6
Tableau 4. Concentrations moyennes en BPC, DDT totaux et autres organochlorés dans le gras sous-cutané des phoques communs, phoques gris et phoques du Groenland de l'estuaire du Saint-Laurent	8
Tableau 5. Évaluation sommaire de l'état des connaissances sur le Phoque gris dans le contexte de l'établissement d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude	12
Tableau 6. Évaluation sommaire de la problématique du Phoque gris dans le contexte de l'établissement d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude	13
Tableau 7. Enjeux relatifs à la problématique du Phoque gris dans la zone d'étude	16

1. VALEUR PARTICULIÈRE DE L'ESPÈCE

Le Phoque gris a déjà fait l'objet d'une chasse intensive mais n'a plus aujourd'hui de valeur commerciale importante. Son rôle d'hôte du ver de la morue lui confère une très mauvaise réputation auprès de l'industrie de la pêche. Le Phoque gris a également la réputation d'endommager plusieurs types d'engins de pêche ce qui entraîne des coûts considérables aux pêcheurs.

2. IDENTIFICATION DE LA POPULATION

Les phoques gris qui fréquentent l'estuaire du Saint-Laurent appartiennent à la population de l'Atlantique du Nord-Ouest. Cette population se concentre autour des provinces maritimes et s'étend du nord du Labrador jusqu'à la Nouvelle Angleterre.

À des fins de gestion, cette population est subdivisée en deux groupes. Le plus important, la composante « île de Sable », se reproduit sur l'île de Sable, située à environ 250 km au large de la Nouvelle-Écosse. La seconde composante se reproduit sur les glaces du golfe du Saint-Laurent et forme de plus petites colonies réparties dans les environs de la Nouvelle-Écosse (Hammill et Gosselin, 1995). Cette ségrégation est observée seulement pendant la période de reproduction (Stobo *et al.*, 1990; Zwanenberg et Bowen, 1990). La répartition des haplotypes de l'ADN mitochondrial indique en effet qu'il y a des échanges entre ces deux groupes (Boskovic *et al.*, 1996).

Grâce à des individus marqués, Mansfield et Beck (1977) ont démontré que des jeunes de l'année observés dans la zone d'étude pouvaient provenir de l'une ou l'autre des composantes de la population. D'autre part, un Phoque gris capturé à Métis-sur-Mer dans la zone d'étude a été suivi par télémétrie satellite jusqu'à l'île de Sable pendant la migration d'automne, un parcours de 1 200 km (Lesage *et al.*, 1995a). La proportion des phoques gris de l'estuaire qui se reproduisent dans le golfe ou sur l'île de Sable de même que l'existence d'un patron de migration fixe, ne sont pas connues.

3. BIOLOGIE GÉNÉRALE DE L'ESPÈCE

3.1. MORPHOLOGIE ET TAILLE

Physiquement, le Phoque gris se distingue facilement des autres phoques qui fréquentent le Saint-Laurent. Il est de loin le plus gros des pinnipèdes qui visitent l'estuaire du Saint-Laurent. Le trait qui le caractérise le mieux est son long museau busqué lui conférant un profil qui se rapproche de celui d'un cheval, d'où son nom vernaculaire « tête de cheval ».

Les mâles sont plus foncés que les femelles, atteignent une taille de 231 cm (McLaren, 1993) et pèsent en moyenne 298 kg pendant la période de reproduction (Tinker *et al.*, 1995). Les femelles atteignent 201 cm (McLaren, 1993) et pèsent en moyenne 227 kg (Baker *et al.*, 1995).

À la naissance, le chiot pèse généralement entre 15 et 17 kg et a une fourrure de couleur blanc crème qu'il perd deux ou quatre semaines plus tard (Bowen *et al.*, 1992; Iverson *et al.*, 1993; Baker *et al.*, 1995). À cette période (environ 25 jours), son pelage ressemble à celui de l'adulte.

3.2. REPRODUCTION

La maturité sexuelle est atteinte vers l'âge de trois à cinq ans chez la femelle et entre cinq et six ans chez le mâle (Hammill et Gosselin, 1995). Les principaux paramètres associés à la reproduction chez le Phoque gris sont présentés au Tableau 1.

Tableau 1
Paramètres liés à la reproduction chez le Phoque gris de l'Atlantique du Nord-Ouest.

Maturité sexuelle	Entre 5 et 6 ans chez les mâles La maturité sociale est rarement atteinte avant l'âge de 8 ans
	Entre 3 à 5 ans chez les femelles Taux de conception : 86 % à 4 ans; 88% à 6 ans
Accouplement	Entre la fin décembre et février, immédiatement après l'allaitement
Période de gestation	Environ 12 mois, incluant un délai d'implantation de 3 mois
Mise bas	Entre la fin décembre et février
Période d'allaitement	Entre 15 et 16 jours

Sources : Godsell, 1991; Bowen *et al.*, 1992; Iverson *et al.*, 1993; Baker *et al.*, 1995; Hammill et Gosselin, 1995.

Le cycle vital de la population de l'Atlantique du Nord-Ouest peut être divisé en trois périodes (Lavigne et Hammill, 1993) :

- période de reproduction (mi-décembre à février);
- période de dispersion et de mue (mars à juin);
- période d'alimentation (juillet à mi-décembre).

3.3. LONGÉVITÉ

De façon générale, les femelles semblent vivre plus longtemps que les mâles. Une femelle peut vivre jusqu'à 46 ans tandis qu'un mâle atteint rarement plus de 30 ans (Lesage et Hammill, 1999).

3.4. ALIMENTATION

Le régime alimentaire du Phoque gris de l'Est du Canada compte plus d'une quarantaine d'espèces de poissons, de crustacés et de céphalopodes dont plusieurs sont d'intérêt commercial (Benoit et Bowen, 1990a). Dans le golfe et l'estuaire du Saint-Laurent, le Phoque

gris consomme une vingtaine d'espèces de poisson et quelques espèces d'invertébrés (Tableau 2). Le Capelan et la morue constituent les principales proies du Phoque gris.

Le régime alimentaire des phoques gris de l'Est du Canada varie considérablement en fonction des régions et des saisons (Benoit et Bowen, 1990a). Des différences interannuelles de la taille des poissons consommés pourraient être liées aux variations de l'abondance relative des proies (Proust, 1996).

Les données sur le régime alimentaire du Phoque gris de la zone d'étude proviennent de l'examen de huit estomacs d'animaux tués à l'automne (Lavigneur *et al.*, 1993). Le Capelan et la morue y étaient les principales proies comme c'était le cas ailleurs dans l'estuaire et dans le golfe (Tableau 2). Les autres espèces consommées par les phoques gris capturés dans l'estuaire étaient le Hareng atlantique, le chabosse, la Merluce blanche, le lançon et l'Éperlan arc-en-ciel.

3.5. PLONGÉE ET COMPORTEMENT ALIMENTAIRE

Le comportement de plongée du Phoque gris varie selon les saisons et est possiblement influencé par la bathymétrie et la répartition des proies (Lesage *et al.*, 1995a; Goulet, 1996; Gosselin et Hammill, 1998).

Pendant les excursions en mer, les phoques gris passent environ 9 p. 100 du temps en surface (Lavigneur *et al.*, 1993). La profondeur maximale des plongées est de 400 m et les périodes d'apnée peuvent durer 8 à 15 minutes (Goulet, 1996; Gosselin et Hammill, 1998). Les plongées profondes pourraient indiquer une alimentation benthique. La présence de roches dans les contenus stomacaux corrobore cette possibilité.

On a souvent rapporté que les femelles s'alimentent peu pendant les semaines qui suivent la mise bas (Baker *et al.*, 1993; Lydersen *et al.*, 1994; Baker *et al.*, 1995). Les profils de plongée obtenus par Lydersen *et al.* (1994) suggèrent cependant que des femelles pourraient s'alimenter pendant la période d'allaitement. L'examen des contenus stomacaux de 35 femelles qui allaitaient a d'ailleurs révélé la présence de nourriture (pleuronectidés) dans 20 p. 100 des cas (Baker *et al.*, 1995). Les mâles, quant à eux, semblent jeûner durant l'allaitement pour une période pouvant atteindre six semaines.

3.6. STRUCTURE SOCIALE

Le Phoque gris est polygame (Cameron, 1967). Les mâles ne sont pas territoriaux mais ils conservent l'accès à des hardes de femelles en transition (Boness et James, 1979). Le succès de l'accouplement varie grandement selon la structure et la stabilité des échoueries (Bédard *et al.*, 1993).

Les liens mère-chiot se limitent à la période d'allaitement qui est de très courte durée. Une fois sevrés, les jeunes sont laissés à eux-mêmes. Les seuls regroupements importants sont associés aux périodes de reproduction et à la mue annuelle (Cameron, 1967).

Tableau 2
Proies du Phoque gris dans le golfe et l'estuaire du Saint-Laurent.

Secteur		Estuaire maritime	Estuaire et golfe	N.-O. du golfe
Période couverte par l'étude		Automne	Été et ?	Juillet à décembre
<i>Espèces</i>		<i>Fréquence d'occurrence (%)</i>		
Poissons				
• Capelan	<i>Mallotus villosus</i>	88	37	24
• Morue franche	<i>Gadus morhua</i>	25	22,8	41
• Hareng atlantique	<i>Clupea harengus</i>	12	18,7	20
• Merluche blanche	<i>Urophycis tenuis</i>	12	-	-
• Lançon	<i>Ammodytes</i> sp.	12	0,6	7
• Éperlan arc-en-ciel	<i>Osmerus mordax</i>	12	-	2
• Chaboisseaux	<i>Myoxocephalus</i> sp.	-		-
• Plie grise et	<i>Glyptocephalus cynoglossus</i> et	-	8,9	4
Plie canadienne	<i>Hippoglossoides platessoides</i>			
• Maquereau bleu	<i>Scomber scombus</i>	-	5,1	-
• Grosse poule de mer	<i>Cyclopterus lumpus</i>	-	14,2	17
• Raies	<i>Rajidae</i>	-	0,6	5
• Alose/Gaspereau	<i>Alosa</i> sp.	-	0,3	2
• Limande à queue jaune	<i>Limanda ferruginea</i>	-		2
• Aiglefin	<i>Melanogrammus aeglefinus</i>	-	0,9	5
• Loquette d'Amérique	<i>Macrozoarces americanus</i>	-	3,4	-
• Poissons non-identifiés		-	15,8	15
Invertébrés				
• Calmar	<i>Illex illecebrosus</i>	-	4,1	-
• Crabes	<i>Cancer</i> sp. et <i>Hyas</i> sp.	-	6,6	10
• Gammaridés		-	-	10
• Isopodes		-	-	2
• Crevettes	<i>Spirontocaris</i> sp. et <i>Crangon</i> sp.	-	4,4	7
• Euphausiides		-	0,6	5
Nombre d'estomacs avec nourriture/nb d'estomacs		?/8	316/466	44/82
Source		Lavigneur <i>et al.</i> , 1993	Benoit et Bowen, 1990b	Murie et Lavigne, 1992

Autres poissons ayant déjà été mentionnés comme proie : Saumon de l'Atlantique, Tanche-tautogue, aiguillat sp., Cottidés, loup sp., goberge et toupet.

Autres invertébrés : Patelles, chitons, polychètes, homards, moules, crabes, palourde.

Autres items : Oeufs de raies, algues, vase, roches.

3.7. COMPORTEMENT VOCAL

Le Phoque gris est un pinnipède particulièrement bruyant. Ces cris puissants qui ressemblent à des plaintes ou des hurlements pourraient être à l'origine de son nom vernaculaire «loup marin». Sous l'eau, le Phoque gris émet des grognements de basses fréquences (100 à 500 Hz) et un répertoire de sons variés dont les fréquences se situent entre 100 et 3 000 Hz (Asselin *et al.*, 1993). Son activité vocale, aussi bien sous-marine qu'aérienne, est plus importante pendant la saison de reproduction (Asselin *et al.*, 1993). Le Phoque gris peut être régulièrement entendu durant l'été dans la zone d'étude.

4. HABITAT

Le Phoque gris fréquente essentiellement les eaux côtières tempérées et sub-arctiques des deux côtés de l'Atlantique Nord (Mansfield et Beck, 1977). Au moment de la reproduction, il utilise les glaces dérivantes ou les plages (Mansfield et Beck, 1977).

Une fois la période de reproduction terminée, le Phoque gris se déplace vers le large possiblement pour s'alimenter (Hammill *et al.*, 1993; Goulet, 1996). Vers la fin du printemps, il retourne vers la côte pour la mue qui s'effectue sur des plages isolées et des récifs exposés à marée basse (Mansfield et Beck, 1977). Pendant l'été et jusqu'à l'automne, le Phoque gris adopte des habitudes essentiellement côtières et semble demeurer à proximité des sites d'échoueries (Goulet, 1996). Dans l'estuaire, le Phoque gris évite les plages de sable et les sites accessibles par la terre ferme (Lesage *et al.*, 1995b).

5. FRÉQUENTATION ET UTILISATION DE LA ZONE D'ÉTUDE

Le Phoque gris est un résident saisonnier de l'estuaire du Saint-Laurent. On ne connaît pas exactement à quel moment il pénètre dans l'estuaire maritime. Bien que quelques animaux aient été aperçus en avril, l'accroissement des effectifs dans l'estuaire aurait lieu avant la période de mue qui survient en mai-juin (Lavigneur *et al.*, 1993; Mike Hammill, communication personnelle). Le séjour des phoques gris dans l'estuaire est principalement lié à l'alimentation (Mansfield et Beck, 1977; Lavigneur et Hammill, 1993). Après la saison d'alimentation, les phoques gris quittent la zone d'étude pour aller se reproduire. Ils sont donc présents dans l'estuaire entre les mois de juin et novembre. Selon Mansfield et Beck (1977), il y aurait eu au moins une colonie ayant utilisé le banc de sable au large de Sainte-Anne-de-Portneuf pour se reproduire en hiver. Ce site n'est toutefois plus utilisé de nos jours (Mike Hammill, communication personnelle).

Les recensements aériens et par bateaux effectués entre 1991 et 1994 ont permis d'établir que les principales concentrations de phoques gris dans la zone d'étude en été sont situées entre l'île aux Fraises et l'embouchure du Saguenay (Lavigneur *et al.*, 1993; Lesage *et al.*, 1995b). Les plus importantes ont été observées dans les secteurs de l'île Blanche et de l'île aux Fraises. Des groupes importants ont aussi été observés sur et autour des récifs Sud-Est et Nord-Est de l'île du Bic et dans la région de Betsiamites (Mike Hammill, communication personnelle). Enfin, les phoques gris ont rarement été observés dans la rivière Saguenay. Les principaux sites d'échouerie identifiés correspondent généralement à ceux utilisés par le

Phoque commun (Tableau 3 et **Carte 1**). La zone côtière entre Betsiamites et Manicouagan, tout juste en aval de la zone d'étude, compte entre 250 et 500 individus en été (Mike Hammill, communication personnelle).

Tableau 3
Principaux sites d'échouerie de phoques gris dans la zone d'étude.

<i>Estuaire maritime</i>	<i>Estuaire moyen</i>
Rive Sud • récifs de la pointe Mitis • récifs du Nord-Est (île du Bic) • batture de Tobin (Trois-Pistoles)	• Rocher Percé (Rivière-du-Loup) • île aux Fraises
Au large • île Rouge	

Sources : Lavigueur *et al.*, 1993; Lesage *et al.*, 1995b.

Il y a peu d'informations sur l'utilisation du territoire par le Phoque gris. Le suivi télémétrique d'un individu réalisé en 1989 pendant 16 jours suggère que les phoques gris peuvent parcourir des distances importantes en une seule journée et couvrir une portion importante de la zone d'étude (par exemple, entre Bic et Kamouraska) en moins de deux jours (Lavigueur *et al.*, 1993). Ce suivi a également permis de constater que le phoque gris passe relativement peu de temps sur les sites d'échouerie.

6. ÉTAT DE LA POPULATION

6.1. STATUT

Le statut du Phoque gris de l'Est du Canada est en cours d'évaluation par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (Campbell, 1998).

6.2. TAILLE, STRUCTURE ET TENDANCE D'ACCROISSEMENT DE LA POPULATION

Le Phoque gris de l'ouest de l'Atlantique Nord était apparemment très abondant avant le début de la chasse par les Européens (Lavigueur et Hammill, 1993). Vers 1950, après plus de deux siècles d'exploitation, le Phoque gris était considéré comme une espèce peu commune ou rare dans l'Est du Canada (Fisher, 1950; Davis, 1957 dans Lavigueur et Hammill, 1993). En 1966, Mansfield (1966) évaluait la taille de la population à environ 56 000 individus.

Depuis le début des années 1960, les deux composantes de la population sont en croissance. Entre 1977 et 1989, la production de chiots dans la composante «Île de Sable» s'est accrue à un taux de 12,6 p. 100 par année, passant de 2 200 à 9 700 (Stobo et Zwanenberg, 1990). Cette croissance se poursuit aujourd'hui avec une production de 25 200 chiots en 1997 (Bowen *et al.*, 1999). À partir d'un modèle de population, Hammill (1999) estime la taille de la composante de l'île de Sable à 144 700 individus.

Les données disponibles pour la seconde composante de la population, celle qui se reproduit dans le golfe, sont moins complètes. Une révision des données recueillies au cours des années 1980 suggère que la production de chiots est passée de 5 900 en 1984 à 9 300 en 1990, soit un taux d'accroissement annuel de 9,4 p. 100 (Hammill *et al.*, 1998). Les recensements de 1996 et 1997 ont estimé la production de chiots à respectivement 11 800 et 7 400, soit un taux de croissance annuelle de 3,4 p 100 (Hammill, 1999). Selon Hammill *et al.* (1999), cette diminution est attribuable aux mauvaises conditions de glace dans le golfe en 1997. À partir d'un modèle de population, Hammill (1999) estime la taille de la composante de la population qui se reproduit dans le golfe à 47 100 individus, ce qui porte la population totale (les deux composantes jumelées) à 191 800 individus.

En dépit de l'augmentation des effectifs de la population, aucun changement de l'âge moyen des femelles à la première mise bas ou du taux de reproduction n'a été observé (Hammill et Gosselin, 1995).

Une série de recensements par bateau et par avion effectués entre 1991 et 1994 a permis de dénombrer entre 111 et 221 phoques gris dans la zone d'étude (Lavigne *et al.*, 1993; Lesage *et al.*, 1995b). Ces décomptes ne sont pas une estimation de la taille réelle du troupeau qui fréquente la zone d'étude car aucune correction n'a été apportée pour tenir compte des animaux en plongée lors des recensements. Il n'existe aucune donnée pour évaluer la tendance d'accroissement du troupeau de phoques gris de l'estuaire du Saint-Laurent.

6.3. CONDITION DES INDIVIDUS

6.3.1. Contaminants

Le niveau de contamination par les composés organochlorés mesuré chez les phoques gris de l'estuaire est intermédiaire entre celui des phoques communs et celui des phoques du Groenland (Béland *et al.*, 1992 et Tableau 4). Les différences entre les trois espèces sont corrélées avec la durée respective de leur séjour dans l'estuaire. Bernt (1998) a observé des concentrations plus élevées chez les femelles que chez les mâles, les phoques gris femelles étant aussi contaminées que les phoques communs femelles (Tableau 4). Les comparaisons interspécifiques doivent être interprétées avec précaution car la taille des échantillons est plutôt faible et l'âge des individus diffère d'une espèce à l'autre. Bernt (1998) mentionne de plus que les valeurs rapportées pourraient sous-estimer les teneurs réelles en raison du faible nombre d'individus âgés.

Les concentrations de BPC et de DDT observées chez les phoques gris de l'île de Sable en 1984 et 1985 étaient environ deux à quatre fois plus élevées que celles mesurées chez les phoques gris de l'estuaire entre 1994 et 1996 (Bernt, 1998). Bernt (1998) suggère que les teneurs en BPC et en DDT des phoques gris de l'estuaire ont probablement diminué entre 1971 et 1984 de la même façon qu'elles ont diminué au cours de la même période chez les individus de l'île de Sable (Addison *et al.*, 1984; Addison et Brodie, 1987).

Tableau 4

Concentrations moyennes ($\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$) en BPC, DDT totaux et autres organochlorés dans le gras sous-cutané des phoques communs, phoques gris et phoques du Groenland de l'estuaire du Saint-Laurent (1989-1996).

<i>n</i>	<i>Phoque commun (résident)</i> (1994-96)		<i>Phoque gris (visiteur)</i> (1994-96)		<i>Phoque du Groenland (visiteur)</i> (1989) ^a	
	<i>Femelle</i> 10	<i>Mâle</i> 5	<i>Femelle</i> 6	<i>Mâle</i> 8	<i>Femelle</i> 9	<i>Mâle</i> 1
Âge moyen	7,6 ± 2,0	9,4 ± 3,4	7,6 ± 7,3	4,2 ± 2,7	16,3 ± 5,6	1
ΣBPC	14 441 ± 3 932 ^b	53 897 ± 25 320 ^b	6 560 ± 5 875 ^b	5 587 ± 5 230 ^b	1 770 ± 991 ^b	1 996 ^c
ΣDDT ^d	3 484 ± 1 005	7 060 ± 4 190	1 705 ± 829	2 233 ± 1 681	731 ± 383	1 295
Autres OC	1 199 ± 349 ^e	2 687 ± 1 558 ^e	489 ± 226 ^e	469 ± 267 ^e	753 ± 213 ^f	1 165 ^f

Sources : Beck *et al.*, 1994; Bernt, 1998.

Les données sont exprimées en $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ (moyenne ± déviation standard).

a Beck *et al.*, 1994.

b somme de 15 congénères.

c somme de 29 congénères.

d ΣDDT = p,p' -DDT + p,p' -DDE.

e Autres organochlorés (OC) = ΣHCH + HCB + ΣCHLOR.

f Autres organochlorés (OC) = ΣHCH + HCB + *trans*-nonachlor et heptachlor époxide.

Le cadmium et le mercure ont été mesurés dans le foie et les muscles de quelques phoques gris de l'estuaire et du golfe (Béland *et al.*, 1992; Charles Gobeil, communication personnelle). Les teneurs moyennes en mercure sont relativement faibles et comparables aux autres espèces de mammifères marins de l'Atlantique.

Comme chez les autres mammifères marins, les femelles transfèrent aux jeunes une partie des contaminants organochlorés qu'elles ont accumulés. Chez le Phoque gris femelle, les quantités de DDT et de BPC transférées aux jeunes représentent respectivement 30 p. 100 et 15 p. 100 de la quantité accumulée chez l'adulte (Addison et Brodie, 1987). Addison et Stobo (1993) ont démontré que 98 p. 100 des organochlorés retrouvés chez les blanchons proviennent du lait maternel.

6.3.2. Agents pathogènes

Le Phoque gris de la zone d'étude est porteur du ver du phoque, *Pseudoterranova decipiens* (Lena Measures, données non publiées). Ce ver est un parasite commun chez cette espèce (Anderson, 1992) et ne semble généralement pas lui causer de problème de santé (Measures, 1998).

Trois espèces de nématodes pulmonaires ont été trouvées chez le Phoque gris du Saint-Laurent : *Otostrongylus circumlitus* (chez 16 animaux sur un total de 308 examinés, surtout des jeunes), *Filaroides (Parafilaroides) gymnuris* (chez 5 animaux sur un total de 16 examinés) et *Filaroides (Parafilaroides) hispidus* (chez 2 animaux sur un total de 3 examinés) (Gosselin *et al.*, 1998). Ces parasites ne semblaient pas affecter la condition physique des phoques. Le ver de coeur, *Acanthocheilonema spirocauda*, n'a été retrouvé chez aucun des 271 phoques gris du Saint-Laurent examinés (Measures *et al.*, 1997).

Des analyses sérologiques ont montré que les mammifères marins du Saint-Laurent sont exposés au morbillivirus du phoque (qui a tué plus de 17 000 phoques en Europe en 1988-1989), à *Brucella* et *Leptospira* spp. (qui peuvent provoquer l'avortement et une maladie grave) et à *Mycoplasma phocacerebrale* (qui peut provoquer une maladie pulmonaire chez les phoques) (Measures, 1998). Des anticorps neutralisant le morbillivirus ont été identifiés chez les phoques gris de l'Atlantique du Nord-Ouest (Duigan *et al.*, 1995).

L'examen des parasites retrouvés chez les phoques du Saint-Laurent se poursuit actuellement dans le cadre des activités de recherche de Pêches et Océans Canada (Lena Measures, communication personnelle). Certaines de ces études indiquent que des agents pathogènes pourraient être transmis aux phoques via des activités humaines, soit par le rejet des eaux usées municipales, par le ruissellement des terres agricoles ou par la navigation commerciale (Lena Measures, communication personnelle).

6.3.3. Pathologie

Trois phoques gris du Saint-Laurent retrouvés morts dans la zone d'étude ont été examinés pour des pathologies (Béland *et al.*, 1992). Deux d'entre eux présentaient des lésions des systèmes respiratoire (emphysème et trachéo-bronchite) et cardiaque (insuffisance mitrale). Le troisième est mort de causes accidentelles.

7. EXPLOITATION PAR L'HOMME

Le Phoque gris ne fait pas l'objet d'une chasse importante dans la zone d'étude. Sa valeur commerciale est limitée et il est peu abondant ou absent de la zone d'étude pendant la période de la chasse (15 novembre au 1^{er} mai). Dans la zone d'étude, la chasse est principalement dirigée vers le Phoque du Groenland (voir le Chapitre 3, item 2.5.).

8. MESURES DE PROTECTION

La *Loi canadienne sur les pêches* contient un règlement (DORS/93) qui vise à contrôler la chasse des mammifères marins. Seuls les autochtones et les détenteurs de permis émis par Pêches et Océans Canada sont autorisés à prélever des mammifères marins. En ce qui concerne la zone d'étude, il est présentement interdit de chasser le Phoque gris l'été (juin à septembre). De plus, la chasse n'est pas permise lors de la saison de reproduction.

Il n'y a présentement aucun contrôle ni réglementation sur le commerce international des phoques gris puisque ces derniers n'apparaissent pas sur la liste de la Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (CITES).

La conservation, la gestion et la recherche en ce qui a trait aux mammifères marins, comme pour toutes les espèces marines dans les eaux canadiennes d'ailleurs, sont la responsabilité de Pêches et Océans Canada, en vertu de la *Loi sur les pêches*. La protection des mammifères marins et plus spécifiquement la protection de leur habitat relèvent de plusieurs paliers de gouvernement et de plusieurs lois et règlements (voir l'introduction du Chapitre 5). Entre autres, la création récente du parc marin du Saguenay—Saint-Laurent permet d'envisager plusieurs possibilités pour rehausser le niveau de protection offert aux mammifères marins et à leurs habitats. La nouvelle *Loi sur les Océans*, adoptée en janvier 1997, contient également plusieurs mécanismes qui permettraient de rehausser le niveau de protection.

9. PROBLÉMATIQUE ET ENJEUX

9.1. LACUNES DANS LES CONNAISSANCES

La population de phoques gris de l'Atlantique du Nord-Ouest est relativement bien connue. La taille des effectifs et la tendance d'accroissement sont suivies de près depuis plusieurs années. Les déplacements entre les aires de mise bas et les aires d'alimentation de même que le régime alimentaire du Phoque gris ont fait l'objet de plusieurs études détaillées.

Les informations disponibles sur le troupeau de Phoques gris qui fréquente la zone d'étude sont plutôt limitées. Les résultats d'une série d'études portant sur le comportement et le régime alimentaire des phoques ainsi que des recensements aériens effectués au cours des dernières années (1995-1997) devraient permettre de répondre à plusieurs interrogations concernant le Phoque gris de la zone d'étude.

Le Tableau 5 présente une évaluation sommaire de l'état des connaissances sur le troupeau de phoques gris qui fréquente la zone d'étude. Cette évaluation a été faite en fonction des besoins

de gestion et de conservation de cette espèce dans la zone d'étude. Les principales lacunes dans nos connaissances concernent :

- l'interaction entre le Phoque gris et le Phoque commun sur les sites d'échouerie;
- l'effet des contaminants sur la reproduction et le système immunitaire;
- l'importance et l'effet du dérangement lié au développement côtier et au trafic maritime;
- l'importance des prises accidentelles et les dommages causés aux engins de pêches.

9.2. PROBLÉMATIQUE

Le Tableau 6 présente une évaluation sommaire de la problématique liée à la gestion et à la protection du troupeau de phoques gris qui fréquente la zone d'étude.

9.2.1. Prédation

Les requins et les épaulards sont les principaux prédateurs naturels du Phoque gris. Dans l'Atlantique Nord, et particulièrement dans la zone d'étude, les épaulards sont très peu abondants (Mitchell et Reeves, 1988). En dépit du peu d'informations détaillées sur la prédation par les requins, Brodie et Beck (1983) mentionnent que la baisse de l'abondance des requins peut être un des facteurs qui a contribué à l'accroissement du nombre de Phoque gris.

9.2.2. Compétition pour la ressource

Comme chez le Phoque commun et plusieurs autres espèces de mammifères marins, le Capelan constitue une part importante du régime alimentaire du Phoque gris dans l'estuaire du Saint-Laurent. L'augmentation des populations des autres pinnipèdes et d'autres espèces piscivores est donc susceptible d'entraîner une plus grande compétition interspécifique pour la nourriture. Les données disponibles sur l'état des populations de compétiteurs potentiels et sur leurs régimes et stratégies alimentaires respectifs ne permettent toutefois pas d'évaluer l'ampleur d'une telle compétition.

Les travaux de Lavigueur *et al.* (1993) et de Lesage *et al.* (1995b) révèlent que les sites d'échouerie des phoques gris sont également occupés par les phoques communs. Dans l'état actuel des connaissances, il n'est pas possible de déterminer les conséquences d'un tel partage sur la dynamique de population du Phoque gris.

9.2.3. Chasse et autres prélèvements

La chasse au cours des derniers siècles est l'un des facteurs qui a largement contribué à réduire le nombre de phoques gris (Lavigueur et Hammill, 1993). Une chasse sélective et une chasse à prime ont été pratiquées dans le golfe et l'estuaire du Saint-Laurent entre 1967 et 1990 afin de contrôler la croissance de la population de phoques gris. La chasse sélective

Tableau 5

Évaluation sommaire de l'état des connaissances sur le Phoque gris dans le contexte de l'établissement d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude.

	<i>Amplement suffisantes</i>	<i>Suffisantes</i>	<i>Insuffisantes</i>	<i>Très insuffisantes</i>	<i>Inconnu</i>	<i>Remarques</i>
Identification de la population		✓				
Biologie générale						
Reproduction		✓				Les paramètres liés à la reproduction sont généralement bien connus.
Alimentation		✓				Le régime alimentaire du phoque gris dans la zone d'étude est relativement bien connu.
Comportement			✓			Bien que le comportement des phoques gris ait été amplement étudié, il y a peu d'information spécifique à la zone d'étude particulièrement en ce qui concerne l'occupation des échoueries et les interactions avec le Phoque commun.
Structure sociale		✓				
Habitat		✓				
Fréquentation et utilisation de la zone d'étude		✓				
État de la population						
Taille et tendances d'accroissement			✓			Aucune estimation de la taille et de la tendance d'accroissement de la population n'est disponible.
Contamination		✓				
Agents pathogènes		✓				
Pathologie		✓				
Facteurs limitants			✓			On connaît très peu les effets à long terme de la contamination par les substances toxiques, tant au niveau individuel qu'au niveau de la population.
Usage par l'homme		✓				

Tableau 6
Évaluation sommaire de la problématique du Phoque gris dans le contexte de l'établissement d'une
ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude.

	<i>Très problématique</i>	<i>Problématique</i>	<i>Peu problématique</i>	<i>Non problématique</i>	<i>Inconnu</i>	<i>Remarques</i>
FACTEURS LIMITANTS						
Prédation					✓	
Compétition			✓			
Variabilité génétique				✓		
Chasse et autres prélèvements				✓		
Collisions				✓		
Prises accidentelles					✓	L'ampleur des prises accidentelles est inconnue.
Agents pathogènes			✓			
Contaminants		✓				Les niveaux de contaminants mesurés chez les phoques gris sont suffisamment élevés pour soulever des inquiétudes quant à leur impact potentiel sur l'état de santé de ces animaux.
Dérangement		✓				Le développement côtier et les activités nautiques à proximité des échoueries, peuvent modifier la fréquentation de ces sites.
Perte d'habitat		✓				Le développement côtier peut être en compétition avec des sites d'échouerie existant ou empêcher l'établissement de nouveaux sites. Les pertes d'habitats propices à la mise bas liées aux changements climatiques pourraient devenir un facteur particulièrement limitant.
ÉTAT DES CONNAISSANCES				✓		Les connaissances disponibles sont suffisantes pour assurer une gestion prudente de la population; il y a toutefois des lacunes importantes à combler.
MESURES DE PROTECTION			✓			La réglementation et les mesures de contrôle du dérangement sont largement insuffisantes.

pratiquée sur les sites de mise bas dans le golfe du Saint-Laurent a récolté environ 1 000 individus par année (de 114 à 2 375) (Mansfield, 1988; Zwanenberg et Bowen, 1990). La chasse à prime (1978-1990) a encouragé un prélèvement supplémentaire de 4 379 animaux dont 309 provenaient de la zone d'étude (Lavigueur et Hammill, 1993). Malgré cet effort de chasse, la population augmente depuis au moins le début des années 1960 (voir l'item 6.2.). Le gouvernement canadien a annoncé en janvier 1999 qu'il prévoyait encourager la chasse aux phoques gris dans ses eaux, en excluant toutefois l'île de Sable. De nouvelles méthodes sont à l'étude pour tenter de contrôler la croissance de la population de phoques gris, par exemple par l'utilisation d'un vaccin contraceptif (Brown *et al.*, 1997).

9.2.4. Collisions et prises accidentelles

Peu d'informations sont présentement disponibles sur la mortalité des phoques gris associée aux collisions et aux prises accidentelles dans les eaux canadiennes. Selon une étude menée auprès des pêcheurs de la Gaspésie et de la Côte-Nord, environ 40 p. 100 d'entre eux capturent accidentellement des phoques à chaque année. Il n'existe cependant aucune estimation précise du nombre réel que cela peut représenter ni de la répartition de ces prises par espèce (Fontaine *et al.*, 1994).

9.2.5. Contaminants

Les teneurs en composés organochlorés mesurées chez les phoques gris sont généralement inférieures à celles mesurées chez le Phoque commun ou le Béluga. Des problèmes au niveau du système reproducteur ou une déficience des fonctions immunitaires pourraient survenir chez les individus les plus contaminés (Bernt, 1998).

Une réduction des taux de reproduction chez les phoques gris de la mer Baltique a été reliée à une exposition chronique aux BPC (Bergman et Olson (1985) dans Lesage et Hammill, 1999). Les teneurs moyennes rapportées par ces auteurs (73 à 100 mg•kg⁻¹) sont par contre largement supérieures à celles mesurées dans l'estuaire du Saint-Laurent (4 à 15 mg•kg⁻¹ chez les mâles; Bernt, 1998).

Le principal risque associé à une déficience des fonctions immunitaires est celui d'une résistance moindre aux infections virales. Des épizooties importantes ont déjà eu des conséquences majeures chez quelques populations de pinnipèdes autour du bassin atlantique.

9.2.6. Dérangement et dégradation de l'habitat

Il n'existe aucune étude sur le dérangement du Phoque gris occasionné par les activités d'observation en mer ou à partir du rivage. Des études sur le Phoque du Groenland ont clairement démontré leur sensibilité au dérangement, particulièrement pendant la période de reproduction (Kovacs et Innes, 1990). Lors des recensements de la population de phoques dans l'estuaire, Lesage *et al.* (1995b) ont noté une plus grande proportion de phoques gris à l'eau comparativement à ce qui fut observé pour les phoques communs qui pourrait être associée, selon ces auteurs, à une plus grande susceptibilité au dérangement. De plus, Lavigueur *et al.* (1993) ont noté que les phoques gris quittaient rapidement les sites d'échouerie à l'approche d'un bateau. L'éloignement et l'isolement de la plupart des sites d'échouerie actuellement utilisés par les phoques gris réduisent les probabilités que cette forme

de dérangement ait un effet durable et/ou cumulatif important (Lavigueur *et al.*, 1993). Ces sites ne sont cependant pas à l'abri du développement des activités humaines le long des rives qui pourraient limiter le nombre de nouvelles colonies.

D'autre part, la qualité des sites de mise bas pourrait être un facteur déterminant pour le succès de la reproduction. Les mauvaises conditions de glaces dans le golfe du Saint-Laurent pourraient expliquer le plus faible taux de production de chiots, voire même favoriser l'émigration vers l'île de Sable (Hammill *et al.*, 1998). La perspective d'un réchauffement des eaux du golfe pourrait donc avoir des conséquences considérables sur la population de phoques gris.

9.3. ENJEUX

L'impact potentiel de l'accroissement du nombre de Phoque gris sur les autres mammifères marins de l'estuaire, plus particulièrement le Phoque commun dont le statut est précaire, est un des principaux enjeux relatifs à la problématique du Phoque gris (Tableau 7).

La croissance rapide de la population de Phoque gris de l'Atlantique du Nord-Ouest pourrait être accompagnée d'un accroissement de la taille du troupeau qui fréquente la zone d'étude. Dans cette éventualité, il est possible que le Phoque gris exerce une pression importante sur les quelques espèces-clés, comme le Capelan et le Hareng atlantique, recherchées par la majorité des mammifères marins de l'estuaire. La croissance du troupeau de phoques gris pourrait aussi avoir un impact important sur le Phoque commun qui fréquente les mêmes sites d'échouerie.

En raison de la position qu'occupe le Phoque gris dans le cycle vital du ver de la morue et des dommages qu'il est réputé causer aux engins de pêche, la croissance de sa population est susceptible d'entraîner des conflits de plus en plus importants avec l'industrie de la pêche. Bien que la chasse sélective ne soit plus pratiquée depuis 1990 et que la chasse commerciale ne soit pas pour l'instant importante, il est probable que des actions visant le contrôle voire même la réduction de la taille de la population soient adoptées. Dans cette perspective, il est important de se rappeler que la population de phoques gris a été considérablement réduite par une chasse intensive il y a à peine 40 ans et qu'ils étaient considérés rares dans le Saint-Laurent. Étant donné que le succès de reproduction des phoques gris varie considérablement d'une année à l'autre selon les conditions climatiques, un regain de la chasse de cette espèce devrait être suivie.

Le second enjeu est associé aux impacts potentiels sur la santé des phoques de la contamination élevée par les substances toxiques. Les impacts des activités humaines en milieu côtier (notamment les activités d'observation en mer et à partir de la rive) sur la fréquentation des sites d'échouerie représentent le troisième enjeu. Le dernier enjeu est lié aux changements climatiques et à leurs effets sur le couvert de glace dans le golfe qui pourraient réduire le succès de reproduction de l'espèce.

Tableau 7
Enjeux relatifs à la problématique du Phoque gris dans la zone d'étude.

<i>Problème</i>	<i>Type d'enjeu</i>	<i>Description de l'enjeu</i>
Hausse anticipée du nombre de phoques gris	• Pour les mammifères marins • Pour l'homme	Compétition accrue pour la nourriture (notamment le Capelan et le hareng) et pour les échoueries avec les autres mammifères marins, plus particulièrement le Phoque commun. Augmentation potentielle des dommages aux engins de pêche.
Contamination élevée par les substances toxiques	• Pour l'espèce	Effets néfastes sur la reproduction; développement possible de déficiences immunitaires et susceptibilité accrue aux épizooties.
Hausse des activités d'observation en mer et à partir de la rive	• Pour l'espèce	Modification probable de l'occupation des échoueries.
Impacts des changements climatiques (anticipés) sur la répartition et l'abondance des glaces dans le golfe	• Pour l'espèce	Effet potentiellement néfaste sur le succès de reproduction de la composante de la population qui se reproduit dans le golfe.

RÉFÉRENCES

- Addison, R.F. et P.F. Brodie. 1987. Transfer of organochlorine residues from blubber through the circulatory system to milk in the lactating grey seal *Halichoerus grypus*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44 : 782-786.
- Addison, R.F. et W.T. Stobo. 1993. Organochlorine residue concentrations and burdens in grey seals (*Halichoerus grypus*) blubber during the first year of life. J. Zool. 230 : 443-450.
- Addison, R.F., P.F. Brodie et M.E. Zinck. 1984. DDT has declined more than PCBs in eastern canadian seals during the 1970s. Environ. Sci. Technol. 18 : 935- 937.
- Anderson, R.C. 1992. Nematode parasites of vertebrates : their development and transmission. C·A·B International, Wallingford.
- Asselin, S., M.O. Hammill et C. Barrette. 1993. Underwater vocalizations of ice breeding grey seals. Can. J. Zool. 71 : 2211-2219.
- Baker, S.R., C. Barrette et M.O. Hammill. 1995. Mass transfer during lactation of an ice-breeding pinniped, the grey seal (*Halichoerus grypus*), in Nova Scotia, Canada. J. Zool. 236 : 531-542.
- Baker, C.S., D.A. Gilbert, M.T. Weinrich, R. Lambertsen, J. Calambokidis, B. McArdle, G.K. Chambers et S.J. O'Brien. 1993. Population characteristics of DNA fingerprints in humpback whales (*Megaptera novaeangliae*). J. Hered. 84 : 281-290.
- Beck, G.G., T.G. Smith et R.F. Addison. 1994. Organochlorine residus in harp seals, *Phoca groenlandica*, from the Gulf of St. Lawrence and Hudson Strait : an evaluation of contaminant and burdens. Can. J. Zool. 72 : 174-182.
- Bédard, C., K.M. Kovacs et M.O. Hammill. 1993. Reproductive behaviour of grey seals (*Halichoerus grypus*) breeding on the seasonal pack ice in the Gulf of St. Lawrence, Canada. (soumis).
- Béland, P., S. De Guise et R. Plante. 1992. Toxicologie et pathologie des mammifères marins du Saint-Laurent. Rapport final présenté au Fonds pour la toxicologie faunique du Fonds mondial pour la nature (Toronto) par INESL, Montréal, Québec, 99 p.
- Benoit, D. et W.D. Bowen. 1990a. Seasonal and geographic variation in the diet of grey seal (*Halichoerus grypus*) in eastern Canada. Can. Bull. Fish. Aquat. Sci. 222 : 215-226.
- Benoit, D. et W.D. Bowen. 1990b. Summer diet of grey seals (*Halichoerus grypus*) at Anticosti Island, Gulf of St. Lawrence, Canada. Can. Bull. Fish. Aquat. Sci. 222 : 227-242.
- Bernt, K.E. 1998. PCB's and organochlorine pesticides found in harbour and grey seals from the St. Lawrence estuary, Québec, Canada. Thèse de maîtrise. University of Waterloo, Waterloo, Ontario. 73 p.
- Biorex. 1995. Cartographie des ressources halieutiques et de leurs habitats dans l'estuaire moyen du Saint-Laurent. Rapport au ministère des Pêches et des Océans, Région du Québec, Division de la gestion et de l'habitat du poisson. 36 p. + annexes.
- Biorex. 1996. Base de données géoréférencées sur les ressources halieutiques et leurs habitats : estuaire maritime du Saint-Laurent et fjord du Saguenay. Rapport au ministère

- des Pêches et des Océans, Région du Québec, Division de la gestion et de l'habitat du poisson. Volume 1 : 38 p. + annexes et Volume 2 : 34 p. + annexes.
- Boness, D.J. et H. James. 1979. Reproductive behaviour of the grey seal (*Halichoerus grypus*) on Sable Island, Nova Scotia. J. Zool. 188 : 477-500.
- Boskovic, R., K.M. Kovacs, M.O. Hammill et B.N. White. 1996. Geographic distribution of mitochondrial DNA haplotypes in grey seals (*Halichoerus grypus*). Can. J. Zool. 74 : 1787-1796.
- Bowen, W.D., R. Mohn et J. McMillan. 1999. Grey seal pup production on Sable Island : sustained exponential growth of a large mammal population. Working paper 99/9 presented at the Fisheries and Oceans National Marine Mammal Peer Review Committee in Montréal, 1-5 February 1999, 35 p.
- Bowen, W.D., W.T. Stobo et S.J. Smith. 1992. Mass changes of grey seal *Halichoerus grypus* pups on Sable Island : differential maternal investment reconsidered. J. Zool. 227 : 607-622.
- Brodie, P. et B. Beck. 1983. Predation by sharks on the grey seal (*Halichoerus grypus*) in eastern Canada. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40 : 267-271.
- Brown, R.G., D. Bowen, J.D. Eddington, W.C. Kimmins, M. Mezei, J.L. Parsons et B. Pohajdak. 1997. Evidence for a long-lasting single administration contraceptive vaccine in wild grey seals. J. Reprod. Immunol. 35 : 43-51.
- Cameron, A.W. 1967. Breeding behaviour in a colony of western Atlantic grey seals. Can. J. Zool. 45 : 161-173.
- Campbell, R.R. 1998. Rare and endangered fishes and marine mammals of Canada : COSEWIC fish and marine mammal subcommittee status reports : XII. Can. Field-Nat. 112 : 94-97.
- Duigan, P.J., J.T. Saliki, D.J. St. Aubin, G. Early, S. Sadove, J.A. House et J.R. Geraci. 1995. Epizootiology of morbillivirus infection in North american harbour seal (*Phoca vitulina*) and grey seals (*Halichoerus grypus*). J. Wildl. Dis. 31 : 491-501.
- Fontaine, P.-M., C. Barrette, M.O. Hammill et M.C.S. Kingsley. 1994. Incidental catches of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the Gulf of St. Lawrence and the St. Lawrence River estuary, Québec, Canada. Rep. Int. Whal. Commn. 15 : 159-163.
- Godsell, J. 1991. The relative influence of age and weight on the reproductive behaviour of male grey seals, *Halichoerus grypus*. J. Zool. 224 : 537-551.
- Gosselin, J.-F. et M.O. Hammill. 1998. Movements of Northwest Atlantic grey seals using satellite telemetry. Abstract presented at the World Marine Mammal Science Conference. Monaco.
- Gosselin, J.-F., L.N. Measures et J. Huot. 1998. Lungworm (Nematoda : Metastrongyloidea) infections in Canadian phocids. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 55 : 825-834.
- Goulet, A.-M. 1996. Caractérisation des déplacements et des activités de plongée du phoque gris (*Halichoerus grypus*) dans le golfe du Saint-Laurent par la télémétrie par satellite. Thèse de maîtrise. Université Laval, Québec.

- Hammill, M. 1999. Replacement yields of Northwest Atlantic grey seals (*Halichoerus grypus*). Working paper 99/11 presented at the Fisheries and Oceans National Marine Mammal Peer Review Committee in Montréal, 1-5 February 1999. 16 p.
- Hammill, M.O. et J.F. Gosselin. 1995. Grey seal (*Halichoerus grypus*) from the Northwest Atlantic : female reproductive rates, age at first birth, and age of maturity in males. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 52 : 2757-2761.
- Hammill, M.O., K.M. Kovacs et C. Lydersen. 1993. Postbreeding movements of Western Atlantic grey seals as revealed by satellite telemetry. The 10th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals. Galveston, Texas, USA.
- Hammill, M.O., G.B. Stenson, R.A. Myers et W.T. Stobo. 1998. Pup production and population trends of the grey seal (*Halichoerus grypus*) in the Gulf of St. Lawrence. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 55 : 423-430.
- Iverson, S.J., W.D. Bowen, D.J. Boness et O.T. Oftedal. 1993. The effect of maternal size and milk energy output on the growth in grey seals (*Halichoerus grypus*). Physiol. Zool. 66 : 61-88.
- Kovacs, K.M. et S. Innes. 1990. The impact of tourism on harp seals (*Phoca groenlandica*) in the Gulf of St. Lawrence, Canada. Applied Animal Behaviour Science 26 : 15-26.
- Lavigne, L. et M.O. Hammill. 1993. Distribution and seasonal movements of grey seals, *Halichoerus grypus*, born in the Gulf of St. Lawrence and eastern Nova Scotia shore. Can. Field-Nat. 107 : 329-340.
- Lavigne, L., M.O. Hammill et S. Asselin. 1993. Distribution et biologie des phoques et autres mammifères marins dans la région du parc marin du Saguenay. Rapp. manus. can. sci. halieut. aquat. 2220 : vi + 40 p.
- Lesage, V. et M.O. Hammill. 1999. The status of the grey seal (*Halichoerus grypus*) in the northwest Atlantic. Prepared by the Department of Fisheries and Oceans for the Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada, Ottawa, ON. Draft paper.
- Lesage, V., M.O. Hammill et K.M. Kovacs. 1995a. Comparison of dive behaviour and movements of harbour and grey seals from the St. Lawrence estuary, Québec, Canada. The 11th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals. Orlando, FL.
- Lesage, V., M.O. Hammill et K.M. Kovacs. 1995b. Harbour seal (*Phoca vitulina*) and grey seal (*Halichoerus grypus*) abundance in the St. Lawrence estuary. Rapp. manus. can. sci. halieut. aquat. 2307 : 19 p.
- Lydersen, C., M.O. Hammill et K.M. Kovacs. 1994. Activity of lactating ice-breeding grey seals, *Halichoerus grypus*, from the Gulf of St. Lawrence, Canada. Anim. Behav. 48 : 1417-1425.
- Mansfield, A.W. 1988. Le phoque gris. Le monde sous-marin. Pêches et Océans Canada, 6 p.
- Mansfield, A.W. et B. Beck. 1977. The grey seal in eastern Canada. Environment Canada, Fisheries and Marine Service, Tech. Rep. 704 : 81 p.
- McLaren, I.A. 1993. Growth in pinnipeds. Biological Reviews 68 : 1-79.

- Measures, L. 1998. Maladies des mammifères marins au Québec. Programme scientifique Saint-Laurent Vision 2000 présenté dans le cadre du 66^e congrès de l'ACFAS. Université Laval, Québec. 11 au 15 mai 1998.
- Measures, L.N., J.-F. Gosselin et E. Bergeron. 1997. Heartworm, *Acanthocheilonema spirocauda* (Leidy, 1858), infections in Canadian phocid seals. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54 : 842-846.
- Mitchell, E. et R. R. Reeves. 1988. Records of killer whales in the western North Atlantic, with emphasis on eastern canadian waters. Rit Fiskideildar 11 : 161-193.
- Murie, D.J. et D.M. Lavigne. 1992. Growth and feeding habits of grey seals (*Halichoerus grypus*) in the northwestern Gulf of St. Lawrence, Canada. Can. J. Zool. 70 : 1604-1613.
- Proust, F. 1996. Composition du régime alimentaire du phoque gris (*Halichoerus grypus*) dans le golfe du Saint-Laurent, Québec, Canada. Thèse de maîtrise. Université du Québec à Rimouski, Rimouski (Qc).
- Stobo, W.T., B. Beck et L.P. Fanning. 1990. Seasonal movements of grey seals (*Halichoerus grypus*) in the Northwest Atlantic. Can. Bull. Fish. Aquat. Sci. 222 : 147-162.
- Stobo, W.T. et K.C.T. Zwanenberg. 1990. Grey seals (*Halichoerus grypus*) pup production on Sable Island and estimates of recent production in the Northwest Atlantic. Can. Bull. Fish. Aquat. Sci. 222 : 171-184.
- Tinker, M.T., K.M. Kovacs et M.O. Hammill. 1995. The reproductive behavior and energetics of male grey seals (*Halichoerus grypus*) breeding on land-fast ice substrate. Behav. Ecol. Sociobiol. 36 : 159-170.
- Zwanenberg, K.C.T. et W.D. Bowen. 1990. Population trends of the grey seal (*Halichoerus grypus*) in eastern Canada. Can. Bull. Fish. Aquat. Sci. 222 : 185-197.

ANNEXE CARTOGRAPHIQUE

Carte 1. Répartition du Phoque gris dans la zone d'étude.

PHOQUE DU GROENLAND (*Phoca groenlandica*)

RÉSUMÉ

Le Phoque du Groenland est un visiteur surtout hivernal de la zone d'étude. Les individus qui fréquentent la zone d'étude appartiennent à la population de l'Atlantique du Nord-Ouest. Cette population, estimée à 4,8 millions d'individus en 1994, est en croissance depuis les années 1950. La taille et la structure du troupeau qui fréquente l'estuaire sont inconnues, mais ce dernier semble en augmentation.

L'abondance du Phoque du Groenland dans la zone d'étude varie au cours de l'hiver avec des pics avant et après la période de reproduction de mars. Depuis quelques années, le Phoque du Groenland est de plus en plus fréquemment observé dans la zone d'étude pendant l'été mais sa répartition et son abondance à cette période sont peu documentées. Dans l'estuaire, son régime alimentaire est essentiellement composé de capelans, une proie convoitée par plusieurs mammifères marins. Il n'existe pas de site d'échoueries terrestre pour cette espèce dans la zone d'étude. En hiver, on les retrouve sur les glaces entre Rivière-du-Loup et Forestville.

La présence du Phoque du Groenland dans la zone d'étude durant l'été et la croissance probable du troupeau de l'estuaire pourraient avoir un impact important sur d'autres espèces de la zone d'étude.

TABLE DES MATIÈRES

	Page
Résumé.....	i
Liste des tableaux	iv
1. Valeur particulière de l'espèce.....	1
2. Identification de la population	1
3. Biologie générale de l'espèce.....	2
3.1. Morphologie et taille.....	2
3.2. Reproduction	2
3.3. Longévité	3
3.4. Alimentation.....	3
3.5. Plongée et comportement alimentaire	3
3.6. Structure sociale	4
3.7. Comportement vocal.....	5
4. Habitat.....	5
5. Fréquentation et utilisation de la zone d'étude.....	5
6. État de la population.....	6
6.1. Statut	6
6.2. Taille, structure et tendance d'accroissement de la population	6
6.3. Condition des individus	7
6.3.1. Condition générale	7
6.3.2. Contaminants	8
6.3.3. Agents pathogènes	8
6.3.4. Pathologie	10
7. Exploitation par l'homme	10
8. Mesures de protection	10
9. Problématique et enjeux.....	11
9.1. Lacunes dans les connaissances	11
9.2. Problématique.....	11
9.2.1. Mortalité naturelle et prédation	11
9.2.2. Compétition pour la ressource.....	14
9.2.3. Chasse et autres prélèvements.....	14

Page

9.2.4. Collisions et prises accidentelles	15
9.2.5. Contaminants	15
9.2.6. Dérangements	15
9.2.7. Changement climatique.....	15
9.3 Enjeux	15
Références.....	17
Annexe cartographique	20

LISTE DES TABLEAUX

	Page
Tableau 1. Paramètres liés à la reproduction chez le Phoque du Groenland de l'Atlantique du Nord-Ouest	2
Tableau 2. Principales proies du Phoque du Groenland dans la zone d'étude.....	4
Tableau 3. Observations de phoques du Groenland dans la région Les Escoumins–Grandes-Bergeronnes au cours de l'hiver 1991-1992	5
Tableau 4. Sites les plus fréquentés par le Phoque du Groenland en été.....	6
Tableau 5. Taille, structure et tendance d'accroissement de la population de phoques du Groenland de l'Atlantique du Nord-Ouest	7
Tableau 6. Concentrations moyennes en BPC, DDT totaux et autres organochlorés dans le gras sous-cutané des phoques communs, phoques gris et phoques du Groenland de l'estuaire du Saint-Laurent	9
Tableau 7. Évaluation sommaire de l'état des connaissances sur le Phoque du Groenland dans le contexte de l'établissement d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude.....	12
Tableau 8. Évaluation sommaire de la problématique du Phoque du Groenland dans le contexte de l'établissement d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude	13
Tableau 9. Enjeux relatifs à la problématique du Phoque du Groenland dans la zone d'étude.....	16

1. VALEUR PARTICULIÈRE DE L'ESPÈCE

Le Phoque du Groenland se retrouve au centre d'une controverse internationale sur la chasse et le commerce des produits de la chasse qui dure depuis plusieurs années. Les nouveau-nés, appelés les blanchons, ont attiré la «sympathie» de plusieurs groupes environnementaux et de groupes pour la défense des droits des animaux. Ces groupes, principalement d'origine européenne, sont parvenus à imposer un boycottage presque systématique du commerce de la fourrure des blanchons. Ce boycott a entraîné une quasi fermeture de la chasse pendant les années 1980.

Depuis quelques années la chasse a repris avec le support de subventions fédérales et à la suite des efforts importants consentis par les associations de chasseurs pour développer de nouveaux marchés, particulièrement pour la viande de phoque. Le Phoque du Groenland fait de nouveau l'objet d'une chasse commerciale importante dans le golfe du Saint-Laurent. Il se fait également une chasse commerciale et une chasse sportive dans la zone d'étude. Cette chasse a une importance économique appréciable. La présence de plus en plus régulière du Phoque du Groenland dans la zone d'étude pendant l'été pourrait en faire un attrait additionnel pour l'industrie d'observation en mer.

En raison de la taille importante de sa population, le Phoque du Groenland est considéré par les associations de pêcheurs comme un des responsables de la chute des stocks de poissons de fond. Ce rôle lui a d'ailleurs permis de faire la une des grands quotidiens. Son importance comme prédateur des poissons de fond demeure une préoccupation importante pour les gestionnaires responsables des stocks de poissons et de mammifères marins.

2. IDENTIFICATION DE LA POPULATION

Le Phoque du Groenland est un visiteur saisonnier dans la zone d'étude. Les individus qui fréquentent la zone d'étude appartiennent à la population de l'Atlantique du Nord-Ouest qui se divise en deux principaux troupeaux :

- celui du *Front* qui se reproduit sur les banquises dérivant au large du Labrador;
- celui du *Golfe* qui se reproduit sur les glaces du golfe du Saint-Laurent, à proximité des îles de la Madeleine et parfois près de l'île de Mécatina dans la partie nord du golfe.

Les captures de phoques de Groenland étiquetés suggèrent que les adultes qui hivernent dans le golfe et dans l'estuaire sont nés dans le golfe (Sergeant, 1991). Toutefois des mouvements importants de jeunes entre les deux troupeaux ont été rapportés.

Il existe deux autres populations de cette espèce dont les sites de reproduction sont situés dans les eaux arctiques et sub-arctiques de la mer Blanche, au nord de la Russie, et près de l'île Jan Mayen, au sud-ouest du Spitzberg, en Norvège (Sergeant, 1991). Des études de marquage ont révélé que des échanges peuvent survenir entre les différentes populations (Kapel, 1996).

3. BIOLOGIE GÉNÉRALE DE L'ESPÈCE

3.1 MORPHOLOGIE ET TAILLE

Le Phoque du Groenland se distingue des autres phoques du Saint-Laurent par son patron de coloration. Il possède une large bande noire, plus ou moins en forme de fer à cheval, qui chevauche le dos du mâle adulte et des femelles âgées, d'où son nom vernaculaire « Phoque à selle ».

Le nouveau-né pèse environ 11 kg et mesure environ 85 cm. À la naissance, il est de couleur jaunâtre. Trois jours plus tard, sa fourrure devient blanche (blanchons). Une fois sevré, lorsqu'il est âgé d'environ 12 jours (Kovacs, 1987), le jeune pèse en moyenne 35 kg soit plus de trois fois son poids à la naissance. Le mâle est à peine plus grand que la femelle, mesurant en moyenne 169 cm par rapport à 162 cm pour la femelle. Leur poids varie de 85 à 180 kg selon l'époque de l'année (Bowen, 1982).

3.2 REPRODUCTION

Les principaux paramètres associés à la reproduction chez le Phoque du Groenland sont présentés au Tableau 1. La maturité sexuelle est atteinte vers l'âge de quatre à six ans chez la femelle et entre quatre et huit ans chez le mâle (Bowen *et al.*, 1981; Sjare *et al.*, 1996).

Tableau 1

Paramètres liés à la reproduction chez le Phoque du Groenland de l'Atlantique du Nord-Ouest.

Maturité sexuelle	Chez le mâle : 4 à 8 ans Chez la femelle : 4 à 6 ans
Accouplement	De mars à avril dans le golfe
Période de gestation	Environ 11,5 mois, incluant un délai d'implantation de 3-4 mois
Mise bas	Début mars
Période d'allaitement	Environ 12 jours

Sources : Bowen *et al.*, 1981; Sergeant, 1991; Sjare *et al.*, 1996.

Le cycle vital du Phoque du Groenland peut être divisé en quatre périodes (adapté de Sergeant, 1991) :

- la migration vers le sud à l'automne;
- l'hivernage dans le sud où ont lieu la mise bas, la reproduction et la mue;
- la migration vers le nord à la fin du printemps;
- la période estivale dans le nord.

La période de gestation dure environ sept mois. Le développement embryonnaire est interrompu pendant une période de trois à quatre mois environ (Stewart *et al.*, 1989; Sergeant, 1991) et la naissance survient 11,5 mois après la fécondation, soit entre les mois de février et mars. Dans le golfe du Saint-Laurent, la date moyenne de mise bas est le 2 mars (Stewart *et*

al., 1989). Les femelles redeviennent fécondes environ deux semaines après la naissance de leur petit, soit à la fin de la période d'allaitement.

Chaque année, au début d'avril, les mâles adultes et les jeunes (*bedlamers*) commencent à muer. Pendant la mue qui dure environ quatre semaines, ils se nourrissent rarement et perdent plus de 20 p. 100 de leur graisse (Beck, 1990). Après la mue, les adultes et les jeunes regagnent leurs aires d'alimentation estivales dans l'Arctique, complétant ainsi le cycle annuel. Les femelles pour leur part commencent à se nourrir immédiatement après le sevrage. Elles regagneront rapidement jusqu'à 60 p. 100 du poids qui a été perdu pendant l'allaitement. Leur mue débute après cette période d'alimentation intensive.

3.3. LONGÉVITÉ

Règle générale, les phoques du Groenland peuvent vivre plus de 35 ans (Bowen, 1982).

3.4. ALIMENTATION

Le régime alimentaire du Phoque du Groenland varie selon la saison, l'endroit et même d'une année à l'autre (Beck *et al.*, 1993; Lawson *et al.*, 1994; Lawson et Stenson, 1995). Pendant leur séjour dans la zone d'étude, les phoques s'alimentent de façon intense et les proies sont peu diversifiées (Tableau 2). Le Capelan (*Mallotus villosus*) est de loin la principale et parfois l'unique proie consommée par les individus examinés (Sergeant, 1973; Murie, 1984; Bowen, 1985; Beck, 1990; Murie et Lavigne, 1991; Beck *et al.*, 1993). Les sébastes, l'éperlan, l'alose et le saumon sont des proies d'importance secondaire (< 20 p. 100 d'occurrence). Fait à noter, les phoques du Groenland se nourrissent également d'euphausiacés appartenant au genre *Thysanoessa*.

Le nombre élevé de capelans dans les estomacs de phoques examinés en avril (moyenne de 169,4 capelans dans 9 échantillons) reflète l'intensité de l'alimentation dans l'estuaire qui survient après l'allaitement et l'accouplement. Les phoques du Groenland ingèrent l'équivalent de 1,8 à 4 p. 100 de leur masse corporelle par jour durant les mois de janvier et février (Murie et Lavigne, 1991; Sergeant, 1991). La taille des proies ne dépassait que très rarement une longueur de 16 cm et un poids de 21,5 g (Murie et Lavigne, 1991).

3.5. PLONGÉE ET COMPORTEMENT ALIMENTAIRE

Le comportement de plongée des phoques du Groenland n'a pas encore été étudié en détail. Les plongées de quatre femelles lactantes ont été suivies à l'aide d'un émetteur muni d'un chrono-bathymètre (Lydersen et Kovacs, 1993). La profondeur maximale atteinte était de 90 m et la durée maximale des plongées était de 13 minutes. Ces suivis suggèrent entre autres que les femelles pourraient rechercher de la nourriture pendant la période d'allaitement.

Tableau 2
Principales proies du Phoque du Groenland dans la zone d'étude.

Période de l'année		Décembre à février	Avril	Janvier à février
<i>Espèces</i>		<i>Fréquence d'occurrence (%)</i>		
Poissons				
• Capelan	<i>Mallotus villosus</i>	98	100	100
• Sébastes	<i>Sebastes</i> spp.	15	-	16
• Éperlan arc-en-ciel	<i>Osmerus mordax</i>	2	-	12
• Gaspereau	<i>Alosa pseudoharengus</i>	-	-	12
• Saumon de l'Atlantique	<i>Salmo salar</i>	-	9	-
• Morue franche	<i>Gadus morhua</i>	-	-	4
• Motelle à quatre barbillons	<i>Enchelyopus cimbrius</i>	-	-	4
• Merlu	<i>Merluccius</i> spp.	-	-	8
• Merluce blanche	<i>Urophycis tenuis</i>	-	-	4
• Lussion blanc	<i>Notolepis rissoi krøyeri</i>	-	-	4
• Grenadier du Grand Banc	<i>Nezumia bairdi</i>	-	-	4
• Non-identifiés		-	-	4
Invertébrés				
• Alcyonaria (corail mou)		12	-	-
• Crustacés				
- Amphipodes		-	-	8
- Décapodes	<i>Pandalus</i> sp.	5	-	4
- Cirripèdes		-	-	4
- Euphausiacés	<i>Thysanoessa raschi</i>	-	-	20
- Non-identifiés		12	-	-
• Ascidies		-	-	1
Nombre d'estomacs avec nourriture / nombre d'estomacs examinés		41/41	9/10	25/25
Source		Murie et Lavigne, 1991	Murie et Lavigne, 1991	Beck <i>et al.</i> , 1993

Par ailleurs, la présence de certaines espèces de poissons d'eau profonde dans les estomacs du Phoque du Groenland (i. e. les sébastes, *Sebastes* sp.) suggère qu'il est capable d'atteindre des profondeurs de près de 300 m (Sergeant, 1991).

3.6. STRUCTURE SOCIALE

Les phoques du Groenland sont très grégaires. Ils abordent les glaces en troupes pour y mettre bas, s'accoupler et muer. Ils migrent et se nourrissent en bandes qui peuvent regrouper jusqu'à plusieurs centaines d'individus (Bowen, 1982). À l'exception du lien mère-chiot, il ne semble pas y avoir d'association individuelle durable chez les phoques du Groenland. Il existe toutefois une forme de ségrégation des sexes et des classes d'âge à différentes périodes de l'année (Sergeant, 1991).

3.7. COMPORTEMENT VOCAL

Les sons émis par les blanchons sur les sites de mise bas faciliteraient l'établissement du lien mère-chiot (Terhune *et al.*, 1979). Lors de la période de reproduction, les phoques du Groenland deviennent très vocaux. Les sons sous-marins se propagent sur une distance pouvant atteindre 30 km et favoriseraient le comportement d'agrégation observé aux sites de reproduction (Terhune et Ronald, 1986).

Durant la période de mise bas, des confrontations vocales entre les mâles ont également été observées sous l'eau (Merdsoy *et al.*, 1978).

4. HABITAT

Les phoques du Groenland se retrouvent généralement associés à la banquise durant toute l'année (Sergeant, 1991). Au printemps, ils mettent bas et muent sur les glaces épaisses formées au cours de l'hiver. À la fin du printemps, ils migrent vers l'Arctique, jusqu'à la limite de la banquise.

5. FRÉQUENTATION ET UTILISATION DE LA ZONE D'ÉTUDE

Le Phoque du Groenland est principalement un visiteur hivernal dans l'estuaire du Saint-Laurent. À partir de décembre, un nombre important d'individus (surtout des femelles) remontent le Saint-Laurent et pénètrent dans la zone d'étude pour s'alimenter dans les bancs de capelans, principalement le long de la portion amont de la Haute-Côte-Nord (**Carte 1**). Ils y séjournent jusqu'en février lorsqu'ils quittent l'estuaire pour aller se reproduire dans le golfe. Le retour dans la zone d'étude a lieu en mars après la reproduction (Lavigueur *et al.*, 1993). L'abondance maximale des phoques dans le secteur des Escoumins au cours de l'hiver survient à la mi-décembre et à la mi-mars (Tableau 3).

Tableau 3
Observations de phoques du Groenland réalisées dans la région Les Escoumins—Grandes-Bergeronnes au cours de l'hiver 1991-1992.

<i>Date</i>	<i>Nombre</i>
16 au 19 décembre	> 500
14 au 18 janvier	22
11 au 14 février	40
16 au 19 mars	225

Source : Lavigueur *et al.*, 1993.

Depuis quelques années, le Phoque du Groenland est régulièrement observé dans la zone d'étude pendant l'été. Ce changement dans l'occupation et l'exploitation de la zone d'étude apparaît être récent puisque, dans les années 1960, il n'était que très rarement observé en été et les groupes signalés en hiver étaient plus petits (Ligori Otis cité dans Lavigueur *et al.*, 1993).

Même si les observations estivales de phoques du Groenland sont de plus en plus régulières, ce pinnipède est alors beaucoup moins abondant que les phoques gris et communs. Ils sont principalement observés dans le secteur de l'île Rouge ainsi que dans l'estuaire maritime au large de Grandes-Bergeronnes et du cap de Bon-Désir (Tableau 4; Lavigueur *et al.*, 1993). Ils ont également été observés à proximité de l'île Verte, entre l'île aux Basques et Les Escoumins près du Bic et dans la région des îles de Kamouraska (Lavigueur *et al.*, 1993).

Tableau 4
Sites les plus fréquentés par le Phoque du Groenland en été
(nombre d'individus observés).

1991	1992
embouchure du Saguenay (25)	île Rouge (11)
île Rouge (5)	Grandes-Bergeronnes — pointe à la Carriole (7)
île Blanche (2)	île Blanche (7)
	Les Escoumins (6)

Source : Lavigueur *et al.*, 1993.

Pendant l'été, les phoques du Groenland ne semblent pas utiliser les sites d'échouerie puisque toutes les observations portaient sur des animaux à l'eau. Par contre, en hiver, ils sont observés hors de l'eau sur les glaces entre Forestville et Rivière-du-Loup (Lavigueur *et al.*, 1993).

Enfin, il semble y avoir une ségrégation des sexes et des classes d'âge sur les aires d'alimentation (Sergeant, 1973). En effet, les femelles sont plus abondantes que les mâles dans la zone d'étude et les immatures âgés de 1 à 3 ans sont sous représentés. Ces immatures hiverneraient avec la population du Front (Sergeant, 1991).

6. ÉTAT DE LA POPULATION

6.1. STATUT

Le Phoque du Groenland n'a reçu aucun statut particulier du Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). Il ne figure pas non plus sur la liste des espèces dont le statut devrait être évalué (Campbell, 1998).

6.2. TAILLE, STRUCTURE ET TENDANCE D'ACCROISSEMENT DE LA POPULATION

La population de phoques du Groenland de l'Atlantique du Nord-Ouest est passée de 3,0–3,5 millions d'individus durant les années 1920 à 1,2–1,5 million à la fin des années 1950 (Tableau 5). Dans les années 1970, elle avait augmenté légèrement à 1,5–1,75 million (Sergeant, 1991) et elle compte aujourd'hui environ 4,8 millions d'individus (Shelton *et al.*, 1996). Une nouvelle série de recensements de la population a été initiée en mars 1999 (Mike Hammill, communication personnelle).

Tableau 5
Taille, structure et tendance d'accroissement de la population de phoques du Groenland de l'Atlantique du Nord-Ouest.

	<i>Année</i>			
	<i>1920</i>	<i>1950</i>	<i>1970</i>	<i>1994</i>
Nombre d'individus (en millions)	3,0 - 3,5	1,2 - 1,5	1,5 - 1,75	4,8
Nombre de blanchons	-	-	-	702 900
Taux de croissance	-	-	-	5 p. 100

Sources : Sergeant, 1991; Shelton *et al.*, 1996; Stenson *et al.*, 1996.

Il existe une corrélation entre l'âge à la maturité sexuelle de la femelle et la taille de la population chez cette espèce (Bowen *et al.*, 1981). Dans les années 1950, la maturité sexuelle des femelles était atteinte à l'âge moyen de 5,8 ans. Elle est passée à 4,6 ans au début des années 1980 pour augmenter de nouveau à 5,4 ans au début des années 1990 (Sjare *et al.*, 1996).

La production annuelle de blanchons a atteint 702 900 animaux en 1994 répartis en trois principaux troupeaux (Stenson *et al.*, 1996) :

- le front (à l'est de Terre-Neuve) : 446 700 blanchons;
- le sud du golfe du Saint-Laurent (Îles de la Madeleine) : 198 600 blanchons;
- le nord du golfe Saint-Laurent (île Mécatina) : 56 700 blanchons.

À partir de ces chiffres, le taux d'accroissement annuel a été estimé à 5 p. 100 (Shelton *et al.*, 1996).

Il n'existe aucune estimation du nombre de phoques du Groenland qui remontent l'estuaire du Saint-Laurent jusque dans la zone d'étude. La fréquence de plus en plus grande des observations estivales semble refléter l'accroissement de la population.

6.3. CONDITION DES INDIVIDUS

6.3.1. Condition générale

Depuis la fin des années 1970, des changements ont été notés dans la taille et les indices de condition des phoques du Groenland prélevés dans le troupeau de l'est de Terre-Neuve (Chabot *et al.*, 1996). En effet, des femelles échantillonnées durant les années 1990-94 présentaient des taux de croissance inférieurs à ceux observés chez des femelles échantillonnées au cours des périodes 1976-79, 1980-84 et 1985-90. Les taux de croissance des mâles sont demeurés stables quoique ces derniers présentaient une plus petite taille au cours de la période 1990-94 par rapport aux années précédentes. Ces observations, ainsi que le retard dans l'atteinte de la maturité sexuelle chez les femelles (voir l'item 6.2), suggèrent un

effet important de la densité de la population. Une analyse semblable effectuée sur les phoques du golfe du Saint-Laurent semble conduire à la même conclusion (Mike Hammill, communication personnelle).

6.3.2. Contaminants

Le niveau de contamination par les composés organochlorés chez les phoques du Groenland qui fréquentent l'estuaire du Saint-Laurent est considérablement plus bas que celui des phoques communs et des phoques gris (Béland *et al.*, 1992; Tableau 6). Les différences observées entre les trois espèces de phoques de l'estuaire sont corrélées avec la durée de leur séjour dans l'estuaire (Béland *et al.*, 1992). Le Phoque du Groenland est l'espèce qui y séjourne le moins longtemps. Ces différences pourraient aussi être liées à leur régime alimentaire respectif : le Phoque du Groenland se nourrit surtout de capelans de petite taille et de plusieurs espèces d'invertébrés (Mike Hammill, communication personnelle).

Par ailleurs, une baisse significative des DDT totaux et BPC totaux a été mesurée entre 1971 et 1989 chez les phoques du Groenland échantillonnés dans le golfe du Saint-Laurent et l'estuaire (Addison *et al.*, 1984; Beck *et al.*, 1994).

Une analyse en cours des métaux lourds (plomb, mercure et cadmium) dans les tissus de phoques du Groenland prélevés dans le golfe et dans l'estuaire du Saint-Laurent ne semble pas détecter de concentrations particulièrement élevées ou encore plus faibles que chez les autres espèces et populations de phoques de l'Atlantique (Charles Gobeil, communication personnelle).

6.3.3. Agents pathogènes

Le Phoque du Groenland qui fréquente la zone d'étude est porteur du ver du phoque, *Pseudoterranova decipiens* (Lena Measures, données non publiées). Ce ver est un parasite commun chez cette espèce (Anderson, 1992) mais il ne lui cause généralement pas de problème de santé (Measures, 1998).

Le nématode pulmonaire *Filaroides gymnuris* (Parafilaroides) a été trouvé chez le Phoque du Groenland du Saint-Laurent (chez 29 spécimens sur un total de 51 examinés; Gosselin *et al.*, 1998). Ces parasites ne semblaient pas affecter la condition physique des phoques. Le ver de coeur, *Acanthocheilonema spirocauda*, a été retrouvé chez 2 des 186 phoques du Saint-Laurent examinés (Measures *et al.*, 1997).

Des analyses sérologiques ont montré que les mammifères marins du Saint-Laurent sont exposés au morbillivirus du phoque (qui a tué plus de 17 000 phoques en Europe en 1988-1989), à *Brucella* et *Leptospira* spp. (qui peuvent provoquer l'avortement et une maladie grave) et à *Mycoplasma phocacerebrale* (qui peut provoquer une maladie pulmonaire chez les phoques; Measures, 1998).

Tableau 6

Concentrations moyennes ($\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$) en BPC, DDT totaux et autres organochlorés dans le gras sous-cutané des phoques communs, phoques gris et phoques du Groenland de l'estuaire du Saint-Laurent (1989-1996).

<i>n</i>	<i>Phoque commun (résident) (1994-96)</i>		<i>Phoque gris (visiteur) (1994-96)</i>		<i>Phoque du Groenland (visiteur) (1989)^a</i>	
	<i>Femelle 10</i>	<i>Mâle 5</i>	<i>Femelle 6</i>	<i>Mâle 8</i>	<i>Femelle 9</i>	<i>Mâle 1</i>
Âge moyen	7,6 ± 2,0	9,4 ± 3,4	7,6 ± 7,3	4,2 ± 2,7	16,3 ± 5,6	1
ΣBPC	14 441 ± 3 932 ^b	53 897 ± 25 320 ^b	6 560 ± 5 875 ^b	5 587 ± 5 230 ^b	1 770 ± 991 ^b	1 996 ^c
ΣDDT ^d	3 484 ± 1 005	7 060 ± 4 190	1 705 ± 829	2 233 ± 1 681	731 ± 383	1 295
Autres OC	1 199 ± 349 ^e	2 687 ± 1 558 ^e	489 ± 226 ^e	469 ± 267 ^e	753 ± 213 ^f	1 165 ^f

Sources : Beck *et al.*, 1994; Bernt, 1998.

Les données sont exprimées en $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ (moyenne ± déviation standard).

a Beck *et al.*, 1994.

b somme de 15 congénères.

c somme de 29 congénères.

d ΣDDT = ρ,ρ' -DDT + ρ,ρ' -DDE.

e Autres organochlorés (OC) = ΣHCH + HCB + ΣCHLOR.

f Autres organochlorés (OC) = ΣHCH + HCB + *trans*-nonachlor et heptachlor époxide.

L'examen des parasites retrouvés chez les phoques du Saint-Laurent se poursuit actuellement dans le cadre des activités de recherche de Pêches et Océans Canada (Lena Measures, communication personnelle). Certaines de ces études indiquent que des agents pathogènes pourraient être transmis aux phoques via des activités humaines, soit par le rejet des eaux usées municipales, par le ruissellement des terres agricoles ou par la navigation commerciale (Lena Measures, communication personnelle).

6.3.4. Pathologie

Trois phoques du Groenland retrouvés morts sur les rives du Saint-Laurent ont été examinés pour des pathologies (Béland *et al.*, 1992). L'un d'eux présentait des contusions liées à une mort accidentelle. L'autre avait souffert d'inanition et présentait un parasitisme sévère du système digestif. Le troisième ne présentait aucune lésion.

7. EXPLOITATION PAR L'HOMME

La chasse aux phoques est pratiquée depuis plusieurs siècles dans l'estuaire du Saint-Laurent. Pour les Amérindiens, qui occupaient le territoire riverain de l'estuaire, les Basques et les Européens des premières colonies françaises, ces animaux représentaient une ressource importante. L'huile de phoque, la viande et la fourrure faisaient partie des produits convoités. Depuis le XVI^{ième} siècle, la chasse n'a jamais cessé dans la région des Escoumins.

La chasse au Phoque du Groenland est aujourd'hui une activité commerciale importante dans la zone d'étude (voir le Chapitre 3, item 2.5.). Les principaux produits de la chasse sont la viande, la fourrure, les abats, l'huile et l'os pénien. La viande est consommée localement ou est vendue à l'échelle régionale (Lavigueur *et al.*, 1993). Plusieurs dizaines de chasseurs en tirent annuellement des revenus importants. À l'heure actuelle, la méconnaissance des marchés et des technologies de transformation limite le développement de cette industrie (UQAR, 1999).

La récolte de phoques du Groenland est permise dans la zone d'étude de décembre à avril, soit en dehors de la saison touristique (Lavigueur *et al.*, 1993). Cette période de chasse limite les conflits entre la chasse et les activités d'observation en mer et de plaisance.

Étant donné le nombre élevé et croissant de phoques du Groenland dans les eaux canadiennes, il est possible qu'ils deviennent un attrait touristique additionnel dans le cadre d'activités d'observation en mer.

8. MESURES DE PROTECTION

La *Loi sur les pêches* du gouvernement fédéral contient un règlement (DORS/93-56) visant à contrôler la chasse des mammifères marins dans les eaux canadiennes. Seuls les Autochtones et les détenteurs de permis émis par Pêches et Océans Canada sont autorisés à prélever des mammifères marins. Ce règlement stipule de plus qu'il est interdit d'importuner les mammifères marins. Certains articles de ce règlement s'applique particulièrement à l'observation des phoques sur les glaces.

Il n'y a présentement aucun contrôle ou réglementation sur le commerce international des phoques du Groenland puisque cette espèce n'apparaît pas sur la liste de la Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (CITES).

La conservation, la gestion et la recherche en ce qui a trait aux mammifères marins, comme pour toutes les espèces marines dans les eaux canadiennes d'ailleurs, sont la responsabilité de Pêches et Océans Canada, en vertu de la *Loi sur les pêches*. La protection des mammifères marins et plus spécifiquement la protection de leur habitat relèvent de plusieurs paliers de gouvernement et de plusieurs lois et règlements (voir l'introduction du Chapitre 5). Entre autres, la création récente du parc marin du Saguenay—Saint-Laurent permet d'envisager plusieurs possibilités pour rehausser le niveau de protection offert aux mammifères marins et à leurs habitats. La nouvelle *Loi sur les Océans*, adoptée en janvier 1997, contient également plusieurs mécanismes qui permettraient de rehausser le niveau de protection.

9. PROBLÉMATIQUE ET ENJEUX

9.1. LACUNES DANS LES CONNAISSANCES

La population de phoques du Groenland de l'Atlantique du Nord-Ouest est relativement bien connue. La taille et la tendance d'accroissement de cette population sont l'objet de suivis depuis plusieurs années. Le régime alimentaire du Phoque du Groenland est bien documenté, y compris les individus qui fréquentent la zone d'étude.

Le Tableau 7 présente une évaluation sommaire de l'état des connaissances sur les phoques du Groenland de la zone d'étude. Cette évaluation est basée sur les besoins de gestion et de conservation dans la zone d'étude. Les principales lacunes dans nos connaissances concernent :

- la taille, la structure et la tendance d'accroissement du troupeau dans la zone d'étude;
- l'utilisation de la zone d'étude en été.

9.2. PROBLÉMATIQUE

Le Tableau 8 présente une évaluation sommaire de la problématique liée à la gestion et à la protection des phoques du Groenland de la zone d'étude.

9.2.1. Mortalité naturelle et prédation

Les conditions de mise bas plus difficiles dans le golfe que près de Terre-Neuve conduisent à un taux de mortalité significativement plus élevé chez les jeunes du troupeau du « Golfe » que ceux du troupeau du « Front » (Sergeant, 1991). Le taux de mortalité naturelle pour l'ensemble de la population de l'Atlantique du Nord-Ouest est estimé à 0,075 ou 0,085, selon le modèle utilisé (Stenson *et al.*, 1999).

Tableau 7

Évaluation sommaire de l'état des connaissances sur le Phoque du Groenland dans le contexte de l'établissement d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude.

	<i>Amplement suffisantes</i>	<i>Suffisantes</i>	<i>Insuffisantes</i>	<i>Très insuffisantes</i>	<i>Inconnu</i>	<i>Remarques</i>
Identification de la population		✓				
Biologie générale						
Reproduction		✓				Les paramètres liés à la reproduction sont très bien connus.
Alimentation		✓				
Comportement		✓				On connaît par contre relativement peu le comportement de plongée du Phoque du Groenland.
Structure sociale		✓				
Habitat		✓				
Fréquentation et utilisation de la zone d'étude			✓			Des informations plus complètes sur la composition du troupeau de la zone d'étude ainsi que sur la fréquentation et l'utilisation de la zone d'étude en été seraient particulièrement intéressantes.
État de la population						
Taille et tendances d'accroissement				✓		La taille, la structure et la tendance d'accroissement de la population sont bien connues. Il n'existe aucune estimation de la taille du troupeau qui fréquente l'estuaire.
Contamination		✓				
Agents pathogènes		✓				
Pathologie		✓				
Facteurs limitants		✓				On connaît très peu les effets à long terme de la contamination, tant au niveau individuel qu'au niveau de la population.
Usage par l'homme		✓				

Tableau 8

Évaluation sommaire de la problématique du Phoque du Groenland dans le contexte de l'établissement d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude.

	<i>Très problématique</i>	<i>Problématique</i>	<i>Peu problématique</i>	<i>Non problématique</i>	<i>Inconnu</i>	<i>Remarques</i>
FACTEURS LIMITANTS						
Prédation					✓	
Compétition				✓		
Variabilité génétique				✓		
Chasse et autres prélèvements			✓			Depuis quelques années, il semble que la chasse parvienne à limiter ou même freiner la croissance de la population. Un suivi serré de la chasse doit être maintenu et devrait inclure une évaluation des prises non récupérées.
Collisions				✓		
Prises accidentelles				✓		
Agents pathogènes			✓			
Contaminants			✓			Les niveaux de contaminants mesurés chez les phoques du Groenland sont relativement peu élevés.
Dérangement			✓			Le développement des activités d'observation sur les glaces est susceptible d'affecter les mères accompagnées de leur jeune; il est toutefois peu probable qu'elles aient un impact important au niveau de la population.
Perte d'habitat			✓			Les changements climatiques et particulièrement le réchauffement des eaux dans le golfe pourraient avoir un effet important sur les habitudes de fréquentation et le succès de mise bas.
ÉTAT DES CONNAISSANCES				✓		Les connaissances disponibles sont suffisantes pour assurer une gestion prudente de la population.
MESURES DE PROTECTION				✓		

La prédation exercée par les trois principaux prédateurs naturels du Phoque du Groenland, l'Ours polaire (*Thalarctos maritimus*), l'Épaulard (*Orcinus orca*) et le Requin du Groenland (ou laimargue, *Somniosus microcephalus*), ne semble pas être un facteur limitant important (Sergeant, 1991). D'ailleurs, l'aire de répartition normale de l'Ours polaire n'inclut pas le Saint-Laurent et les épaulards n'y semblent pas abondants (Mitchell et Reeves, 1988).

9.2.2. Compétition pour la ressource

Une compétition intraspécifique résultant de la croissance rapide de la population pourrait devenir un facteur limitant. D'ailleurs, la taille et les indices de conditions des individus (Chabot *et al.*, 1996) de même que l'âge à la maturité sexuelle et le taux de fertilité des femelles (Sjare *et al.*, 1996) ont vraisemblablement été sous l'effet d'une compétition accrue. Des changements dans la disponibilité des proies telles que le Capelan ou la Morue arctique pourraient aussi avoir joué un rôle.

Le Capelan, principale proie consommée par le Phoque du Groenland pendant son séjour dans l'estuaire, est une espèce-clé pour un grand nombre de mammifères marins et espèces piscivores de la zone d'étude (voir le Chapitre 6, section 2). Un tel chevauchement de la diète pourrait conduire à une compétition interspécifique pour la nourriture. Le Phoque du Groenland est toutefois surtout abondant dans la zone d'étude en hiver alors que la majorité des autres prédateurs ont quitté l'estuaire.

9.2.3. Chasse et autres prélèvements

Le Phoque du Groenland est chassé commercialement dans le golfe et l'estuaire du Saint-Laurent depuis au moins le milieu des années 1700 (Sergeant, 1991). Cette chasse a eu un effet important sur la taille de la population qui a subi des variations considérables au cours des deux derniers siècles. Entre 1920 et 1950 par exemple, la population est passée approximativement de 3 millions à 1,2–1,5 million d'individus (Sergeant, 1991). L'imposition d'un quota en 1972 a toutefois été une mesure très efficace tel que le démontre la croissance récente de la population (Sergeant, 1991).

En 1996, le quota de chasse a été porté de 186 000 à 250 000 puis à 275 000 depuis 1997. Cette augmentation du quota de pair avec les subventions fédérales allouées aux chasseurs, ont été consentis afin de stabiliser la croissance de la population. La nouvelle série de recensements de la population effectués en mars 1999 (Mike Hammill, communication personnelle) devrait permettre de vérifier les résultats de ces mesures de gestion. Les niveaux de prélèvement actuels semblent avoir ralenti et peut être même freiné la croissance de la population (Stenson *et al.*, 1999).

Dans la zone d'étude, le nombre de prises commerciales a été en moyenne de 1 037 phoques par année entre 1987 et 1992 (voir le Chapitre 3, item 2.5.2) et le Phoque du Groenland représentait environ 80 p. 100 de ces captures.

9.2.4. Collisions et prises accidentelles

Peu d'informations sont présentement disponibles concernant la mortalité associée aux collisions et aux prises accidentelles dans les eaux canadiennes.

9.2.5. Contaminants

Il n'existe aucune évaluation spécifique du risque pour les phoques du Groenland de développer des problèmes de santé résultant de l'exposition aux contaminants. Les teneurs relativement faibles en composés organochlorés mesurées chez le Phoque du Groenland suggèrent cependant qu'il est moins à risque que les autres espèces de pinnipèdes qui fréquentent l'estuaire.

9.2.6. Dérangement

Le comportement de la femelle et du jeune est affecté par la présence de touristes sur les glaces durant la mise bas (Kovacs et Innes, 1990). La femelle passe moins de temps à la surveillance des jeunes et le temps alloué à l'allaitement est réduit au profit des comportements d'alerte. Les jeunes sont également plus actifs et couvrent un plus grand territoire, ce qui réduit considérablement le temps de repos.

Étant donné que le taux de mortalité durant les premiers mois de vie est plus élevé qu'à toute autre étape du cycle vital du Phoque du Groenland (Kovacs *et al.*, 1985), la présence de touristes pourrait avoir des effets néfastes sur la survie des jeunes. En effet, si la mère est prématurément séparée de son jeune (avant l'étape de reconnaissance), il est possible qu'elle l'abandonne (Anderson *et al.*, 1979).

9.2.7. Changement climatique

Étant donné l'importance de la banquise dans le cycle annuel de l'espèce, particulièrement pour la mise bas, un réchauffement du climat pourrait avoir des effets importants sur les habitudes de fréquentation et même sur la taille et la dynamique de la population du Phoque du Groenland.

9.3. ENJEUX

L'augmentation de la population du Phoque du Groenland de l'Atlantique du Nord-Ouest se reflète probablement sur la taille du troupeau qui fréquente l'estuaire. La présence accrue de l'espèce dans la zone d'étude en été est probablement liée à une augmentation de la taille du troupeau. Cette fréquentation estivale est susceptible d'exercer une pression importante sur certaines ressources alimentaires, comme le Capelan et le hareng, recherchées par la majorité des mammifères marins de la zone d'étude (Tableau 9).

Tableau 9
Enjeux relatifs à la problématique du Phoque du Groenland dans la zone d'étude.

<i>Problème</i>	<i>Type d'enjeu</i>	<i>Description de l'enjeu</i>
Hausse anticipée du nombre de phoques du Groenland au cours de l'été	Pour les mammifères marins	Compétition accrue pour la nourriture (notamment le Capelan et le hareng) avec les pinnipèdes et autres mammifères marins et les poissons piscivores qui recherchent ces proies.

RÉFÉRENCES

- Addison, R.F., P.F. Brodie et M.E. Zinck. 1984. DDT has declined more than PCBs in eastern canadian seals during the 1970s. *Environ. Sci. Technol.* 18 : 935- 937.
- Anderson, R.C. 1992. Nematode parasites of vertebrates : their development and transmission. C·A·B International, Wallingford.
- Anderson, S.S., J.R. Baker, J.H. Prime et A. Baird. 1979. Mortality in grey seal pups : incidences and causes. *J. Zool.* 189 : 407-417.
- Beck, G.G. 1990. Evaluation of condition indices relating to seasonal changes and diet of harp seals, *Phoca groenlandica* Erxleben 1777. Thèse de maîtrise, Université McGill, Montréal, Québec. 102 p.
- Beck, G.G., M.O. Hammill et T.G. Smith. 1993. Seasonal variation in the diet of harp seals (*Phoca groenlandicus*) from the Gulf of St. Lawrence and western Hudson Strait. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50 : 1363-1371.
- Beck, G.G., T.G. Smith et R.F. Addison. 1994. Organochlorine residus in harp seals, *Phoca groenlandica*, from the Gulf of St. Lawrence and Hudson Strait : an evaluation of contaminant and burdens. *Can. J. Zool.* 72 : 174-182.
- Béland, P., S. De Guise et R. Plante. 1992. Toxicologie et pathologie des mammifères marins du Saint-Laurent. Rapport final présenté au Fonds pour la toxicologie faunique du Fonds mondial pour la nature (Toronto) par INESL, Montréal, Québec. 99 p.
- Bernt, K.E. 1998. PCB's and organochlorine pesticides found in harbour and grey seals from the St. Lawrence estuary, Québec, Canada. Thèse de maîtrise. University of Waterloo, Waterloo, Ontario. 73 p.
- Biorex. 1996. Base de données géoréférencées sur les ressources halieutiques et leurs habitats : estuaire maritime du Saint-Laurent et fjord du Saguenay. Rapport au ministère des Pêches et des Océans, Région du Québec, Division de la gestion et de l'habitat du poisson. Volume 1 : 38 p. + annexes; Volume 2 : 34 p. + annexes.
- Bowen, W.D. 1982. The harp seal. *Underwater World*. Department of Fisheries and Oceans, 4 p.
- Bowen, W.D. 1985. Harp seal feeding and interactions with commercial fisheries in the northwest Atlantic. p. 135-152, Dans : J. R. Beddington, R.J.H. Beverton et D. Lavigne (éd.). *Marine mammals and fisheries*. George Allen and Unwin Publishing, London, United Kingdom.
- Bowen, W.D., C.K. Capstick et D.E. Sergeant. 1981. Temporal changes in the reproductive potential of female harp seals, *Pagophilus groenlandica*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 38 : 495-503.
- Campbell, R.R. 1998. Rare and endangered fishes and marine mammals of Canada : COSEWIC fish and marine mammal subcommittee status reports : XII. *Can. Field-Nat.* 112 : 94-97.

- Chabot, D., G.B. Stenson et N.G. Cadigan. 1996. Short and long-term fluctuations in the size and condition of harp seal (*Phoca groenlandica*) in the northwest Atlantic. Northwest Atlantic Fisheries Organization Scientific Council Studies 26 : 15-32.
- Gosselin, J.-F., L.N. Measures et J. Huot. 1998. Lungworm (Nematoda : Metastrongyloidea) infections in Canadian phocids. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 55 : 825-834.
- Kapel, F.O. 1996. Recoveries in Greenland, 1949-94, of tagged or branded harp and hooded seals. Northwest Atlantic Fisheries Organization Scientific Council Studies 26 : 87-99.
- Kovacs, K.M. 1987. Maternal behaviour and early behavioral ontogeny of harp seals, *Phoca groenlandica*. Anim. Behav. 35 : 844-855.
- Kovacs, K.M. et S. Innes. 1990. The impact of tourism on harp seals (*Phoca groenlandica*) in the Gulf of St. Lawrence, Canada. Applied Animal Behaviour Science 26 : 15-26.
- Kovacs, K.M., D.M. Lavigne et R.E.A. Stewart. 1985. Early postnatal mortality in northwest Atlantic harp seals (*Phoca groenlandica*). J. Mammal. 66 : 556-558.
- Lavigne, L., M.O. Hammill et S. Asselin. 1993. Distribution et biologie des phoques et autres mammifères marins dans la région du parc marin du Saguenay. Rapp. manus. can. sci. halieut. aquat. 2220 : vi + 40 p.
- Lawson, J.W. et G.B. Stenson. 1995. Historic variation in the diet of harp seals (*Phoca groenlandica*) in the northwest Atlantic. International symposium on the biology of marine mammals in the Northeast Atlantic. Tromso, Norway.
- Lawson, J.W., G.B. Stenson et D.G. McKinnon. 1994. Diet of harp seals (*Phoca groenlandicus*) in 2J and 3KL during 1991-93. Northwest Atlantic Fisheries Organization Scientific Council Studies 21 : 143-154.
- Lydersen, C. et K.M. Kovacs. 1993. Diving behaviour of lactating harp seal, *Phoca groenlandica*, females from the Gulf of St. Lawrence, Canada. Anim. Behav. 46 : 1213-1221.
- Measures, L. 1998. Maladies des mammifères marins au Québec. Programme scientifique Saint-Laurent Vision 2000 présenté dans le cadre du 66^e congrès de l'ACFAS. Université Laval, Québec. 11 au 15 mai 1998.
- Measures, L.N., J.-F. Gosselin et E. Bergeron. 1997. Heartworm, *Acanthocheilonema spirocauda* (Leidy, 1858), infections in Canadian phocid seals. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54 : 842-846.
- Merdsoy, B.R., W.R. Curtsinger et D. Renouf. 1978. Preliminary underwater observations of the breeding behavior of the harp seal, *Pagophilus groenlandicus*. J. Mammal. 59 : 181-185.
- Mitchell, E. et R.R. Reeves. 1988. Records of killer whales in the western North Atlantic, with emphasis on eastern canadian waters. Rit Fiskideildar 11 : 161-193.
- Murie, D.J. 1984. Estimating food consumption in free-living harp seals *Phoca groenlandica* (Erleben 1777). Thèse de maîtrise. University of Guelph, Guelph, Ontario. 97 p.
- Murie, D.J. et D.M. Lavigne. 1991. Food consumption of wintering harp seals, *Phoca groenlandica*, in the St. Lawrence estuary, Canada. Can. J. Zool. 69 : 1289-1296.

- Naturam inc. 1992. Caractérisation de la chasse au phoque à l'intérieur des limites proposées du parc marin du Saguenay – Portrait 1992. Rapport présenté au Service canadien des parcs, Région du Québec. 57 p. + annexes.
- Sergeant, D.E. 1973. Feeding, growth, and productivity of the Northwest Atlantic harp seals (*Pagophilus groenlandicus*). J. Fish. Res. Board Can. 30 : 17-29.
- Sergeant, D.E. 1991. Harp seals, man and ice. Can. Spec. Pub. Fish. Aquat. Sci.114 : 153 p.
- Shelton, P.A., G.B. Stenson, B. Sjare et W.G. Warren. 1996. Model estimates of harp seals number-at-age for the northwest Atlantic. Northwest Atlantic Fisheries Organization Scientific Council Studies 26 : 1-14.
- Sjare, B., G.B. Stenson et W.G. Warren. 1996. Summary of female harp seal reproductive parameters in the Northwest Atlantic. Northwest Atlantic Fisheries Organization Scientific Council Studies 26 : 41-46.
- Stenson, G.B., B. Healey, P.A. Shelton et B. Sjare. 1999. Recent trends in the population of northwest Atlantic harp seals, *Phoca groenlandica*. Working paper 99/1 presented at the Fisheries and Oceans National Marine Mammal Peer Review Committee in Montréal, 1-5 February 1999 : 21 p.
- Stenson, G.B., B. Sjare, W.G. Warren, R.A. Myers, M.O. Hammill et M.C.S. Kingsley. 1996. 1994 pup production of the northwest Atlantic harp seal, *Phoca groenlandica*. Northwest Atlantic Fisheries Organization Scientific Council Studies 26 : 47-61.
- Stewart, R.E.A., B.E. Stewart, D.M. Lavigne et G.W. Miller. 1989. Fetal growth of Northwest Atlantic harp seals, *Phoca groenlandica*. Can J Zool 67 : 2147-2157.
- Terhune, J.M. et K. Ronald. 1986. Distant and near-range functions of harp seals underwater calls. Can. J. Zool. 64 : 1065-1070.
- Terhune, J.M., M.E. Terhune et K. Ronald. 1979. Location and recognition of pups by adult female harp seals. Animal Ethology 5 : 375-380.
- Université du Québec à Rimouski (UQAR). 1999. Aperçu de l'exploitation du loup marin dans l'Est du Canada et éléments d'une stratégie de développement au Québec. Rapport préparé pour la Coopérative des travailleurs Transloup. 27 p. + annexes.

ANNEXE CARTOGRAPHIQUE

Carte 1. Répartition du Phoque du Groenland dans la zone d'étude.

MAMMIFÈRES MARINS OCCASIONNELS OU EXCEPTIONNELS

RÉSUMÉ

En plus des huit espèces communes, dix autres espèces de mammifères marins sont occasionnellement ou exceptionnellement observées dans la zone d'étude. Deux de ces espèces sont en situation précaire : le Rorqual à bosse (espèce « vulnérable ») et la Baleine noire (espèce « en danger de disparition »). Ces dix espèces contribuent à la biodiversité de la zone d'étude et à l'attrait des activités d'observation des baleines. De plus, l'abondance de certaines de ces espèces dans la zone d'étude pourrait constituer des indicateurs des changements climatiques et écosystémiques.

TABLE DES MATIÈRES

	Page
1. Valeur particulière de l'espèce.....	1
2. Description des espèces	1
2.1. Rorqual à bosse.....	1
2.1.1. Identification de la population.....	1
2.1.2. Fréquentation et utilisation de la zone d'étude	2
2.1.3. État de la population	2
2.2. Cachalot	3
2.2.1. Identification de la population.....	3
2.2.2. Fréquentation et utilisation de la zone d'étude	3
2.2.3. État de la population	3
2.3. Dauphin à flancs blancs de l'Atlantique.....	4
2.3.1. Identification de la population.....	4
2.3.2. Fréquentation et utilisation de la zone d'étude	4
2.3.3. État de la population	5
2.4. Baleine noire de l'hémisphère nord.....	5
2.4.1. Identification de la population.....	5
2.4.2. Fréquentation et utilisation de la zone d'étude	5
2.4.3. État de la population	6
2.5. Phoque à capuchon.....	6
2.5.1. Identification de la population.....	6
2.5.2. Fréquentation et utilisation de la zone d'étude	7
2.5.3. État de la population	7
2.6. Globicéphale noir de l'Atlantique.....	7
2.7. Épaulard	8
2.8. Dauphin à nez blanc	8
2.9. Dauphin bleu.....	8
2.10. Baleine à bec commune	8
3. Problématique et enjeux.....	8
3.1. Lacunes dans les connaissances	8
3.2. Problématique et enjeux.....	9
Références.....	10

1. VALEUR PARTICULIÈRE DES ESPÈCES

On retrouve une trentaine d'espèces de mammifères marins dans les eaux de l'Atlantique Nord entre la Nouvelle Angleterre et Terre-Neuve. En plus des huit espèces de cétacés et pinnipèdes résidentes ou saisonnières présentées dans les sections précédentes, trois espèces de cétacés et une espèce de pinnipèdes sont observées occasionnellement dans la zone d'étude; six espèces de cétacés y ont fait l'objet de mentions exceptionnelles récemment.

Les espèces observées occasionnellement sont :

- le Rorqual à bosse;
- le Cachalot;
- le Dauphin à flancs blancs;
- le Phoque à capuchon.

Les espèces observées exceptionnellement sont :

- la Baleine noire de l'Atlantique Nord;
- le Globicéphale noir;
- l'Épaulard;
- le Dauphin à nez blanc;
- le Dauphin bleu;
- la Baleine à bec commune.

La présence de ces espèces contribue à la diversité biologique et à la renommée de la zone d'étude pour l'observation de mammifères marins. Elle démontre aussi le caractère dynamique et ouvert de son milieu biotique. Ces caractéristiques ont une valeur écologique intrinsèque. L'abondance de certaines espèces dans la zone d'étude pourrait constituer des indicateurs de changements climatiques et écosystémiques.

2. DESCRIPTION DES ESPÈCES

2.1. RORQUAL À BOSSE (*Megaptera novaeangliae*)

2.1.1. Identification de la population

Les rorquals à bosse qui fréquentent occasionnellement la zone d'étude appartiennent à la population de l'Atlantique Nord. Cette population se reproduit en hiver dans les Caraïbes et se subdivise pendant l'été en plusieurs groupes sur la base des principales aires d'alimentation. Jusqu'à tout récemment on croyait qu'il y avait une distinction entre les groupes de l'Atlantique du Nord-Ouest et ceux du centre et du Nord-Est (Katona et Beard, 1990; Palsbøll *et al.*, 1995). Les plus récentes analyses génétiques (Larsen *et al.*, 1996; Palsbøll *et al.*, 1997) et la ré-identification de plusieurs individus entre la Norvège et les Caraïbes et entre Jan Mayen, Spitzbergen et les Caraïbes suggèrent toutefois qu'il n'y a qu'une seule population qui utilise six aires d'alimentation estivales :

- Golfe du Maine;
- Terre-Neuve/Labrador;

- Golfe du Saint-Laurent;
- Ouest du Groenland;
- Islande/Jan Mayen;
- Mer de Barents.

Les études de photo-identification (Katona et Beard, 1990) et les analyses génétiques (Palsbøll *et al.*, 1995; Larsen *et al.*, 1996; Palsbøll *et al.*, 1997) ont indiqué une grande fidélité des femelles aux aires d'alimentation estivales.

2.1.2. Fréquentation et utilisation de la zone d'étude

Depuis le début de l'industrie d'observation dans la zone d'étude au début des années 1980, des rorquals à bosse y sont observés chaque année de façon occasionnelle. Généralement, il s'agit d'individus solitaires effectuant de courts séjours et les observations ont lieu entre juillet et octobre. Un individu photographié pour la première fois en 1981 a été revu au moins sept autres années dans la zone d'étude, en juillet ou en août (GREMM, données non publiées). Jusqu'à trois individus différents ont été photographiés dans la zone d'étude au cours d'une même saison. Les rorquals à bosse photographiés dans la zone d'étude sont habituellement aussi observés dans le golfe au cours de la même saison (Richard Sears et GREMM, données non publiées).

Les rorquals à bosse utilisent les eaux côtières et se nourrissent de poissons ou d'euphausides se présentant en grands bancs (Winn et Reichley, 1985). On ignore ce qui pousse certains rorquals à bosse à faire des incursions dans l'estuaire et la zone d'étude à partir du golfe. Cela pourrait être des comportements exploratoires. Malgré la forte fidélité à une aire estivale généralement observée chez cette espèce, certains individus ont été photographiés à différents sites d'alimentation (Katona et Beard, 1990).

2.1.3. État de la population

Statut. La population de Rorqual à bosse de l'Atlantique du Nord-Ouest a été désignée « menacée » en 1982 par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). Son statut a été révisé et cette population est considérée « vulnérable » depuis 1985 (Campbell, 1998).

Abondance. La plus récente estimation de l'abondance des rorquals à bosse de l'Atlantique Nord, basée sur une analyse de type capture-recapture, donne 10 600 individus (entre 9 300 et 12 100 selon l'intervalle de confiance à 95 p.100; Smith *et al.*, 1999). Il n'existe pas d'estimation fiable pour le groupe de l'ouest de l'Atlantique Nord ni pour celui qui fréquente le golfe du Saint-Laurent. Depuis 1993, une quarantaine d'individus différents (entre 8 et 60 selon l'année) sont photographiés dans le golfe du Saint-Laurent chaque année (Richard Sears, communication personnelle).

Les estimations récentes pour l'Atlantique Nord sont plus élevées et plus précises que celles obtenues au cours des années 1980 (Palsbøll *et al.*, 1995) et elles suggèrent une augmentation de la population (Smith *et al.*, 1999). Cependant, on ignore si cette hausse est applicable à

l'ensemble de l'Atlantique Nord ou si elle ne vaut que pour certaines aires estivales (Waring *et al.*, 1999).

2.2. CACHALOT (*Physeter macrocephalus*)

2.2.1. Identification de la population

Les cachalots observés occasionnellement dans la zone d'étude appartiennent à la population de l'Atlantique Nord. Il n'existe pour l'instant aucune évidence marquée de l'existence de sous-populations dans l'Atlantique Nord (Rice, 1989; Reeves et Whitehead, 1997).

2.2.2. Fréquentation et utilisation de la zone d'étude

Des observateurs ont mentionné la présence de cachalots à quelques reprises dans la zone d'étude depuis le début de l'industrie d'observation dans les années 1980; la première mention documentée (incluant des photographies) date de 1991 (GREMM, données non publiées). Depuis cette date, des cachalots sont observés chaque année dans la zone d'étude. Les photographies ont permis d'identifier au moins 13 individus entre 1991 et 1998, dont quelques-uns sont revenus plus d'une année (GREMM, données non publiées). Les observations s'échelonnent entre les mois de mai et octobre et proviennent généralement de la partie aval de la zone d'étude. On rapporte habituellement de un à quatre cachalots, mais jusqu'à 15 individus ont été observés en même temps dans la zone d'étude en 1997 (GREMM, données non publiées).

L'utilisation apparemment accrue de la zone d'étude par le cachalot depuis une dizaine d'années demeure sans explication, surtout qu'une telle augmentation ne semble pas avoir eu lieu dans le golfe (R. Sears, données non publiées). L'habitat utilisé par le Cachalot (température de l'eau et profondeur) et leur comportement dans la zone d'étude suggèrent que ce sont des mâles (Reeves et Whitehead, 1997). Chez cette espèce, les groupes de femelles et de jeunes ont tendance à occuper les eaux profondes (> 1000 m) et chaudes (> 15 °C en surface). Les mâles se séparent de ces groupes à l'approche de la maturité sexuelle et migrent vers des zones de grande productivité biologique (Reeves et Whitehead, 1997). Des changements climatiques dans le golfe et dans l'Atlantique ou encore des modifications de l'abondance ou de la répartition de certaines proies, comme les calmars, motivent peut-être les cachalots à explorer et à utiliser de nouvelles aires d'alimentation. Le chenal Laurentien présente des caractéristiques de relief et de productivité analogues à celles des habitats normalement recherchés par les cachalots mâles.

2.2.3. État de la population

Statut. En 1996, la population de cachalots de l'Atlantique Nord a été évaluée et jugée « non en péril » par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (Campbell, 1998).

Abondance. Cette espèce a été chassée dans l'Atlantique dès le 18^{ième} siècle et jusqu'au début des années 1980 (Reeves et Whitehead, 1997). Cette chasse semble avoir considérablement réduit la taille de la population de l'Atlantique et les mâles ont été davantage touchés que les femelles (Rice, 1989). Ce changement dans la structure de la population pourrait avoir un impact sur le rétablissement de la population (Reeves et Whitehead, 1997).

La meilleure estimation disponible de l'abondance des cachalots dans l'Atlantique du Nord-Ouest est de 2 698 individus (coefficient de variation de 0,67). Cette estimation provient d'un recensement effectué par bateau et par avion entre juillet et septembre 1995 entre la Virginie et l'embouchure du golfe du Saint-Laurent. Il s'agit probablement d'une sous-estimation, les données n'ayant pas été corrigées pour le temps de plongée (Waring *et al.*, 1999).

Des observations de cachalots sont rapportées sporadiquement dans le golfe du Saint-Laurent (Reeves et Whitehead, 1997). On mentionne également des échouages de cachalots pour cette région. Par exemple, entre 1982 et 1985, les échouages de cachalots représentaient environ 4 p. 100 de tous les échouages documentés dans le golfe (Béland *et al.*, 1987). Il semble donc que les cachalots seraient plus abondants dans le golfe que les observations ne le laissent supposer (Reeves et Whitehead, 1997). Aucune estimation n'a pu être avancée pour l'abondance de cette espèce dans le golfe du Saint-Laurent.

Les données disponibles ne permettent pas de déterminer la tendance des effectifs pour cette espèce dans les eaux canadiennes et américaines ou dans l'ensemble de l'Atlantique Nord (Waring *et al.*, 1999).

2.3. DAUPHIN À FLANCS BLANCS DE L'ATLANTIQUE (*Lagenorhynchus acutus*)

2.3.1. Identification de la population

Les dauphins à flancs blancs qui fréquentent occasionnellement la zone d'étude appartiennent probablement à la population du golfe du Saint-Laurent (Palka *et al.*, 1997). Trois populations ont été proposées pour l'Atlantique du Nord-Ouest :

- Golfe du Maine;
- Golfe du Saint-Laurent;
- Mer du Labrador.

Aucune étude n'a encore testé cette hypothèse basée sur la répartition des observations, des échouages et des prises accidentelles (Palka *et al.*, 1997).

2.3.2. Fréquentation et utilisation de la zone d'étude

Le Dauphin à flancs blancs de l'Atlantique est abondant en été dans le golfe du Saint-Laurent, surtout dans l'archipel de Mingan et dans le sud-ouest du golfe (Bérubé *et al.*, 1991). Il y est observé de mai à octobre et son abondance semble maximale en août. Il est observé régulièrement en troupes de 100 à 300 individus et parfois jusqu'à 1 000 individus. On rapporte presque chaque année, généralement entre juillet et septembre, la présence de petits groupes de cette espèce dans la zone d'étude, et, plus rarement, de groupes pouvant compter quelques centaines d'individus. Ces groupes ne passent que quelques jours au plus dans la zone d'étude (GREMM, données non publiées).

Les dauphins à flancs blancs de l'Atlantique fréquentent généralement les plateaux et les talus continentaux ainsi que les canyons sous-marins (Reeves *et al.*, 1999). C'est une espèce des eaux tempérées et sub-arctiques de l'Atlantique Nord (Reeves *et al.*, 1999). Ils se nourrissent

principalement de petits poissons pélagiques en bancs (dont le hareng, le maquereau et l'éperlan) et de céphalopodes (Reeves *et al.*, 1999). La présence de grands groupes de cette espèce dans la zone d'étude est peut-être un indicateur de changements ou de cycles environnementaux dans le golfe du Saint-Laurent qui modifient la répartition de leur proies. L'hypothèse de changements de température suivis de mouvements des proies a été avancée pour expliquer les changements de la répartition des dauphins à flancs blancs et à nez blanc dans les eaux américaines (Palka *et al.*, 1997).

2.3.3. État de la population

Statut. En 1991, le Dauphin à flancs blancs de l'Atlantique a été évalué et désigné « non en péril » par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (Campbell, 1998).

Abondance. La plus récente estimation de l'abondance des dauphins à flancs blancs qui fréquentent le golfe du Saint-Laurent est d'au moins 12 000 individus (Kingsley et Reeves, 1998). Pour les eaux américaines, la meilleure estimation pour cette espèce s'élève à 27 200 individus (coefficient de variation de 0,43; Palka *et al.* 1997). Il n'existe aucune estimation pour la population de la mer du Labrador.

Il existe relativement peu de données sur le Dauphin à flancs blancs malgré qu'il soit considéré abondant dans l'Atlantique. Il n'y a pas de donnée sur la délimitation des populations dans l'Atlantique du Nord-Ouest ni sur la tendance des effectifs de ces populations (Palka *et al.*, 1997).

2.4. BALEINE NOIRE DE L'HÉMISPHERE NORD (*Eubalaena glacialis*)

2.4.1. Identification de la population

Les baleines noires (autrefois appelées baleines franches) qui fréquentent la zone d'étude appartiennent à la population de l'Atlantique du Nord-Ouest (NMFS, 1991). La population de l'Atlantique du Nord-Est a probablement disparu. Les populations de baleines noires de l'hémisphère Sud appartiennent à une espèce distincte (*Eubalaena australis*) tandis que celle du Pacifique Nord est considérée comme faisant partie de la même espèce (Schevill, 1986).

2.4.2. Fréquentation et utilisation de la zone d'étude

On rapporte deux mentions récentes de baleines noires dans la zone d'étude. Il s'agit de deux individus observés quelques heures, le 31 juillet et le 22 août 1998 respectivement, entre Tadoussac et Grandes-Bergeronnes (GREMM, données non publiées).

Dans le golfe du Saint-Laurent, on rapporte quatre observations de baleines noires entre 1978 et 1987 (Lien *et al.*, 1989). On signale également des observations le long de la rive nord du golfe en 1994 et en 1998 (Richard Sears, données non publiées) et au large de la péninsule gaspésienne tous les ans depuis 1995 (Observation Littoral Percé, données non publiées).

La Baleine noire était autrefois abondante dans le Saint-Laurent, comme en témoignent la toponymie faisant référence aux activités des baleiniers basques (Commission de toponymie, 1984), les documents d'archive et les fouilles archéologiques (Lalande, 1989). La présence récente des baleines noires dans le golfe et dans l'estuaire pourrait donc s'expliquer par

l'exploration d'habitats délaissés depuis la chasse. Ces observations récentes sont encourageantes mais la population est loin d'être rétablie (Caswell *et al.*, 1999; Waring *et al.*, 1999).

2.4.3. État de la population

Statut. La population de baleines noires de l'Atlantique du Nord-Ouest a été évaluée en 1980, 1985 et 1990 et le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) lui a attribué le statut « en danger de disparition » à chacune de ces évaluations (Campbell, 1998).

La Baleine noire de l'Atlantique Nord est l'une des espèces de mammifère la plus menacée du monde (NMFS, 1991). La réduction de la population est liée à la chasse intensive dont elle a fait l'objet jusqu'au début des années 1930. Les facteurs susceptibles de compromettre le rétablissement de cette population sont :

- les collisions avec les bateaux de navigation commerciale;
- les prises accidentelles dans les engins de pêche;
- le dérangement lié à l'observation;
- la dégradation de leurs habitats (NMFS, 1991);
- la consanguinité (Schaeff *et al.*, 1997).

Environ le tiers des mortalités annuelles chez la population de l'Atlantique du Nord-Ouest est directement lié à des activités humaines et plus de la moitié des individus photo-identifiés ont des cicatrices imputables à des bateaux ou à des engins de pêche (Kraus, 1990). Les risques d'extinction sont non négligeables (Caswell *et al.*, 1999).

Abondance. On estime la population actuelle à moins de 350 individus (S. Kraus et A. Knowlton, données non publiées). Cette estimation est basée sur la photo-identification (Knowlton *et al.*, 1994). L'état de la population est d'autant plus inquiétant que le nombre de jeunes produits annuellement n'augmente pas et que l'intervalle de temps entre les mises bas augmente. Un modèle de population suggère que, si les conditions actuelles persistent, la population pourrait disparaître en 191 ans (Caswell *et al.*, 1999). Les conclusions de ce modèle diffèrent de celle obtenue avec des données récentes, soit une croissance annuelle estimée à 2,5 p. 100 (Knowlton *et al.*, 1994). Compte tenu de ce qui précède, on considère que la tendance des effectifs de cette population est pour l'instant inconnue (Waring *et al.*, 1999).

2.5. PHOQUE À CAPUCHON (*Cystophora cristata*)

2.5.1. Identification de la population

Les phoques à capuchon observés occasionnellement dans la zone d'étude appartiennent probablement au troupeau du Golfe du Saint-Laurent. La relation entre le troupeau du Golfe et celui plus abondant du Front, au large du Labrador, n'est pas bien connue. Pour des fins de gestion, ils sont considérés comme deux stocks.

2.5.2. Fréquentation et utilisation de la zone d'étude

Le Phoque à capuchon est un visiteur hivernal dans le golfe du Saint-Laurent. Il met bas sur la banquise autour des îles de la Madeleine et le long de la côte nord de l'île du Prince-Édouard en mars avant de quitter le golfe pour rejoindre ses quartiers d'été dans l'Arctique, principalement autour du Groenland.

Des individus sont occasionnellement observés dans la zone d'étude (Mike Hammill, communication personnelle). La majorité des observations sont faites au printemps. Il s'agit habituellement de jeunes de l'année qui errent et remontent parfois le fleuve jusqu'à Montréal. Cette dispersion des jeunes semble typique de l'espèce (Mike Hammill, communication personnelle). On retrouve fréquemment un jeune en mauvaise condition ou mort, échoué sur les rives de l'estuaire ou du fleuve. Ces échouages ont d'ailleurs souvent fait l'objet de tentative de sauvetage et ou de relocalisation. Récemment, un groupe d'adultes a été aperçu au large de Rimouski en automne (Mike Hammill, communication personnelle).

Pour l'aire d'étude, il n'y a pas d'information disponible sur la diète, l'abondance et la contamination par les substances toxiques.

2.5.3. État de la population

Statut. Le Phoque à capuchon n'a reçu aucun statut particulier du COSEPAC. Il ne figure pas non plus sur la liste des espèces dont le statut devrait être évalué (Campbell, 1998).

Abondance. Au début du siècle, l'espèce était abondante dans le golfe et régulièrement observée en hiver dans l'estuaire maritime, dans le secteur de Baie-Comeau et en amont jusqu'au Bic (Comeau, 1945). La chasse au Phoque à capuchon était une activité importante au début des années 1900. Suite à un déclin marqué de la taille du troupeau du golfe, la chasse aux phoques à capuchon y a été interdite en 1972. La chasse commerciale est toutefois encore pratiquée aujourd'hui au large de Terre-Neuve. Les recensements de 1991 et 1994 suggèrent que la taille du troupeau pourrait être à la hausse (Hammill *et al.*, 1997). Ce troupeau qui compte entre 11 000 et 16 000 individus ne représente qu'une petite fraction de la population de l'Atlantique du Nord-Ouest estimée à plus 650 000 individus (Hammill *et al.*, 1997; Hammill et Stenson, 1999).

2.6. GLOBICÉPHALE NOIR DE L'ATLANTIQUE (*Globicephala melaena*)

Le Globicéphale noir est un résident saisonnier du golfe du Saint-Laurent. En 1985, un groupe d'une quarantaine d'individus a été observé au large de Grandes-Bergeronnes (GREMM, données non publiées). En 1995, un groupe d'une vingtaine d'individus a été observé dans le chenal Laurentien au large de l'île du Bic (Richard Bailey, communication personnelle).

2.7. ÉPAULARD (*Orcinus orca*)

Le statut de résidence des épaulards est incertain dans le golfe du Saint-Laurent. Un groupe de 3–4 individus a été observé régulièrement dans le détroit de Jacques Cartier au cours des dernières années (Wenzel et Sears, 1988 ; Richard Sears, communication personnelle). Mitchell et Reeves (1988) rapportent deux observations d'épaulards relativement récentes dans

la zone d'étude : le 15 août 1982 au large de Tadoussac et le 29 août 1986 à l'anse aux Basques. Ils rapportent également deux observations possibles au large des Escoumins, en août 1974 et en novembre 1975. De plus, ils mentionnent des sources rapportant une abondance d'épaulards dans la zone d'étude au cours des années 1940.

2.8. DAUPHIN À NEZ BLANC (*Lagenorhynchus albirostris*)

Le Dauphin à nez blanc est un résident saisonnier du golfe Saint-Laurent. Un Dauphin à nez blanc a été observé récemment dans la zone d'étude soit en octobre 1993 près de Pointe-au-Boisvert (GREMM, données non publiées).

2.9. DAUPHIN BLEU (*Stenella coeruleoalba*)

Le Dauphin bleu est un visiteur exceptionnel dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent. Un individu a été retrouvé frais échoué près de Tadoussac le 11 octobre 1992, quelques jours après le passage d'un groupe de quelques centaines de dauphins à flancs blancs dans la zone d'étude (GREMM, données non publiées).

2.10. BALEINE À BEC COMMUNE (*Hyperoodon ampullatus*)

La Baleine à bec commune est un visiteur exceptionnel dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent. On signale l'échouage d'une Baleine à bec commune femelle le 7 novembre 1994 sur les battures de Montmagny, puis d'un jeune mâle deux jours plus tard à Saint-Roch-des-Aulnaies (GREMM, données non publiées). On rapporte également la capture d'une Baleine à bec commune à Saint-Anne-de-la-Pocatière, le 4 septembre 1940. La présence de ces individus en amont de la zone d'étude signifie qu'ils avaient traversé la zone d'étude. Deux autres échouages ont été rapportés dans le golfe du Saint-Laurent, en 1987 aux îles de la Madeleine (Béland, 1987) et en 1997 sur la Côte-Nord (Lena Measures, communication personnelle).

3. PROBLÉMATIQUE ET ENJEUX

3.1. LACUNES DANS LES CONNAISSANCES

Les espèces décrites dans la présente section et possiblement d'autres espèces exceptionnelles pourraient visiter la zone d'étude plus souvent que ce qui a été rapporté. La discrétion des mammifères marins en général, le manque d'expérience de certains observateurs avec l'identification de ces espèces exceptionnelles et la courte durée de leurs séjours dans la zone d'étude pourraient en partie expliquer le nombre limité de mentions.

3.2. PROBLÉMATIQUE ET ENJEUX

Étant donné le faible taux d'utilisation de la zone d'étude par ces espèces de mammifères marins, aucun enjeu majeur de conservation n'est associé à leur présence dans la zone d'étude. Comme pour l'ensemble des mammifères marins du Saint-Laurent, la croissance de la circulation maritime, les collisions, les prises accidentelles, la pollution sonore et la contamination de la chaîne alimentaire sont des problèmes potentiels importants.

La rareté de certaines de ces espèces, particulièrement le Rorqual à bosse, le Cachalot et la Baleine noire, est susceptible d'entraîner un problème particulier en ce qui a trait aux activités d'observation en mer. En effet, la concentration de bateaux sur les sites d'observation a tendance à augmenter en présence d'un Rorqual à bosse (Michaud *et al.*, 1997). Cette pression accrue d'observation pourrait être un facteur de dérangement non négligeable. Il est toutefois peu probable que ce dérangement potentiel ait un impact sur la population de cette espèce étant donné le faible nombre d'individus qui fréquentent la zone d'étude et la courte durée de leur séjour. Dans le cas du Cachalot, la localisation des observations dans la zone d'étude et son comportement de plongée particulier suggèrent qu'il n'est pas sujet à un dérangement important par les bateaux d'observation. Enfin, les dauphins à flancs blancs sont peu ciblés par les bateaux d'observation en raison de leur grande vitesse de nage.

La principale problématique associée au Rorqual à bosse et au Dauphin à flancs blancs ailleurs dans l'Atlantique du Nord-Ouest sont les mortalités liées aux activités de pêche (Waring *et al.*, 1999).

La présence récente de baleines noires dans la zone d'étude mérite une attention bien particulière. Cette espèce est l'une des espèces de mammifères marins les plus sérieusement en danger de disparition. Les principales causes de mortalité sont directement liées aux activités humaines, en particulier les empêtrlements dans les engins de pêche et les collisions avec les bateaux. L'empêtrlement dans les engins de pêche n'apparaît pas être un problème dans la zone d'étude mais les risques de collision y sont réels. Ces risques pourraient être minimisés par l'établissement d'une routine de communication entre la station de trafic maritime des Escoumins et les navires de passage dans la zone afin de rapporter la présence et la position des baleines noires et de demander que des précautions particulières soient prises pour éviter toute collision. Un tel programme existe depuis quelques années à la station de trafic maritime de la Baie de Fundy (à Saint-Jean, Nouveau-Brunswick).

RÉFÉRENCES

- Béland, P. 1987. Échouages de mammifères marins au Québec en 1987. Rapport de l'Institut national d'écotoxicologie du Saint-Laurent.
- Béland, P., D. Martineau, P. Robichaud, R. Plante et R. Greendale. 1987. Échouages de mammifères marins sur les côtes du Québec dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent de 1982 à 1985. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 1506 : vii+ 44 p.
- Bérubé, M., R. Sears, M. Williamson et J. Papineau. 1991. Etude de la distribution et de l'abondance des mammifères marins dans le golfe du Saint-Laurent entre les années 1983 et 1988. Station de recherche des Iles de Mingan Inc (MICS) pour le service de recherche et aménagement du territoire, Vice-présidence Environnement, Hydro-Québec : 43 p. + annexes.
- Campbell, R.R. 1998. Rare and endangered fishes and marine mammals of Canada : COSEWIC fish and marine mammal subcommittee status reports : XII. Can. Field-Nat. 112 : 94-97.
- Caswell, H., M. Fujiwara et S. Brault. 1999. Declining survival probability threatens the North Atlantic right whale. Proc. Natl. Acad. Sci. 96 : 3308-3313.
- Comeau, N.-A. 1945. La vie et le sport sur la Côte-Nord du Bas Saint-Laurent et du Golfe. Éditions Garneau, Québec.
- Commission de toponymie. 1984. Itinéraire toponymique du Saint-Laurent, ses rives et ses îles. Gouvernement du Québec.
- Hammill, M.O. et G.B. Stenson. 1999. Estimated prey consumption by harp seals (*Phoca groenlandica*), hooded seals (*Cystophora cristata*), grey seals (*halichoerus grypus*) and harbour seals (*Phoca vitulina*) in Atlantic Canada. Manuscrit non-publié. 46 p.
- Hammill, M.O., C. Lydersen, K.M. Kovacs et B. Sjare. 1997. Estimated fish consumption by Hooded seals (*Cystophora cristata*), in the Gulf of St. Lawrence. J. Northw. Atl. Fish. Sci. 22 : 249-257.
- Katona, S.K. et J.A. Beard. 1990. Population size, migrations, and feeding aggregations of the humpback whale, *Megaptera novaeangliae*, in the western North Atlantic ocean. Rep. Int. Whal. Commn. (Special issue 12) : 295-305.
- Kingsley, M.C.S. et R.R. Reeves. 1998. Aerial surveys of cetaceans in the Gulf of St. Lawrence in 1995 and 1996. Can. J. Zool. 76 : 1529-1550.
- Knowlton, A.R., S.D. Kraus et R.D. Kenney. 1994. Reproduction in North Atlantic right whales (*Eubalaena glacialis*). Can. J. Zool. 72 : 1297-1305.
- Kraus, S. 1990. Rates and potential causes of mortality in North Atlantic right whales. Mar. Mammal. Sci. 6 : 278-291.
- Lalande, D. 1989. Archaeological excavations at Bon-Désir : Basque presence in the St. Lawrence estuary. Northeast Historical Archaeology 18 : 10-28.
- Larsen, A.H., J. Sigurjónsson, N. Øien, G. Vikingsson et P. Palsbøll. 1996. Population genetic analysis of nuclear and mitochondrial loci in skin biopsies collected from central and

- northeastern North Atlantic humpback whales (*Megaptera novaeanglia*) : population identity and migratory destinations. Proc. R. Soc. Lond. 263 : 1611-1618.
- Lien, J., R. Sears, G.B. Stenson, P.W. Jones et I.-H. Ni. 1989. Right whale, *Eubalaena glacialis*, sightings in waters of Newfoundland and Labrador and the Gulf of St. Lawrence 1978-1987. Can. Field-Nat. 103 : 5 p.
- Michaud, R., C. Bédard, M. Mingelbier et M.-C. Gilbert. 1997. Les activités d'observation en mer des cétacés dans l'estuaire du Saint-Laurent, 1985-1996 : une étude de la répartition des activités et des facteurs favorisant la concentration des bateaux sur les sites d'observation. Rapport final présenté à Parcs Canada par le GREMM, Tadoussac, Québec. 17 p. + annexes.
- Mitchell, E. et R. R. Reeves. 1988. Records of killer whales in the western North Atlantic, with emphasis on eastern canadian waters. Rit. Fiskideildar 11 : 161-193.
- National Marine Fisheries Service (NMFS). 1991. Recovery plan for the northern right whale (*Eubalaena glacialis*). The right whale recovery team for the National Marine Fisheries Service. Silver Spring, Maryland. 86 p.
- Palka, D., A. Read et C. Potter. 1997. Summary of knowledge of white-sided dolphins (*Lagenorhynchus acutus*) from U.S. and canadian Atlantic waters. Rep. Int. Whal. Commn. 47 : 729-734.
- Palsbøll, P.J., J. Allen, M. Bérubé, P.J. Clapham, T.P. Feddersen, P.S. Hammond, R.R. Hudson, H. Jørgensen, S. Katona, A.H. Larsen, F. Larsen, J. Lien, D.K. Mattila, J. Sigurjónsson, R. Sears, T. Smith, R. Sponer, P. Stevick et N. Øien. 1997. Genetic tagging of humpback whales. Nature 388 : 767-769.
- Palsbøll, P.J., P.J. Clapham, D.K. Mattila, F. Larsen, R. Sears, H.R. Siegismund, J. Sigurjónsson, O. Vasquez et P. Arctander. 1995. Distribution of mtDNA haplotypes in North Atlantic humpback whales : the influence of behaviour on population structure. Mar. Ecol. Prog. Ser. 116 : 1-10.
- Reeves, R.R. et H. Whitehead. 1997. Status of the sperm whale, *Physeter macrocephalus*, in Canada. Can. Field-Nat. 111 : 293-307.
- Reeves, R.R., C. Smeenk, R.L. Brownell, Jr. et C.C. Kinze. 1999. Atlantic white-sided dolphin *Lagenorhynchus acutus* (Gray, 1828). p. 31-56, Dans : S. H. Ridgway et R. Harrison (éd.). Handbook of marine mammals. Volume 6 : The second book of dolphins and the porpoises. Academic Press, Londres.
- Rice, D.W. 1989. Sperm whale *Physeter macrocephalus* Linnaeus, 1758. p. 177-233, Dans : S. H. Ridgway et R. Harrison (éd.). Handbook of marine mammals. Volume 4 : River dolphins and the toothed whales. Academic Press, Londres.
- Schaeff, C.M., S. Kraus, M.W. Brown, J.S. Perkins, R. Payne et B. N. White. 1997. Comparison of genetic variability of North and South Atlantic right whales (*Eubalaena*) using DNA fingerprinting. Can. J. Zool. 75 : 1073-1080.
- Schevill, W.E. 1986. Right whale nomenclature. p. 19, Dans : R.L. Brownell Jr, P. B. Best et J. H. Prescott (éd.). Right whales : past and present status. Rep. Int. Whal. Commn. 10.

- Smith, T.D., J. Allen, P.J. Clapham, P.S. Hammond, S. Katona, F. Larsen, J. Lien, D. Mattila, P.J. Palsbøll, J. Sigurjónsson, P.T. Stevick et N. Øien. 1999. An ocean-basin-wide mark-recapture study of the North Atlantic humpback whale (*Megaptera novaeangliae*). Mar. Mammal. Sci. 15 : 1-32.
- Waring, G.T., D.L. Palka, P.J. Clapham, S. Swartz, M. Rossman, T. Cole, K.D. Bisack et L.J. Hansen. 1999. U.S. Atlantic marine mammal stock assessments-1998. NOAA Technical Memorandum NMFS-NS-116 : 185 p.
- Wenzel, F. et R. Sears. 1988. A note on killer whales in the Gulf of St. Lawrence, including an account of an attack on a minke whale. Rit. Fiskideildar 11 : 202-204.
- Winn, H.E. et N.E. Reichley. 1985. Humpback whale, *Megaptera novaeangliae* (Borowski, 1781). p. 241-273, Dans : S. H. Ridgway et R. Harrison (éd.). Handbook of marine mammals. Volume 3 : The sirenians and baleen whales. Academic Press, Londres.

TABLE DES MATIÈRES
DU CHAPITRE 6

	Nombre de pages
Introduction et méthodologie	7
Section 1 - Euphausides	19
Section 2 - Capelan	17
Section 3 - Hareng atlantique	21
Section 4 - Lançon	9
Section 5 - Morue franche	20
Section 6 - Poulamon atlantique	19
Section 7 - Éperlan arc-en-ciel	24
Section 8 - Plie lisse et Plie rouge	12
Section 9 - Anguille d'Amérique	23
Section 10 - Calmar à nageoires courtes	12
Section 11 - Benthos	10

CHAPITRE 6

PRINCIPALES RESSOURCES ALIMENTAIRES DES MAMMIFÈRES MARINS

INTRODUCTION ET MÉTHODOLOGIE

Le présent chapitre présente une synthèse sur la biologie, la distribution, l'état actuel des stocks, le niveau de contamination par les substances toxiques et l'exploitation par l'homme des invertébrés et poissons qu'on présume constituer les principales ressources alimentaires des mammifères marins dans la zone d'étude.

1. SÉLECTION DES ESPÈCES DÉCRITES

Les données disponibles sur le régime alimentaire des mammifères marins (voir le Chapitre 5 et la liste des références) sont, à elles seules, peu utiles pour sélectionner les principales ressources alimentaires des mammifères marins dans la zone d'étude pour les raisons suivantes :

- 1) Pour toutes les espèces à l'exception du Phoque du Groenland, les données sur le régime alimentaire des mammifères marins dans la zone d'étude sont extrêmement fragmentaires.
- 2) Les données provenant des autres régions (golfe du Saint-Laurent et nord-ouest de l'Atlantique) ne sont pas directement transposables à la zone d'étude parce qu'il est reconnu que les mammifères marins sont opportunistes et adaptent leur régime alimentaire en fonction de l'abondance locale des proies. Or, la composition des communautés pélagiques et benthiques de la zone d'étude est différente de celle retrouvée dans le golfe et sur la côte atlantique canadienne (voir le Chapitre 2).
- 3) Les données provenant de l'analyse de contenus stomacaux peuvent sous-estimer l'importance des invertébrés dans la diète des mammifères marins en raison de l'absence chez plusieurs espèces d'invertébrés de structures anatomiques résistantes à la digestion (i.e. otolithes et vertèbres chez les poissons, appendices bucaux chez le calmar). Par contre, l'importance du benthos en tant que proie recherchée par les mammifères marins peut être surestimée parce que sa présence dans l'estomac d'un mammifère marin peut être attribuable au fait qu'il a été consommé par un poisson qui a lui-même été consommé par le mammifère marin.

Quoiqu'il en soit, les données de contenus stomacaux ainsi que celles provenant de l'étude des rapports isotopiques stables du carbone et de l'azote (réalisée chez le Béluga et les trois espèces de phoques de la zone d'étude; Hammill *et al.*, 1998) démontrent que la majorité, sinon la totalité des mammifères marins de la zone d'étude sont essentiellement piscivores et/ou,

dans le cas des grands rorquals, invertivores pélagiques. La sélection des espèces ou groupes d'espèces a donc été réalisée en fixant au départ comme objectif de retenir dix espèces (ou groupes d'espèces) de poissons et d'invertébrés pélagiques et de réserver une onzième section pour la description du benthos en tant que ressource alimentaire.

La sélection des dix espèces ou groupes d'espèces de poissons ou d'invertébrés pélagiques a été réalisée en prenant en considération :

- les informations provenant de l'analyse de contenus stomacaux de mammifères marins provenant de la zone d'étude et d'autres régions de l'est du Canada (Chapitre 5 et liste des références);
- l'analyse de rapports isotopiques stables du carbone et de l'azote chez le Béluga et les trois espèces de phoques de l'estuaire (Hammill *et al.*, 1998);
- les informations sur la distribution et le comportement alimentaire des mammifères marins dans la zone d'étude (Chapitre 5);
- les informations sur la distribution spatio-temporelle et l'abondance des différentes proies potentielles dans la zone d'étude (présent chapitre);
- les informations sur le niveau de contamination des proies potentielles par les substances toxiques (présent chapitre).

Ces informations ont permis de sélectionner dès le départ quatre espèces qui figurent indiscutablement parmi les dix espèces les plus importantes dans l'alimentation des mammifères marins dans la zone d'étude; il s'agit des espèces ou groupes d'espèces suivantes : 1) Capelan, 2) lançon (*Ammodytes* sp.), 3) Hareng atlantique et 4) euphausides. En effet, ces espèces sont abondantes dans la zone d'étude et chacune d'elle est reconnue pour constituer une ressource très importante pour au moins trois des huit espèces de mammifères marins communes dans la zone d'étude.

Deux autres espèces ont ensuite été sélectionnées, non pas parce qu'il est reconnu qu'elles sont très importantes dans le régime alimentaire des mammifères marins de la zone d'étude, mais plutôt parce qu'elles présentent une problématique particulière; ce sont : 5) l'Anguille d'Amérique et 6) le Calmar à nageoires courtes. Bien que l'importance de l'anguille dans la diète du Béluga et des phoques ne soit pas connue, plusieurs chercheurs suspectent que les anguilles migratrices provenant du bassin supérieur du Saint-Laurent constituent le principal vecteur de la contamination du Béluga par les substances organochlorées (Béland et Martineau, 1988). Par ailleurs, le calmar constitue la principale proie du Cachalot macrocéphale et du Globicéphale noir de l'Atlantique et était une des principales proies du Béluga dans l'estuaire maritime à la fin de l'été et en automne dans les années 1930. Cette espèce a un cycle vital tout à fait particulier qui occasionne des variations très importantes de son abondance dans l'est du Canada et, présumément dans l'estuaire maritime, et qui pourrait régir la présence du cachalot et du globicéphale dans la zone d'étude et la distribution saisonnière du Béluga dans l'estuaire.

La sélection des quatre autres espèces (ou groupes d'espèces) de poissons et d'invertébrés pélagiques a été réalisée de manière à couvrir le mieux possible l'éventail des principales proies potentielles des huit espèces de mammifères marins communes dans la zone d'étude. La sélection des six premières espèces couvre adéquatement le régime alimentaire des rorquals et du Marsouin commun qui est relativement peu diversifié. Précisons que le

Maquereau bleu, qui constitue la principale ressource alimentaire du Marsouin commun dans le sud du golfe (Fontaine *et al.*, 1994), est rare dans la zone d'étude.

Par ailleurs, le Béluga et les trois espèces de phoques communes dans la zone d'étude ont un régime alimentaire beaucoup plus diversifié et il est possible qu'ils changent leur diète en fonction de la disponibilité des espèces de poissons les plus abondantes. Selon une étude des rapports isotopiques stables du carbone chez ces espèces (Hammill *et al.*, 1998), le Béluga et le Phoque commun auraient des habitudes alimentaires plus côtières ou encore plus benthiques (par opposition à hauturières ou pélagiques) que le Phoque gris et le Phoque du Groenland. Ceci suggère que ces espèces consomment en partie des espèces de poissons estuariens et/ou des poissons de fond d'eaux peu profondes (infralittoraux). Parmi les espèces dominantes de la communauté ichtyenne d'eaux peu profondes de la zone d'étude, quatre n'ont pas encore été sélectionnées jusqu'ici; il s'agit du 7) Poulamon atlantique, 8) de l'Éperlan arc-en-ciel et 9) de la Plie lisse et de la Plie rouge (Pleuronectidés). Le poulamon est l'espèce qui dominait largement la composition des quelques estomacs non-vides des carcasses de bélugas échoués sur les rives de l'estuaire (Béland *et al.*, 1995) alors que l'Éperlan arc-en-ciel constituait une des principales proies, après le Capelan et le Lançon, retrouvées dans les régurgitations de Phoques communs capturés dans l'estuaire (Hammill *et al.*, 1998). Quant aux deux espèces de plies, elles n'ont été retrouvées qu'occasionnellement chez le Béluga et le Phoque commun. Cependant, contrairement à la plupart des autres espèces de poissons abondantes dans la zone d'étude, ces deux espèces de plie sont sédentaires et elles pourraient constituer de bons indicateurs du niveau de contamination des mammifères marins par le biais de la chaîne trophique benthique. Ces deux espèces ont donc été retenues et traitées ensemble.

Enfin, le Phoque gris et le Phoque du Groenland auraient des habitudes alimentaires plus hauturières et/ou pélagiques que le Béluga et le Phoque commun (Hammill *et al.*, 1998). Afin de compléter le portrait des ressources alimentaires des mammifères marins, nous avons choisi une espèce de poisson de fond autrefois abondante dans l'estuaire maritime à des profondeurs intermédiaires (30 – 200 m); il s'agit de 10) la Morue franche. L'intérêt de cette espèce retrouvée fréquemment dans les estomacs de bélugas mâles (Vladykov, 1946) et de phoques gris (Lavigne *et al.*, 1993) tués dans l'estuaire maritime réside aussi dans le fait que les populations qui fréquentent l'estuaire maritime sont en situation précaire.

D'autres ressources n'apparaissant qu'occasionnellement dans les contenus stomacaux et non décrits dans le présent chapitre le seront dans le Chapitre 8 en raison de leur importance pour d'autres raisons (ressources halieutiques, espèces en situation précaire, espèces clés de l'écosystème); il s'agit notamment du copépode *Calanus finmarchicus*, de l'Alose savoureuse, de l'Esturgeon noir et du Saumon de l'Atlantique.

2. CONSIDÉRATIONS MÉTHODOLOGIQUES

Chacune des espèces (ou groupes d'espèces) sélectionnée a été l'objet d'une revue exhaustive de la littérature et des bases de données disponibles afin de réaliser une synthèse complète et à jour sur sa biologie générale, sa distribution dans la zone d'étude, l'état des stocks, le niveau de contamination par les substances toxiques ainsi que leur exploitation par l'homme dans 10 sections distinctes. Le benthos en tant que ressource alimentaire des mammifères marins est sommairement décrit dans une onzième section.

Chaque section débute par une évaluation de l'importance de l'espèce (ou groupe d'espèces) dans le régime alimentaire des mammifères marins à l'intérieur de la zone d'étude. Les références utilisées dans les tableaux synthèses sont les mêmes d'une section à l'autre et ne sont décrites qu'une seule fois à la fin de la présente section.

La description des ressources alimentaires est basée sur la notion de populations biologiquement distinctes. La majorité des ressources alimentaires décrites appartiennent à des populations qui effectuent des migrations de grande échelle dans et hors de la zone d'étude à différents stades de leur développement et sont donc soumises à des pressions aussi bien dans que hors de la zone d'étude. Par ailleurs, pour plusieurs ressources, on retrouve dans la zone d'étude plusieurs populations ayant des caractéristiques et une problématique distinctes.

La description de la distribution des espèces dans la zone d'étude met l'emphasis sur les stades de développement qui sont exploités par les mammifères marins, soit les stades juvéniles et adultes (les stades oeufs et larves ne sont considérés dans cette sous-section que lorsqu'ils permettent de préciser la distribution des juvéniles et des adultes).

La dernière partie de chaque section présente une évaluation de la problématique et des enjeux associés à chaque espèce (ou groupe d'espèces). Les premiers éléments de la problématique qui ont été dégagés concernent les lacunes dans les connaissances. L'évaluation des lacunes a été réalisée dans la perspective de l'établissement d'une zone de protection marine (ZPM) visant la protection des mammifères marins (et de leurs ressources alimentaires). Les principales lacunes identifiées sont donc celles qui ont été jugées prioritaires à combler pour assurer une protection adéquate des mammifères marins (et de leurs ressources alimentaires) alors que les lacunes non directement reliées à la problématique des mammifères marins n'ont pas été retenues.

Par ailleurs, la problématique proprement dite associée à chaque espèce ou sous-espèce réfère aux « états » de la ressource alimentaire (abondance, distribution, contamination, santé) actuels ou potentiels à court, moyen ou long terme susceptibles d'affecter négativement les mammifères marins. La problématique qui n'est pas associée à l'état de la ressource alimentaire mais plutôt à leur exploitation par l'homme (collisions avec les bateaux de pêche, empêchement des mammifères marins dans les engins de pêche, etc.) a déjà été décrite au Chapitre 3.

Enfin, les enjeux réfèrent aux impacts connus ou potentiels de la problématique identifiée à l'étape précédente sur l'espèce elle-même, sur les mammifères marins et sur les usages.

RÉFÉRENCES

- Bailey R., K.W. Able et W.C. Leggett. 1977. Seasonal and vertical distribution and growth of juvenile and adult capelin (*Mallotus villosus*) in the St. Lawrence Estuary and Western Gulf of St. Lawrence. J. can. sci. halieut. aquat. 34: 2030-2040.
- Beck, G.G., M.O. Hammill et T.G. Smith. 1993. Seasonal variation in the diet of harp seals (*Phoca groenlandica*) from the gulf of St. Lawrence and western Hudson Strait. Can J. Fish. Aquat. Sci. 50 : 1363-1371.
- Béland, P., S. DeGuise, S. Lair, D. Martineau et I. Mikaelian. 1995. Mortalités de bélugas observées dans le Saint-Laurent en 1995. Rapport non publié soumis au ministère des Pêches et des Océans dans le cadre d'un contrat pour la récupération et l'analyse des bélugas échoués. Rapport disponible auprès de Michael Kingsley, MPO, Mont-Joli, Qc.
- Béland, P. et D. Martineau. 1988. The beluga whale (*Delphinapterus leucas*) as integrator of the St. Lawrence basin contamination history. Proc. Int. Conf. Bio-indicators : exposure and effects. Oak Ridge Natl. Lab., Oak Ridge, Tennessee.
- Benoît, D. et W.D. Bowen. 1990. Summer diet of grey seals (*Halichoerus grypus*) at Anticosti Island, Gulf of St. Lawrence, Canada. Can. Bull. Fish. Aquat. Sci. 222 : 227-242.
- Boulva, J., et I.A. McLaren. 1979. Biology of the harbour seal (*Phoca vitulina*) in Eastern Canada. Bull. can. sci. halieut. aquat. 200 : 28 p.
- Bowen, W.D. et G.D. Harrison. 1996. Comparison of harbour seal diets in two inshore habitats of Atlantic Canada. Can. J. Zool. 74 : 125-135.
- Brodie, P.F., D.D. Sameoto et R.W. Sheldou. 1978. Population densities of euphausiids of Nova Scotia as indicated by net samples, whale stomach contents and sonar. Limnol. Oceanogr. 23 : 1264-1267.
- Fontaine, P.H. 1998. Les baleines de l'Atlantique nord : biologie et écologie. Éditions Multimondes, Sainte-Foy.
- Fontaine, P.-M., C. Barrette, M.O. Hammill et M.S.C. Kingsley. 1994. Summer diet of the harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in the estuary and Northern gulf of St. Lawrence. J. can. sci. halieut. aquat. 51 : 172-178.
- Hammill, M.O., V. Lesage et S. Iverson. 1998. Niveau trophique et habitudes alimentaires des bélugas et des phoques communs de l'estuaire du Saint-Laurent déterminé à partir de l'analyse des rapports d'isotopes stables de carbone et d'azote. Rapport final présenté à Parcs Canada. 49 p.
- Kawamura, A. 1980. A review of food of balaenopterid whales. Sci. Rep. Whales Res. Inst. 32 : 155-197.
- Lavigne L., M.O. Hammill et S. Asselin. 1993. Distribution et biologie des phoques et autres mammifères marins dans la région du parc marin du Saguenay. Rapp. manus. can. sci. halieut. aquat. 2220 : 40 p.
- Leatherwood, S., D.K. Caldwell et H.E. Winn. 1981. Whales, dolphins and porpoises in the western North Atlantic. A guide to their identification. NOAA tech. rep. NMFS CIRC – 396 : 176 p.

- Lynas, E.M. et J.P. Sylvestre. 1988. Feeding techniques and foraging strategies of minke whales (*Balenoptera acutorostrata*) in the St. Lawrence Estuary. *Aquat. Mamm.* 14 : 21-32.
- Ménard, N. 1998. Répartition spatiale et structure des bancs de poissons pélagiques dans une aire d'alimentation des cétacés de l'estuaire du Saint-Laurent. Thèse de maîtrise, Univ. Laval, Sainte-Foy.
- Ministère des Pêches et des Océans (MPO). 1989. Les cétacés au Canada. Le monde sous-marin. 7 p.
- Mitchell, E. 1974. Present status of a Northwest Atlantic Fin and other whale stocks. p. 108-109, Dans : W.E. Schevill (éd.). *The whale problem : a status report*. Harvard University Press, Cambridge, U.K. 419 p.
- Mitchell, E.D 1975. Trophic relationships and competition for food in Northwest Atlantic whales. *Proceedings of the Canadian Society of Zoology, Annual Meeting, 1975* : 123-132.
- Murie, D.J. et D.M. Lavigne. 1991. Food consumption of wintering harp seals (*Phoca groenlandica*) in the St. Lawrence Estuary, Canada. *Can. J. Zool.* 69 : 1289-1296.
- Murie, D.J. et D.M. Lavigne. 1992. Growth and feeding habits of grey seals (*Halichoerus grypus*) in the northwestern Gulf of St. Lawrence, Canada. *Can. J. Zool.* 70 : 1604-1613.
- Proust, F. 1995. Composition du régime alimentaire du phoque gris (*Halichoerus grypus*) dans le golfe du Saint-Laurent, Québec, Canada. Thèse de maîtrise. Université du Québec à Rimouski, Rimouski. 72 p.
- Reeves, R.R., C. Smeenk, R.L. Brownell Jr. et C.C. Kinze. 1985. Atlantic white-sided dolphin (*Lagenorhynchus acutus*). p. 31-56, Dans : S.H. Ridgway et R. Harrison (éd.). *Handbook of marine mammals*, Vol. 6. Academic Press, Londres.
- Rice, D.W. 1989. Sperm whale (*Physeter macrocephalus*). p. 177-233, Dans : S.H. Ridgway et R. Harrison (éd.). *Handbook of marine mammals*, Vol. 4. Academic Press, Londres.
- Sears, R. 1983. A glimpse of blue whales feeding in the Gulf of St. Lawrence. *Whale watcher* 17(3) : 12-14.
- Sears, R., J.M. Williamson et F.W. Wenzel. 1981. Behaviour and distribution observations of cetaceans along the Quebec North Shore. *Mingan Islands Cetacean Study, Annual report*. 80 p.
- Sears, R., J.M. Williamson et F.W. Wenzel. 1982. Behaviour and distribution of cetaceans in the Mingan Islands-Anticosti Island region. *Mingan Islands Cetacean Study, Annual report*. 80 p.
- Sergeant, D.E. 1973. Feeding, growth and productivity of northwest Atlantic harp seals (*Pagophilus groenlandicus*). *J. can. sci. halieut. aquat.* 30 : 17-29.
- Skaug, H.J., H. Cjøsaester, T. Haug, K.T. Nilssen et V. Lindstrøm. 1997. Do minke whales (*Balaenoptera acutorostrata*) exhibit particular prey preferences ? *J. Northwest Atl. Fish. Sci.* 22 : 91-104.

- Smith, G.J.D. et D.E. Gaskin. 1974. The diet of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in coastal waters of eastern Canada, with special reference to the Bay of Fundy. Can. J. Zool. 52 : 777-782.
- Vladykov, V.D. 1946. Études sur les mammifères marins aquatiques. IV- Nourriture du marsouin blanc ou béluga (*Delphinapterus leucas*) du fleuve Saint-Laurent. Département des pêcheries, Québec. Contribution de l'institut de biologie générale et de zoologie 19 : 129 p.
- Winn, H.E. et N.E. Reichley. 1985. Humphback whale (*Megaptera novaeangliae*). p. 241-273, Dans : S.H. Ridgway et R. Harrison (éd.). Handbook of marine mammals, Vol. 3. Academic Press, Londres.
- Yochem, P.K. et S. Leatherwood. 1985. Blue whale (*Balaenoptera musculus*). Dans : S.H. Ridgway et S.R. Harrison (éd.). Handbook of Marine Mammals, Vol. 3. Academic Press, Londres.

EUPHAUSIDES (*Thysanoessa raschi*, *Meganyctiphanes norvegica*)

RÉSUMÉ

La zone d'étude constitue une des principales zones de concentration des adultes de deux populations d'euphausides (*Thysanoessa raschi* et *Meganyctiphanes norvegica*) du Saint-Laurent marin. Les agrégations de ces espèces dans la zone d'étude seraient les plus denses documentées à ce jour dans le nord-ouest de l'Atlantique et sont comparables à celles observées autour de l'Antarctique. Ces agrégations sont activement recherchées par le Rorqual bleu, le Petit Rorqual, le Rorqual commun et par certaines proies importantes des mammifères marins (capelan, hareng) pour leur alimentation. La biologie générale et le patron de distribution des deux espèces sont relativement bien connus. Ce n'est cependant pas le cas des mécanismes responsables de la variabilité spatio-temporelle de leur abondance dans la zone d'étude; cette abondance dépend de phénomènes océanographiques agissant à l'échelle de l'ensemble du golfe. La vulnérabilité des euphausides face à des phénomènes anthropiques de grande échelle (changement climatique, amincissement de la couche d'ozone, modification des débits d'eau douce) n'est pas connue. L'exploitation des euphausides dans l'est du Canada est interdite depuis juin 1998.

TABLE DES MATIÈRES

	Page
Résumé.....	i
Liste des tableaux	iii
Liste des figures	iv
1. Importance dans le régime alimentaire des mammifères marins de la zone d'étude....	1
2. Biologie générale.....	1
2.1. Population d'appartenance	1
2.2. Cycle vital	1
2.3. Habitats	4
2.4. Régime alimentaire	4
2.5. Croissance.....	6
2.6. Comportement en bancs et migrations verticales.....	7
3. Distribution dans la zone d'étude.....	8
3.1. Estuaire moyen et fjord du Saguenay	8
3.2. Estuaire maritime	8
4. État de la ressource.....	11
4.1. Statut	11
4.2. Abondance	11
4.3. Contamination par les substances toxiques	11
4.4. Anomalies et pathologies	11
5. Exploitation par l'homme	11
6. Problématique et enjeux	12
6.1. Lacunes dans les connaissances.....	12
6.2. Problématique.....	12
6.3. Enjeux	12
Références.....	16
Annexe cartographique	18

LISTE DES TABLEAUX

	Page
Tableau 1. Importance des euphausides dans le régime alimentaire des mammifères marins	2
Tableau 2. Contenu stomacal des euphausides adultes du golfe du Saint-Laurent.....	4
Tableau 3. Importance relative du phytoplancton dans la diète des euphausides prélevés la nuit dans la couche superficielle de l'estuaire maritime du Saint-Laurent.	6
Tableau 4. Croissance et maturation des euphausides dans le golfe du Saint-Laurent	6
Tableau 5. Profondeurs préférées par les euphausides durant le jour	7
Tableau 6. Variations temporelles de l'abondance d'euphausides dans la partie amont de l'estuaire maritime	8
Tableau 7. Évaluation sommaire de l'état des connaissances sur les euphausides dans le contexte de l'établissement d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude	13
Tableau 8. Évaluation sommaire des problématiques associées aux euphausides dans le contexte de l'implantation d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude	14
Tableau 9. Enjeux relatifs à la problématique des euphausides dans la zone d'étude	15

LISTE DES FIGURES

	Page
Figure 1. Patron général des migrations ontogéniques des euphausides dans la partie ouest du golfe du Saint-Laurent	3
Figure 2. Contribution des différentes espèces à la biomasse totale d'euphausides le long de la rive nord de l'estuaire maritime en fonction de la profondeur dans la colonne d'eau et de la température de l'eau	5
Figure 3. Schéma illustrant le mécanisme responsable de la formation d'agrégations d'euphausides le long de la rive nord de l'estuaire maritime	10

1. IMPORTANCE DANS LE RÉGIME ALIMENTAIRE DES MAMMIFÈRES MARINS DE LA ZONE D'ÉTUDE

Les euphausiides adultes (krill) constituent un des maillons les plus importants de la chaîne alimentaire des mammifères marins dans la zone d'étude et ailleurs dans le golfe (Tableau 1). Ils constituent probablement l'unique proie du Rorqual bleu. Dans le cas du Petit Rorqual et du Rorqual commun dont la diète est principalement composée d'euphausiides ou de poissons pélagiques selon la disponibilité relative de ces deux types de proies, les données disponibles ne permettent pas de préciser l'importance du krill dans la diète des individus qui fréquentent la zone d'étude. Le krill ne semble pas présenter une ressource alimentaire importante pour le Béluga, le Marsouin commun (adultes), le Phoque commun et le Phoque gris. Par contre, il constitue une ressource alimentaire importante pour le Capelan (Vézin *et al.*, 1981; Marchand, 1997; Ménard, 1998), la principale proie de plusieurs espèces de mammifères marins dans la zone d'étude.

2. BIOLOGIE GÉNÉRALE

2.1. POPULATION D'APPARTENANCE

Les deux principales espèces d'euphausiides dans la zone d'étude sont *Thysanoessa raschi* et *Meganyctiphanes norvegica* (Simard *et al.*, 1986a; 1986b). Une troisième espèce, *Thysanoessa inermis*, beaucoup moins abondante dans la zone d'étude (300 fois moins que *T. raschi*; Simard *et al.*, 1986b), ne sera pas décrite dans la présente section.

On présume qu'il n'y a qu'une seule et unique population pour l'ensemble de l'estuaire et du golfe pour chacune des deux espèces (Berkes, 1976).

2.2. CYCLE VITAL

Stades de développement. Les deux espèces passent par sept stades morphologiques de développement (Berkes, 1976), chacun des stades (sauf le stade œuf) comprenant plusieurs stades de mue :

- 1° œuf
- 2° larve nauplius
- 3° larve métanauplius
- 4° larve calyptopis
- 5° larve furcilia (11 stades pour *T. raschi* et 8 stades pour *M. norvegica*)
- 6° post-larve (juvénile)
- 7° adulte (mature)

Distribution géographique à grande échelle. Les deux espèces ont une distribution à grande échelle similaire dans le Saint-Laurent marin (Figure 1) :

- concentration des adultes et ponte dans le nord-ouest du golfe et dans l'estuaire maritime;
- dérive rapide des oeufs et larves dans les eaux de surface vers le centre et le sud du golfe;

Tableau 1
Importance des euphausides dans le régime alimentaire des mammifères marins.

<i>Espèce</i>	<i>Région</i>	<i>Saison¹</i>	<i>N²</i>	<i>Fréquence et abondance relative dans les contenus stomacaux³</i>	<i>Référence⁴</i>
Béluga	Estuaire maritime ⁵	E	105	Absents	Vladykov, 1946
	Estuaire	E	2	Absents dans deux carcasses avec contenu stomacal	Béland <i>et al.</i> , 1995
	Estuaire moyen ⁵	A	2	Absents	Vladykov, 1946
Marsouin commun	Golfe	P, E	111	Absents	Fontaine <i>et al.</i> , 1994
	Baie de Fundy	E	31	Principale proie des veaux	Smith et Gaskin, 1974
Petit rorqual	Estuaire	-	-	Proie secondaire présumée	Lynas et Sylvestre, 1988
	NOA ⁶	-	-	Proie présumée	Kawamura, 1980
	Terre-Neuve	-	-	Proie secondaire	Mitchell, 1974
Rorqual commun	Golfe	-	-	Une des principales proies	Leatherwood <i>et al.</i> , 1981; Kawamura, 1980; Sears <i>et al.</i> , 1981; Sears <i>et al.</i> , 1982; MPO, 1989
	Nouvelle-Écosse	E	67	Principale proie	Brodie <i>et al.</i> , 1978
Rorqual bleu	NOA ⁶	-	-	Presque l'unique proie	Sears, 1983; Yochem et Leatherwood, 1985
Phoque commun	Estuaire	A	5	Absents	Lavigne <i>et al.</i> , 1993
	Est du Canada	E, A	279	Absents	Boulva et McLaren, 1979
	Nouvelle-Écosse	P, E	250	Absents	Bowen et Harrison, 1996
Phoque gris	Estuaire	A	8	Absents	Lavigne <i>et al.</i> , 1993
	Estuaire et golfe	E	316	Rares	Benoît et Bowen, 1990
	N-O du golfe	E, A	44	Peu fréquents	Murie et Lavigne, 1992
Phoque du	Estuaire	H	41	Absents	Murie et Lavigne, 1991
Groenland	Estuaire	P	9	Absents	Murie et Lavigne, 1991
	Estuaire	H	25	Fréquents	Beck <i>et al.</i> , 1993
Rorqual à bosse	NOA ⁶	-	-	Une des principales proies	Winn et Reichley, 1985
Cachalot	NOA ⁶	-	-	Pas mentionnés comme proie	MPO, 1989; Rice, 1989
Dauphin à flancs blancs	NOA ⁶	-	-	Pas mentionnés comme proie	MPO, 1989; Reeves <i>et al.</i> , 1985
Baleine noire	NOA ⁶	-	-	Une des principales proies	MPO, 1989

1 P : printemps ; E : été ; A : automne et H : hiver.

2 N : nombre d'estomacs analysés.

3 Très fréquent : présence dans plus de 40 p. 100 des estomacs ; Fréquent : présence dans 10 à 40 p. 100 des estomacs ;
Peu fréquent : présence dans 1 à 10 p. 100 des estomacs ; Rare : présence dans moins de 1 p. 100 des estomacs.

4 Les références de ce tableau sont données dans l'introduction du chapitre 6.

5 Ces données datent de 60 ans.

6 NOA : nord-ouest de l'Atlantique.

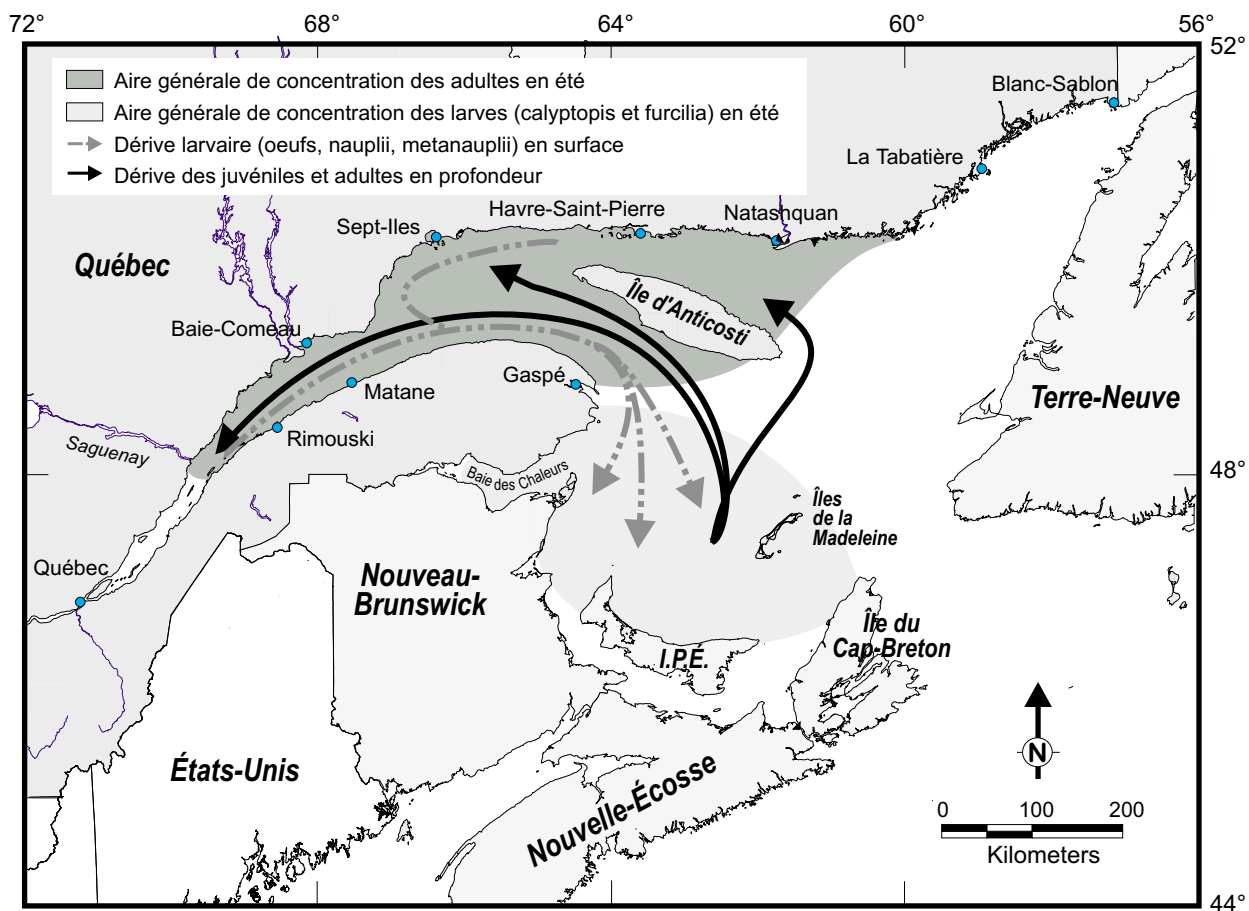


Figure 1

Patron général des migrations ontogéniques des euphausiides dans la partie ouest du golfe du Saint-Laurent.

Source : adapté de Berkes, 1976.

- concentration des larves calyptopis et furcilia dans le sud du golfe durant l'été;
- lente dérive des juvéniles et des adultes vers le nord-ouest du golfe et l'estuaire maritime dans les eaux profondes.

Saison de reproduction. Les deux espèces ont une saison de reproduction (ponte) décalée l'une par rapport à l'autre (Berkes, 1976) :

- *T. raschi* : avril à septembre avec un pic en avril/mai;
- *M. norvegica* : juillet à octobre avec un pic en juillet/août.

2.3. HABITATS

Les adultes des deux espèces fréquentent généralement les mêmes zones le long des talus du chenal Laurentien et effectuent des migrations verticales entre les eaux profondes et les eaux superficielles. Cependant, on observe une ségrégation spatiale sur le plan bathymétrique (Berkes, 1976; Sameoto, 1976; Simard *et al.*, 1986a; 1986b) :

- *T. raschi* : préfère la colonne d'eau au-dessus des fonds de moins de 200 m de profondeur et se concentre pendant le jour dans les eaux de la couche intermédiaire froide (Figure 2);
- *M. norvegica* : préfère la colonne d'eau au-dessus des fonds de plus de 200 m de profondeur et se concentre pendant le jour dans les eaux de la couche d'eau profonde (Figure 2).

2.4. RÉGIME ALIMENTAIRE

Les adultes des deux espèces sont omnivores (détritivores, herbivores et carnivores). Cependant, *M. norvegica* a un régime plus carnivore que *T. raschi* dans le golfe (Tableau 2). Dans l'estuaire, *T. raschi* consomme peu de phytoplancton vivant (~ 10 p. 100 du total du carbone consommé; Simard *et al.*, 1986b) et serait surtout détritivore tandis que *M. norvegica* aurait une diète carnivore durant le jour et serait plus herbivore que *T. raschi* durant la nuit lorsque cette espèce est dans la couche d'eau superficielle (Tableau 3; Simard *et al.*, 1986b).

Tableau 2
Contenu stomacal des euphausides adultes du golfe du Saint-Laurent.

Item	Pourcentage des estomacs dans lesquels l'item est dominant ¹	
	<i>T. raschi</i> N = 100	<i>M. norvegica</i> N = 145
Bouillie non identifiable	48	35
Vase	22	2
Diatomées	3	2
Dinoflagellés	1	0
Tintinnides	0	0
Œufs	3	0
Restes de crustacés	4	56
Yeux d'euphausides	1	0

Source : Berkes, 1976.

1 Moyenne des pourcentages obtenus pour les mois de janvier, mai et août.

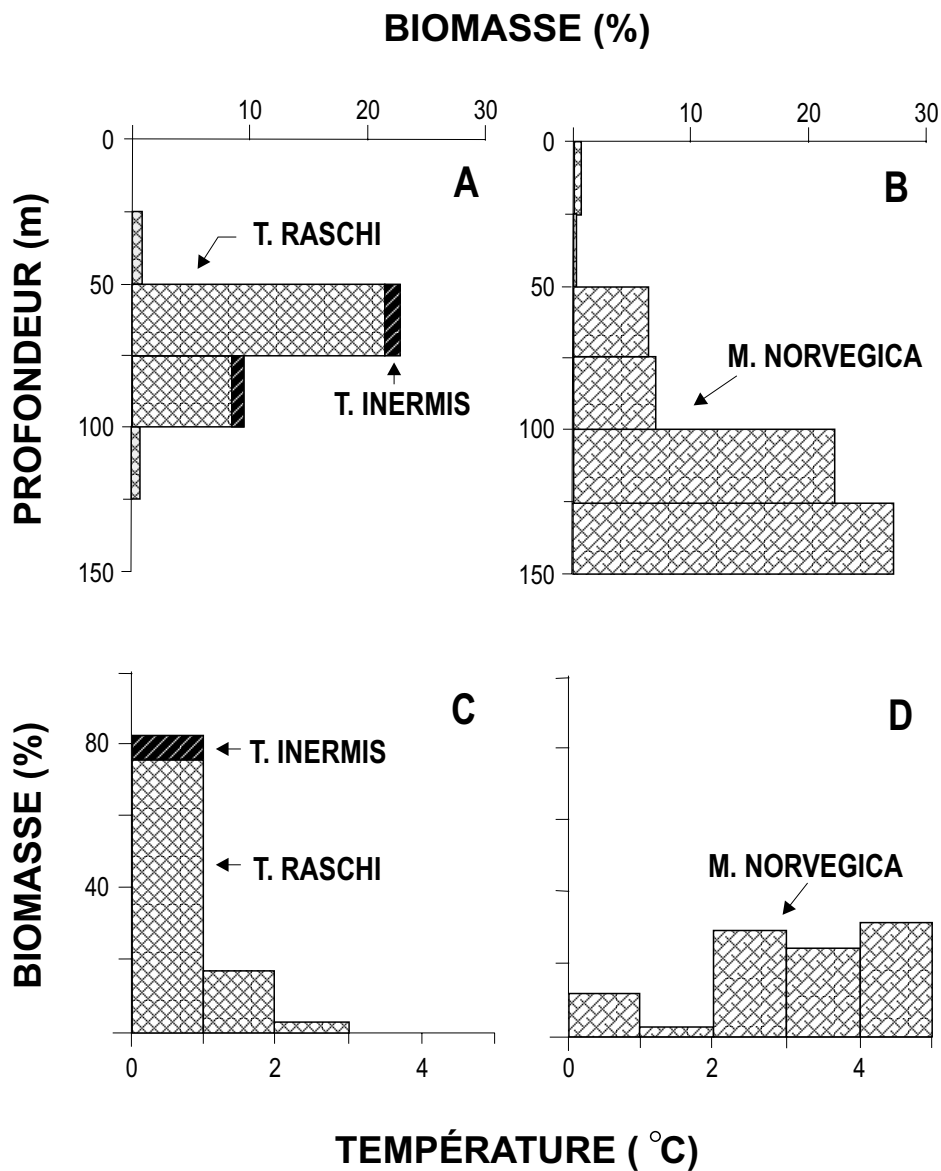


Figure 2

Contribution de A) et C) *Thysanoessa raschi* et *T. inermis* et de B) et D) *Meganyctiphanes norvegica* à la biomasse totale d'euphausides le long de la rive nord de l'estuaire maritime en août 1982 en fonction de A) et B) la profondeur dans la colonne d'eau et de C) et D) la température de l'eau.

Source : Simard *et al.*, 1986a.

Tableau 3

Importance relative du phytoplancton dans la diète des euphausides prélevés la nuit dans la couche superficielle de l'estuaire maritime du Saint-Laurent.

	<i>T. raschi</i>	<i>M. norvegica</i>
Concentration moyenne de pigments chlorophylliens dans l'estomac (ng par individu)	6,0	244,0
Indice d'abondance relative des items dans le contenu stomacal ¹		
Diatomées	12,9	-
Dinoflagellés	1,3	-
Tintinnides	8,4	-
Copépodes	8,7	-

Source : Simard *et al.*, 1986b.

- 1 Indice d'abondance moyen pour 70 individus
0 = absent; 10 = présent; 20 = abondant et 30 = très abondant.

2.5. CROISSANCE

En raison d'une ponte plus hâtive, *T. raschi* atteint une taille plus grande que *M. norvegica* à la fin du premier été. Cependant, *M. norvegica* atteint une taille plus grande au stade adulte. Les deux espèces deviennent matures à l'âge d'un an et peuvent se reproduire au moins deux années de suite (Tableau 4).

Tableau 4

Croissance et maturation des euphausides dans le golfe du Saint-Laurent.

	<i>T. raschi</i>	<i>M. norvegica</i>
Âge à maturité ¹	1 an	1 an
Longévité ¹	> 2 années	> 2 années
Longueur à 50 p. 100 de maturité ¹	16 mm	22 mm
Longueur modale à 1 an ¹	14 - 15 mm (avril/mai)	20 - 24 mm (juillet/août)
Longueur modale à 2 ans ¹	20 mm (avril/mai)	30 - 32 mm (juillet/août)
Longueur maximale ¹	~30 mm	~45 mm
Longueur modale dans les agrégations de l'estuaire maritime en juillet ²	20-21 mm	35 mm

Sources : 1 : Berkes, 1976; 2 : Simard *et al.*, 1986b.

2.6. COMPORTEMENT EN BANCS ET MIGRATIONS VERTICALES

Agrégations. Les deux espèces ont tendance à former des agrégations. Les grandes zones de concentration peuvent avoir une superficie de l'ordre de 1 000 km² et une épaisseur de plus de 100 m. À l'intérieur de ces grandes zones, des agrégations plus denses d'une superficie de l'ordre de 10 km² se forment et se dispersent selon un patron indéfini. On retrouve à l'intérieur de ces agrégations des structures où la biomasse d'euphausides peut atteindre plusieurs grammes par m³. Les baleines à fanons seraient en mesure de se nourrir efficacement lorsque la densité de krill excède 5 g•m⁻³ (Simard et Lavoie, 1999).

Migrations verticales. Les oeufs et les larves n'effectuent pas de migrations verticales et dérivent passivement dans la couche d'eau superficielle. *T. raschi* commence à effectuer des migrations verticales importantes à partir du 11^e stade furcilia alors que *M. norvegica* commence au 5^e stade furcilia (Lacroix, 1961). Les migrations verticales sont attribuables au phototropisme négatif des juvéniles et des adultes. Les migrations verticales typiques des adultes en été suivent le patron suivant (Sameoto, 1976; Simard *et al.*, 1986b) :

- mouvement de masse ascendant à partir de la fin de l'après-midi (15 h 00 - 16 h 00);
- concentration sous le niveau de la pycnocline entre 00 h 00 et 03 h 00 dans le golfe et entre 21 h 00 et 04 h 00 dans l'estuaire maritime;
- pendant la nuit, brèves incursions répétées des individus dans la couche d'eau superficielle pour accumuler un bolus de nourriture dans leurs appendices bucaux et pour remplir leur estomac et retour répété sous la pycnocline pour digérer;
- mouvement de masse descendant débutant environ une heure avant le lever du soleil (estuaire) ou plus tôt (golfe);
- atteinte de la profondeur maximale de la migration verticale vers midi.

La profondeur à laquelle les euphausides se concentrent durant le jour varie selon l'espèce et la transparence de l'eau (Tableau 5).

Tableau 5
Profondeurs préférées par les euphausides durant le jour.

	<i>T. raschi</i>	<i>M. norvegica</i>
Golfe du Saint-Laurent (peu turbide) :	75 – 125 m	> 100 m
Estuaire maritime (relativement turbide) :	mode à 75 m	mode à 150 m

Sources : Lacroix, 1961; Sameoto, 1976; Simard *et al.*, 1986a.

3. DISTRIBUTION DANS LA ZONE D'ÉTUDE

3.1. ESTUAIRE MOYEN ET FJORD DU SAGUENAY

Les euphausides sont peu abondants dans l'estuaire moyen et dans le fjord du Saguenay (Bousfield *et al.*, 1975; Rainville, 1979; Runge et Simard, 1990; Laprise et Dodson, 1994; Simard et Lavoie, 1999) et n'y forment pas des concentrations attrayantes pour les rorquals.

3.2. ESTUAIRE MARITIME

Patron de distribution. Dans l'estuaire maritime, les euphausides se concentrent le long des talus nord et sud du chenal Laurentien et à la tête de ce chenal, au-dessus de l'isobathe de 100 m (Carte 1). Les euphausides sont pratiquement absents dans la colonne d'eau au-dessus des fonds de moins de 50 m de profondeur (Simard *et al.*, 1986b). En juillet 1982, la biomasse d'euphausides dans la partie amont de l'estuaire maritime était surtout concentrée le long du talus nord où on retrouvait une longue bande de biomasse supérieure à $5 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ (poids humide) sur une distance d'environ 100 km et de 1 à 7 km de largeur. À l'intérieur de cette bande, des agrégations de biomasse supérieure à $20 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ étaient localisées au large de Grandes-Bergeronnes, Les Escoumins et Betsiamites. La densité maximale d'euphausides dans les agrégations en juillet 1982 ne dépassait pas $12,5 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ et seule une petite partie des agrégations représentait une biomasse supérieure à $5 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ (i.e. la concentration qu'on estime être requise pour l'alimentation efficace des baleines à fanons) (Simard *et al.*, 1986a). Huit autres inventaires dans la région au cours des étés 1994 et 1995 (Simard et Lavoie, 1999) ont confirmé le patron général de distribution décrit ci-dessus mais ont aussi mis en évidence des variations temporelles très importantes de l'abondance des euphausides dans cette région (Tableau 6). Contrairement à ce qui a été observé en juillet 1982, une proportion importante des agrégations dans le secteur avaient une densité supérieure au minimum qu'on estime requis pour l'alimentation des baleines à fanons sauf à la fin août 1994 (Tableau 6).

Tableau 6
Variations temporelles de l'abondance d'euphausides dans la partie amont
de l'estuaire maritime (Tadoussac/Isle-Verte à Portneuf/Bic).

	Biomasse (poids humide) dans le secteur (10^3 t)	Pourcentage de la biomasse totale du secteur représentée par les agrégations de densité > $5 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ (poids humide)
22-26 juillet 1982	10-15	non déterminé
28-29 juin 1994	78,8	63
2-3 juillet 1994	23,8	28
26-27 juillet 1994	76,6	31
31 juillet – 1 août 1994	95,9	58
24-25 août 1994	7,9	1
28-29 août 1994	19,3	11
7-8 août 1995	52,5	62
17-18 août 1995	30,4	44

Source : Simard et Lavoie, 1999.

Composition des agrégations. Les agrégations sont uniquement composées d'adultes âgés de deux ans de *T. raschi* et *M. norvegica* (Simard *et al.*, 1986b; Simard et Lavoie, 1999).

Mécanismes responsables des agrégations et de leur dispersion. La grande abondance d'euphausides, leur distribution et la composition des agrégations dans la zone d'étude résulte de trois processus interreliés qui agissent à trois échelles distinctes (Simard *et al.*, 1986a; Simard et Lavoie, 1999).

Processus à l'échelle du golfe. Les euphausides retrouvés dans la zone d'étude ont été produits par des adultes concentrés dans l'estuaire maritime ou dans le nord-ouest du golfe. Les larves de ces individus ont été entraînées dans la couche d'eau superficielle jusque dans le sud du golfe et se sont développées dans cette région durant l'été (Figure 1). En raison de leur phototropisme négatif, les juvéniles ont par la suite été entraînés dans les couches d'eau intermédiaire et profonde vers le nord-ouest du golfe et l'estuaire. Le transport vers l'amont est très lent et prend plus d'un an. Une proportion inconnue mais importante de la population d'adultes est ainsi entraînée jusque dans la zone d'étude et arrive dans la partie amont de l'estuaire maritime à l'âge de deux ans.

Processus à l'échelle de l'estuaire. La partie amont du chenal Laurentien constitue un cul-de-sac dans le système de transport des euphausides adultes vers l'amont, au même titre qu'il l'est pour les couches d'eau intermédiaire et profonde provenant du golfe (voir le Chapitre 2). En raison de leur phototropisme négatif et de la courte durée de leurs incursions dans la couche d'eau superficielle durant la nuit, les euphausides ne sont pas entraînés en grand nombre dans l'estuaire moyen et le fjord du Saguenay ainsi que vers l'aval de l'estuaire dans la couche d'eau superficielle. L'accumulation d'euphausides dans la zone d'étude est attribuable au fait que l'arrivée de recrues en provenance de l'aval est plus importante que les pertes attribuables au transport vers d'autres zones (estuaire moyen, fjord du Saguenay) et à la prédation locale.

Processus à l'intérieur de la zone d'étude. La concentration préférentielle des euphausides le long de la rive nord de l'estuaire maritime est probablement attribuable aux remontées épisodiques d'eaux profondes le long de cette rive (Figure 3). Ces remontées engendrent un courant en profondeur dirigé vers la rive nord et vers la surface. Les euphausides seraient entraînés passivement vers la rive nord et vers la surface dans ce courant jusqu'à ce qu'ils atteignent la profondeur déclenchant leur phototropisme négatif (autour de 50 m); la nage à contre-courant leur permettrait de se maintenir sous la couche d'eau éclairée.

Parmi les phénomènes pouvant expliquer les importantes variations saisonnières d'abondance dans la partie amont de l'estuaire maritime, les plus probables sont :

- les remontées d'eaux profondes le long de la côte nord ne se produisent qu'à intervalles irréguliers et ont une intensité et une durée variables;
- le décalage d'environ 50 minutes par jour entre le stade de la marée et l'heure du jour (cycle d'un mois) pourrait faire que certaines nuits sont plus propices à la dispersion des agrégations que d'autres; par exemple lorsque les courants maximaux du flot coïncident avec la présence des euphausides dans la couche d'eau superficielle;

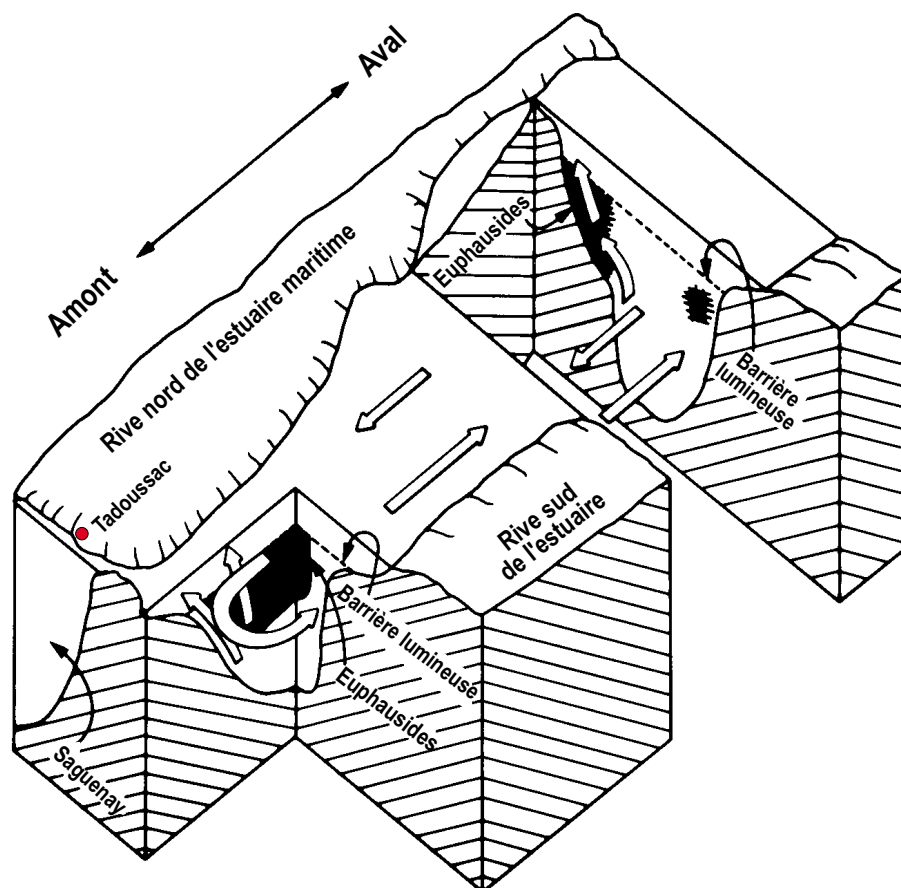


Figure 3

Schéma illustrant le mécanisme responsable de la formation d'agrégations d'euphausides le long de la rive nord de l'estuaire maritime sous l'effet de la circulation résiduelle en profondeur et de la remontée d'eaux profondes.

Source : Simard *et al.*, 1986a.

- l'intensité des remontées d'eaux profondes à la tête du chenal Laurentien varie selon un cycle de deux semaines. Les marées de vives-eaux pourraient être plus propices à la dispersion des euphausides et celles de mortes-eaux, à l'accumulation dans la zone d'étude ou encore il pourrait s'agir de l'inverse.

4. ÉTAT DE LA RESSOURCE

4.1. STATUT

Les euphausides ne sont pas des espèces désignées menacées, vulnérables, en situation précaire ou en danger de disparition ou susceptibles d'être désignées comme telles. Par contre, leur exploitation est interdite dans l'est du Canada depuis 1998 (voir l'item 5 ci-après).

4.2. ABONDANCE

L'abondance des euphausides dans le nord-ouest du golfe et l'estuaire maritime est l'objet d'un suivi en automne depuis 1994 (Harvey *et al.*, 1999). On a observé dans cette région une baisse très importante de l'abondance de 1994 à 1996 suivie par des niveaux relativement bas de 1996 à 1998 inclusivement. Les causes des variations annuelles ne sont pas connues, l'acquisition d'une série chronologique plus longue étant essentielle pour l'établissement de relations de cause à effet (Harvey *et al.*, 1999).

4.3. CONTAMINATION PAR LES SUBSTANCES TOXIQUES

Il n'existe aucune donnée récente sur la concentration de substances toxiques (métaux lourds, organochlorés, HAP, dioxines et furanes) dans les euphausides du Saint-Laurent marin.

4.4. ANOMALIES ET PATHOLOGIES

On ne rapporte aucune anomalie ou pathologie chez les euphausides du Saint-Laurent.

5. EXPLOITATION PAR L'HOMME

L'industrie manifeste de l'intérêt pour la pêche des euphausides depuis 1985. Une pêche expérimentale le long du versant nord de la Gaspésie a eu lieu en 1991 et une pêche exploratoire a eu lieu dans la même région au milieu des années 1990 avec des débarquements de 6,3 t en 1994 (Runge et Joly, 1995).

Depuis juin 1998, la pêche des euphausides est interdite dans l'ensemble de l'est canadien en accord avec le moratoire décrété sur toute nouvelle pêche d'espèces fourragères. Le MPO évalue présentement les répercussions écosystémiques de l'exploitation des espèces fourragères.

6. PROBLÉMATIQUE ET ENJEUX

6.1. LACUNES DANS LES CONNAISSANCES

Le Tableau 7 présente une évaluation de l'état des connaissances sur les euphausides de la zone d'étude. La principale lacune dans les connaissances est la cause des importantes variations saisonnières et annuelles d'abondance dans la zone d'étude. Cette ressource pourrait être sensible aux changements climatiques, à l'augmentation du rayonnement ultraviolet et à la modification des apports d'eau douce dans le système du Saint-Laurent.

6.2. PROBLÉMATIQUE

Le Tableau 8 présente un sommaire de la problématique en ce qui concerne les euphausides. Aucun problème spécifique n'a été identifié pour cette ressource à ce jour, que ce soit au niveau de son abondance, de la contamination par les substances toxiques ou de la santé des individus. Cependant, cette ressource n'est l'objet d'un suivi que depuis le milieu des années 1990. Cette ressource d'eau froide pourrait être affectée par les changements climatiques anticipés au cours du 21^e siècle. En effet, il s'agit d'espèces d'eau froide dont l'abondance pourrait être réduite par le réchauffement climatique anticipé. Par ailleurs les œufs et les larves d'euphausides sont possiblement vulnérables à un accroissement du rayonnement ultraviolet causé par l'amincissement de la couche d'ozone stratosphérique. Enfin, les mécanismes d'agrégation dans la zone d'étude pourraient être modifiés par des changements dans les apports d'eau douce dans l'estuaire.

6.3. ENJEUX

T. rashi et *M. norvegica* sont deux espèces clés d'une éventuelle zone de protection marine visant la protection des mammifères marins. Une réduction importante de leur abondance dans la zone d'étude aurait fort probablement des impacts négatifs majeurs sur toutes les espèces de mammifères marins de la zone d'étude (Tableau 9).

Tableau 7

Évaluation sommaire de l'état des connaissances sur les euphausides dans le contexte de l'établissement d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude.

Élément de connaissance	État des connaissances				Remarques
	Très insuffisantes	Insuffisantes	Suffisantes	Amplement suffisantes	
1. Importance dans le régime alimentaire des mammifères marins			✓		
2. Biologie générale			✓		
2.1. Population d'appartenance			✓		
2.2. Cycle vital			✓		
2.3. Habitats			✓		
2.4. Régime alimentaire			✓		
2.5. Croissance			✓		
2.6. Comportement en bancs et migrations verticales			✓		
3. Distribution dans la zone d'étude			✓		
4. État de la ressource		✓			Les causes des variations d'abondance dans la zone d'étude ne sont pas bien comprises.
4.1. Abondance		✓			
4.2. Contamination par les substances toxiques		✓			Aucune donnée récente.
4.3. Anomalies et pathologies			✓		
5. Exploitation par l'homme				✓	

Tableau 8

Évaluation sommaire des problématiques associées aux euphausides dans le contexte de l'implantation d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude.

État de la ressource et causes connues ou probables	Très problématique	Possiblement problématique	Inconnu	Peu problématique	Possiblement non problématique	Non problématique	Remarques
Déclin de l'abondance de la ressource dans la zone d'étude		✓					L'abondance des euphausides n'est l'objet d'un suivi que depuis 1994. Les plus récentes estimations indiquent une biomasse nettement moindre.
• Réchauffement climatique		✓					Espèces d'eau froide possiblement vulnérables au réchauffement de l'eau.
• Dégradation des frayères							Non applicable.
• Obstacles à la migration						✓	
• Surexploitation						✓	Exploitation interdite.
• Réduction des ressources alimentaires		✓					Diminution potentielle de l'abondance des ressources alimentaires (matière organique particulière, phyto- et zooplancton) en réponse à des changements climatiques et au rayonnement ultraviolet accru.
• Régularisation des cours d'eau		✓					La modification des apports d'eau douce pourrait entraîner des changements dans l'intensité des mécanismes responsables de l'agrégation de la ressource dans la zone d'étude.
• Braconnage						✓	
• Dérangement						✓	
• Amincissement de la couche d'ozone		✓					Oeufs et larves possiblement vulnérables à l'augmentation du rayonnement UV.
Contamination par les substances toxiques					✓		
• Sources locales actives					✓		
• Sources locales historiques					✓		
• Sources éloignées actives					✓		
• Sources éloignées historiques					✓		
Santé des individus					✓		
Conflits d'usage						✓	

Tableau 9
Enjeux relatifs à la problématique des euphausides dans la zone d'étude.

<i>Problème</i>	<i>Type d'enjeu</i>	<i>Description de l'enjeu</i>
Impacts des changements climatiques (anticipés), de l'augmentation du rayonnement UV et des modifications des apports d'eau douce sur l'abondance de la ressource (déclin possible).	• Pour la ressource • Pour les ressources halieutiques et les oiseaux marins • Pour les mammifères marins • Pour l'homme	Altération de l'habitat de reproduction de l'espèce, mortalité accrue des jeunes stades. Réduction de l'abondance d'une des principales ressources alimentaires du Capelan, du hareng, de la morue, du Flétan du Groenland et de plusieurs oiseaux marins qui consomment des euphausides et du capelan. Réduction de l'abondance des principales ressources alimentaires (euphausides et capelan) de toutes les espèces de la zone d'étude. Réduction de l'abondance des mammifères marins dans la zone d'étude (industrie de l'observation des baleines). Réduction de l'abondance de certaines ressources halieutiques (pêche commerciale du Capelan, du hareng, de la morue et du Flétan du Groenland).

RÉFÉRENCES

- Berkes, F. 1976. Ecology of euphausiid in the Gulf of St. Lawrence. J. Fish. Res. Board Can. 33 : 1894-1905.
- Bousfield, E.L., G. Filteau, M. O'Neil et P. Gentes. 1975. Population dynamics of zooplankton in the middle St. Lawrence estuary. Estuarine Res. 1 : 325-351.
- Harvey, M., J.A. Runge, P. Joly et J.-F. Saint-Pierre. 1999. Oceanographic conditions in the Gulf of St. Lawrence in 1998 : zooplankton. Conférence présentée à l'Institut Maurice-Lamontagne en mars 1999. Mont-Joli, Québec.
- Lacroix, G. 1961. Les migrations verticales des euphausiides à l'entrée de la Baie des Chaleurs. Naturaliste can. 88 : 257-316.
- Laprise, R. et J.J. Dodson. 1994. Environmental variability as a factor controlling spatial patterns in the distribution and species diversity of zooplankton in the St. Lawrence Estuary. Mar. Ecol. Prog. Ser. 107 : 67-81.
- Marchand, C. 1997. Étude des agrégations de proies potentielles pour les rorquals détectés par acoustique dans les fronts à la tête du chenal Laurentien (estuaire maritime du Saint-Laurent, Québec). Thèse de maîtrise, Univ. du Québec à Rimouski, Rimouski.
- Ménard, N. 1998. Répartition spatiale et structure des bancs de poissons pélagiques dans une aire d'alimentation des cétacés de l'estuaire du Saint-Laurent. Thèse de maîtrise, Univ. Laval, Ste-Foy.
- Rainville, L. 1979. Étude comparative de la distribution verticale et de la composition des populations de zooplancton du fjord du Saguenay et de l'estuaire maritime du Saint-Laurent. Thèse de maîtrise, Univ. Laval, Québec. 175 p.
- Runge, J. et Y. Simard. 1990. Zooplankton of the St. Lawrence estuary : the imprint of physical processes on its composition and distribution. p. 296-320, Dans : M.I. El-Sabh et N. Silverberg (éd.). Oceanography of a large-scale estuarine system : The St. Lawrence. Coastal and estuarine studies 39.
- Runge, J. et P. Joly. 1995. Zooplankton (euphausiacés et *Calanus*) de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent. p. 124-132, Dans : L. Savard (éd.), Rapport sur l'état des invertébrés en 1994 : crustacés et mollusques des côtes du Québec, crevette nordique et zooplancton de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent. Rapp. manus. can. sci. halieut. aquat. 2323.
- Sameoto, D.D. 1976. Distribution of sound scattering layers caused by euphausiids and their relationship to chlorophyll a concentrations in the Gulf of St. Lawrence. J. Fish. Res. Board Can. 33 : 681-687.
- Sameoto, D.D. 1983. Euphausiid distribution in acoustic scattering layers and its significance to surface swarms. J. Plankton Res. 5 : 129-143.
- Simard, Y., R. de Ladurantaye et J.-C. Therriault. 1986a. Aggregation of euphausiids along a coastal shelf in an upwelling environment. Mar. Ecol. Prog. Ser. 32 : 203-215.
- Simard, Y., G. Lacroix et L. Legendre. 1986b. Diel vertical migrations and nocturnal feeding of a dense coastal krill scattering layer (*Thysanoessa raschi* et *Meganyctiphanes norvegica*) in stratified surface waters. Mar. Biol. 91 : 93-105.

- Simard, Y. et D. Lavoie. 1999. The rich krill aggregation of the Saguenay–St. Lawrence Marine Park : hydroacoustic and geostatistical biomass estimates, structure, variability and significance for whales. J. can. sci. halieut. aquat. 56 : 1182-1197.
- Vézin, J.-V., W.C. Leggett et K.W. Able. 1981. Feeding ecology of capelin (*Mallotus villosus*) in the estuary and western Gulf of St. Lawrence. J. can. sci. halieut. aquat. 38 : 257-267.

ANNEXE CARTOGRAPHIQUE

Carte 1. Aire de concentration des euphausides dans la zone d'étude.

CAPELAN (*Mallotus villosus*)

RÉSUMÉ

Le Capelan constitue une des principales ressources alimentaires de plusieurs espèces de mammifères marins, poissons et oiseaux dans la zone d'étude. Cette espèce d'eau froide accomplit d'importantes migrations entre la zone d'étude où elle fraie et le nord-ouest du golfe où les juvéniles et les adultes s'alimentent en été et en automne. La majeure partie des individus qui fréquentent la zone d'étude quitte l'estuaire en été et en automne. Cependant, des juvéniles sont retrouvés en grands nombres dans les environs de l'embouchure du Saguenay tout l'été et l'automne. On ne sait pas d'où proviennent ces individus. De plus, il est probable que la zone d'étude constitue une aire d'hivernage importante pour l'espèce. La ressource est peu contaminée par les substances toxiques et peu exploitée dans et hors de la zone d'étude. La population du golfe est en bon état et son abondance est élevée et relativement stable. Le Capelan a connu au cours des années 1990 une expansion importante de son aire de répartition vers le sud et l'extérieur du golfe, une diminution de son taux de croissance et une période de fraie plus tardive en raison du refroidissement du climat marin dans l'est du Canada.

TABLE DES MATIÈRES

	Page
Résumé.....	i
Liste des tableaux	iii
Liste des figures	iv
1. Importance dans le régime alimentaire des mammifères marins de la zone d'étude....	1
2. Biologie générale.....	1
2.1. Population d'appartenance	1
2.2. Cycle vital	1
2.2.1. Reproduction.....	1
2.2.2. Incubation des œufs et émergence des larves	1
2.2.3. Phase larvaire	1
2.2.4. Phase juvénile.....	4
2.2.5. Phase adulte	4
2.3. Habitats	4
2.4. Régime alimentaire.....	4
2.4.1. Juvéniles	4
2.4.2. Adultes	5
2.5. Croissance.....	5
2.6. Comportement en bancs et migrations verticales.....	5
3. Distribution dans la zone d'étude.....	6
4. État de la ressource.....	7
4.1. Statut	7
4.2. Abondance	7
4.3. Contamination par les substances toxiques	7
4.4. Anomalies et pathologies	8
5. Exploitation par l'homme	8
6. Problématique et enjeux	9
6.1. Lacunes dans les connaissances.....	9
6.2. Problématique.....	11
6.3. Enjeux	11
Références.....	14
Annexe cartographique	16

LISTE DES TABLEAUX

	Page
Tableau 1. Importance du Capelan dans le régime alimentaire des mammifères marins.....	2
Tableau 2. Caractéristiques de la frayère de capelans de la baie de Saint-Irénée en 1980 et 1981.....	5
Tableau 3. Concentration de mercure, plomb, DDT et BPC dans la chair et le foie du Capelan	8
Tableau 4. Débarquements de capelans de la zone d'étude de 1984 à 1997	9
Tableau 5. Évaluation sommaire de l'état des connaissances sur le Capelan dans le contexte de l'établissement d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude.....	10
Tableau 6. Évaluation sommaire des problématiques associées au Capelan dans le contexte de l'implantation d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude	12
Tableau 7. Enjeux relatifs à la problématique du Capelan dans la zone d'étude	13

LISTE DES FIGURES

	Page
Figure 1. Schéma général des migrations ontogéniques de la sous-population de capelans de l'estuaire du Saint-Laurent.....	3

1. IMPORTANCE DANS LE RÉGIME ALIMENTAIRE DES MAMMIFÈRES MARINS DE LA ZONE D'ÉTUDE

Le Capelan est un des maillons les plus importants de la chaîne alimentaire des mammifères marins dans la zone d'étude (Tableau 1); il constitue probablement la principale proie du Phoque commun, du Phoque gris et du Phoque du Groenland et une des principales proies du Béluga, du Marsouin commun, du Petit Rorqual et du Rorqual commun.

2. BIOLOGIE GÉNÉRALE

2.1. POPULATION D'APPARTENANCE

Il n'existe aucune évidence de la présence de stocks séparés de capelans dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent. Des données génétiques suggèrent que le Capelan du Saint-Laurent marin peut être subdivisé en deux groupes avec un niveau élevé d'échanges de gènes entre les deux : un groupe pour l'est du golfe et un groupe pour l'ouest du golfe (Roby *et al.*, 1991). Le MPO gère conséquemment cette espèce selon deux unités distinctes : 4R (nord-est du golfe) et 4ST (nord-ouest et sud du golfe). On considère généralement que les individus qui frayent dans l'estuaire du Saint-Laurent forment une sous-population distincte à l'intérieur du deuxième groupe.

2.2. CYCLE VITAL

2.2.1. Reproduction

Dans la zone d'étude, le Capelan fraye sur les plages entre les dates extrêmes du 15 avril et du 15 juin (Parent et Brunel, 1976). Il y a une ségrégation des bancs de mâles et des bancs de femelles au large des frayères. Les mâles arrivent généralement près des frayères avant les femelles. Les mâles fécondent les œufs plusieurs fois et peuvent faire partie de plusieurs vagues successives de ponte, tandis que les femelles pondent habituellement tous leurs œufs d'un coup. La ponte sur les plages a généralement lieu la nuit. Les œufs sont pondus dans le substrat (sable ou gravier fin) jusqu'à une profondeur de 10 cm (Fortier *et al.*, 1987).

2.2.2. Incubation des œufs et émergence des larves

L'incubation des œufs dans le substrat dure environ 18 jours (à une température moyenne de l'eau de 6,5 °C). Les larves émergent du substrat durant la nuit et sont rapidement entraînées loin des frayères par les courants de marée (Fortier *et al.*, 1987).

2.2.3. Phase larvaire

Les larves nouvellement écloses sont vésiculées; elles ne s'alimentent pas activement et n'effectuent pas de migrations verticales. Les larves sont transportées dans la couche d'eau superficielle hors de la zone d'étude et vers le golfe au cours des mois de juin et juillet. La majorité des larves atteignent le courant de Gaspé à la limite aval de l'estuaire au moment de la résorption de leur sac vitellin (Figure 1). Une partie importante des larves du courant de Gaspé (rive nord de la péninsule gaspésienne) sont entraînées dans le tourbillon d'Anticosti où elles se

Tableau 1
Importance du Capelan dans le régime alimentaire des mammifères marins.

<i>Espèce</i>	<i>Région</i>	<i>Saison</i> ¹	<i>N</i> ²	<i>Fréquence et abondance relative dans les contenus stomacaux</i> ³	<i>Référence</i> ⁴
Béluga	Estuaire maritime ⁵	E	105	Principale proie en juin et juillet (Manicouagan et Les Escoumins)	Vladykov, 1946
	Estuaire	E	2	Absent dans deux carcasses avec contenu stomacal	Béland <i>et al.</i> , 1995
	Estuaire moyen ⁵	A	2	Absent (Rivière-Ouelle)	Vladykov, 1946
Marsouin commun	Golfe	P, E	111	98 p. 100 de la masse stomacale sur la Base-Côte-Nord 56 p. 100 de la masse stomacale au sud de l'île d'Anticosti	Fontaine <i>et al.</i> , 1994
Petit rorqual	Estuaire	-	-	Principale proie présumée	Bailey <i>et al.</i> , 1977; Ménard, 1998
	Terre-Neuve	-	-	Principale proie	Mitchell, 1974
Rorqual commun	Golfe	-	-	Une des principales proies	Leatherwood <i>et al.</i> , 1981; Brodie <i>et al.</i> , 1978; Kawamura, 1980; Sears <i>et al.</i> , 1981; 1982; MPO, 1989
Rorqual bleu	NOA ⁶	-	-	Prises accidentelles	Yochem et Leatherwood, 1985
Phoque commun	Estuaire	A	5	Principale proie (très fréquent)	Lavigne <i>et al.</i> , 1993
	Est du Canada	E, A	279	Peu fréquent	Boulva et McLaren, 1979
	Nouvelle-Écosse	P, E	250	Rare	Bowen et Harrison, 1996
Phoque gris	Estuaire	A	8	Principale proie (très fréquent)	Lavigne <i>et al.</i> , 1993
	Estuaire et golfe	E	316	Principale proie (très fréquent)	Benoît et Bowen, 1990
	N-O du golfe	E, A	44	Fréquent	Murie et Lavigne, 1992
Phoque du Groenland	Estuaire	H	41	Principale proie (très fréquent)	Murie et Lavigne, 1991
	Estuaire	P	9	Principale proie (très fréquent)	Murie et Lavigne, 1991
	Estuaire	H	25	Principale proie (très fréquent)	Beck <i>et al.</i> , 1993
Rorqual à bosse	NOA ⁶	-	-	Une des principales proies	Winn et Reichley, 1985; MPO, 1989
Cachalot	NOA ⁶	-	-	Pas mentionné comme proie	MPO, 1989; Rice, 1989
Dauphin à flancs blancs	NOA ⁶	-	-	Une des principales proies	MPO, 1989; Reeves <i>et al.</i> , 1985
Baleine noire	NOA ⁶	-	-	Pas mentionné comme proie	MPO, 1989

1 P : printemps ; E : été ; A : automne et H : hiver.

2 N : nombre d'estomacs.

3 Très fréquent : présence dans plus de 40 p. 100 des estomacs; Fréquent : présence dans 10 à 40 p. 100 des estomacs; Peu fréquent : présence dans 1 à 10 p. 100 des estomacs; Rare : présence dans moins de 1 p. 100 des estomacs.

4 Les références de ce tableau sont données dans l'introduction du chapitre 6.

5 Ces données datent de 60 ans.

6 NOA : nord-ouest de l'Atlantique.

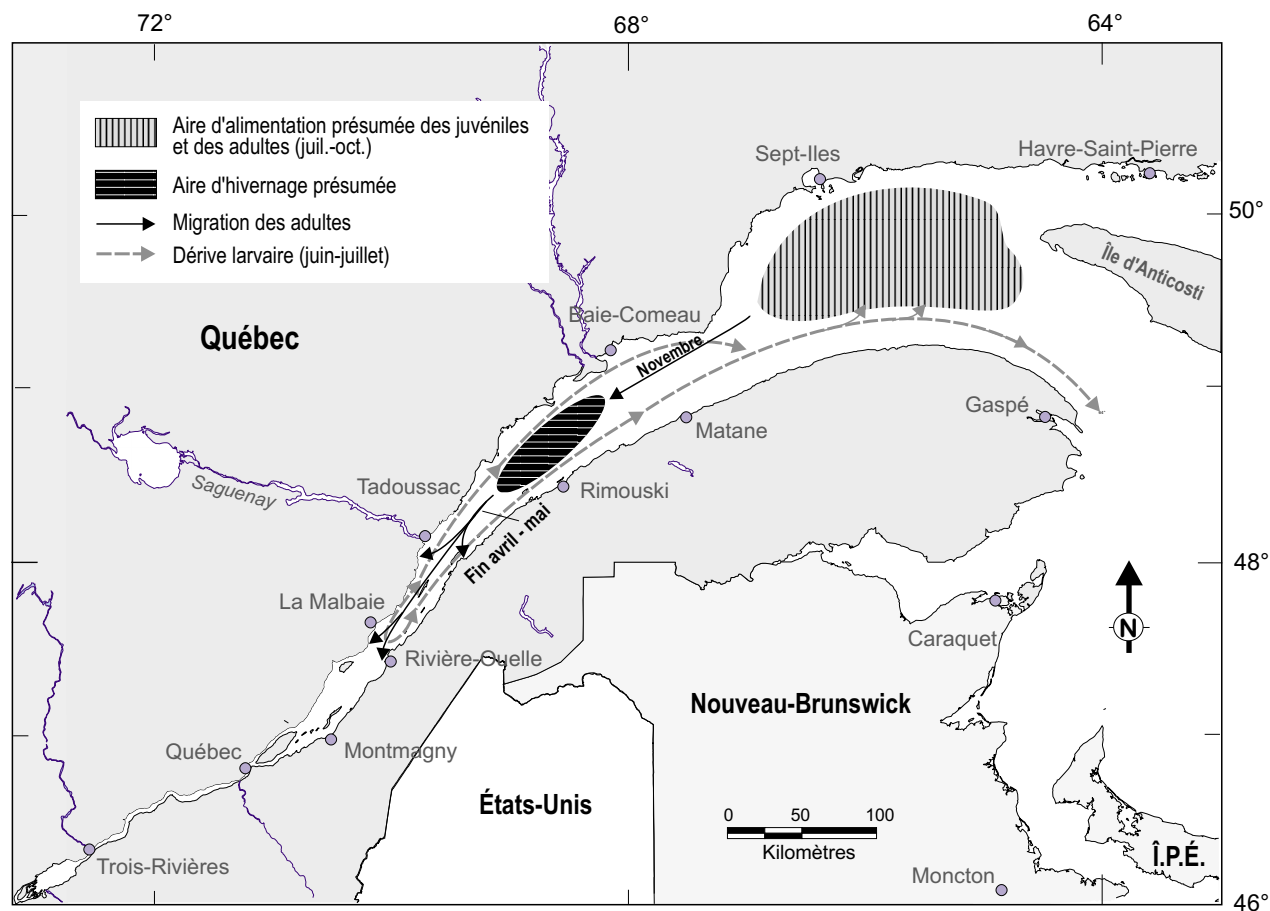


Figure 1

Schéma général des migrations ontogéniques de la sous-population de capelans de l'estuaire du Saint-Laurent.

Sources : adapté de Parent et Brunel, 1976; Bailey *et al.*, 1977; Jacquaz *et al.*, 1977.

métamorphosent et passent un an à s'alimenter activement (Jacquaz *et al.*, 1977, de Lafontaine *et al.*, 1981; Fortier et Leggett, 1983, 1985; de Lafontaine *et al.*, 1984; Fortier *et al.*, 1992).

2.2.4. Phase juvénile

La métamorphose des larves en juvéniles a lieu à une longueur de 75 mm (Vézin *et al.*, 1981). La principale aire de croissance des juvéniles serait le tourbillon d'Anticosti (Bailey *et al.*, 1977). La majorité des jeunes de l'année s'alimenteraient activement dans cette région pendant au moins un an (Bailey *et al.*, 1977; Vézin *et al.*, 1981). À l'âge de 1+ an, une partie des juvéniles migrent en automne vers l'estuaire et passent probablement leur deuxième hiver dans cette région parce qu'on les retrouve (à l'âge de deux ans) près des frayères avec les adultes au printemps suivant (Bailey *et al.*, 1977). Après la fraye, ils retournent avec les adultes survivants vers le golfe.

Une exception majeure au patron décrit ci-dessus est la présence d'avril à novembre de concentrations de juvéniles âgés de un et deux ans dans les environs de l'embouchure du Saguenay (voir l'item 3 ci-après). La provenance de ces juvéniles n'est pas connue ; il peut s'agir d'individus qui ont été retenus au stade larvaire dans l'estuaire, de juvéniles qui ont migré passivement ou activement du golfe jusque dans l'estuaire au cours de leur première année de croissance ou encore de juvéniles en migration avec les adultes qui sont demeurés dans la région au cours de leur deuxième été (Bailey *et al.*, 1977; Ménard, 1998).

2.2.5. Phase adulte

Les mâles et les femelles atteignent la maturité sexuelle à l'âge de trois ans et peuvent vivre jusqu'à l'âge de cinq ou six ans (Bailey *et al.*, 1977). Chaque année, les adultes se déplacent entre leur aire d'alimentation estivale dans le tourbillon d'Anticosti et leur aire de reproduction printanière dans l'estuaire. Une grande partie des adultes meurent après la fraye (Parent et Brunel, 1976; Bailey *et al.*, 1977).

2.3. HABITATS

Le Capelan préfère frayer dans la partie inférieure de la zone intertidale et dans la partie supérieure de la zone infralittorale sur des fonds de sable grossier ou de gravier fin à proximité d'affluents (Parent et Brunel, 1976; Fortier *et al.*, 1987). Le Tableau 2 présente les caractéristiques de la seule frayère étudiée dans la zone d'étude.

2.4. RÉGIME ALIMENTAIRE

2.4.1. Juvéniles

Dans l'estuaire, les juvéniles 1+ et 2+ qui sont concentrés à la tête du chenal Laurentien consomment principalement des copépodes de grande taille et des euphausides (Vézin *et al.*, 1981; Marchand, 1997; Ménard, 1998). En été, les principales proies sont, par ordre d'importance décroissante en nombres : les copépodes *Calanus finmarchicus* et *Metridia longa*, les larves d'euphausides, le copépode *Calanus hyperboreus*, les euphausides adultes (*Thysanoessa* sp.), les amphipodes hypéridés et les mysidacées (Marchand, 1997; Ménard, 1998). Les euphausides constituent la principale ressource alimentaire au printemps et sont

importants en octobre alors que les copépodes dominent la biomasse consommée en été et en automne (Vézin *et al.*, 1981).

Tableau 2

Caractéristiques de la frayère de capelans de la baie de Saint-Irénée en 1980 et 1981.

Superficie	n.d. (sur une largeur de plus de 500 m de plage)
Position par rapport au niveau de l'eau	Partie inférieure de la zone intertidale et partie supérieure de la zone infralittorale
T° moyenne de l'eau	6,5 °C
Salinité	18-24
Type de substrat	Sable grossier
Date modale de ponte	1 ^{ère} vague : nuit du 15 - 16 mai 2 ^{ème} vague : nuit du 20 - 21 mai
Durée modale d'incubation	18-19 jours
Date modale d'éclosion	1 ^{ère} vague : nuit du 2 - 3 juin 2 ^{ème} vague : nuit du 6 - 7 juin

n.d. : non déterminé

Source : Fortier *et al.*, 1987

2.4.2. Adultes

Les adultes ne se nourrissent pas dans les jours qui précèdent la fraye (Vézin *et al.*, 1981). Dans l'estuaire, leur régime alimentaire est principalement constitué de copépodes de grande taille (*C. finmarchicus*, *M. longa*, *C. hyperboreus*, *Euchaeta norvegica*). Les euphausides du genre *Thysanoessa* sont moins importants en nombres (sauf au printemps et en octobre) mais représentent une partie importante de la diète. Les chaetognathes et les ostracodes complètent cette diète (Vézin *et al.*, 1981).

2.5. CROISSANCE

Le taux de croissance du Capelan varie considérablement d'une année à l'autre (Bailey *et al.*, 1977; Grégoire *et al.*, 1999). La taille des individus âgés de trois ans capturés dans l'estuaire a connu une baisse très importante de 1984 à 1994 puis s'est partiellement accrue depuis. La baisse a été associée aux conditions anormalement froides observées dans le golfe depuis le milieu des années 1980 (Grégoire *et al.*, 1999).

2.6. COMPORTEMENT EN BANCS ET MIGRATIONS VERTICALES

La profondeur maximale d'occurrence du Capelan dans l'estuaire est de 100 m. Cependant, la majorité des bancs sont observés à moins de 50 m de la surface. Généralement, les juvéniles et les adultes sont dispersés uniformément dans la couche superficielle (0 - 20 m) durant la nuit. Le jour, on les retrouve plus en profondeur et ils sont alors concentrés en bancs distincts (Bailey *et al.*, 1977). Les migrations verticales des capelans suivent de près celles de leur principales ressources alimentaires, soit les copépodes et les euphausides (Vézin *et al.*, 1981).

En été, les juvéniles retrouvés durant le jour dans la région de l'embouchure du Saguenay forment deux types principaux de bancs (Ménard, 1998). Lorsqu'en eaux peu profondes (< 40 m), les bancs sont de petites dimensions (~ 100 m²), compacts, denses et rapprochés du fond alors qu'en eaux profondes (> 100 m), le Capelan se rassemble en petits bancs plus diffus à contours irréguliers et souvent éloignés du fond. Le facteur qui expliquerait la différence entre les deux types de bancs serait l'intensité lumineuse qui est plus faible en profondeur (Ménard, 1998).

3. DISTRIBUTION DANS LA ZONE D'ÉTUDE

Le Capelan ne fraye généralement pas en amont de l'île aux Coudres, sur la rive nord, et de Rivière-Ouelle, sur la rive sud de l'estuaire. De plus, il ne fraye normalement pas en aval de Saint-Fabien, sur la rive sud de l'estuaire, et dans le fjord du Saguenay (Parent et Brunel, 1976). Cependant, on a observé à la fin mai 1996 une agrégation de capelans prêts à frayer dans la région de Saint-Fulgence (Lesueur, 1998). Une importante zone de fraye est située sur la rive nord de l'estuaire maritime entre la barre de Portneuf et Forestville ([Carte 1](#)).

Les juvéniles et les adultes sont très abondants dans la zone d'étude en avril et mai mais sont rares en juillet et virtuellement absents de la zone d'étude d'août à novembre à l'exception des agrégations de juvéniles d'un et deux ans retrouvés dans et au large de l'embouchure du Saguenay (Bailey *et al.*, 1977; Marchand, 1997; Ménard, 1998).

Dans la région de l'embouchure du Saguenay, deux études de la répartition à petite échelle des bancs de poissons en été ont démontré que ceux-ci étaient constitués presque exclusivement de capelans juvéniles 1+ et 2+ (Marchand, 1997; Ménard, 1998). Trois patrons de distribution des bancs de capelans durant le jour ont été observés. Des bancs de capelans sont régulièrement observés près de la surface de l'eau, au niveau des fronts qui se forment à la tête du chenal Laurentien entre les masses d'eau froides et chaudes à toutes les phases de la marée. Les bancs sont alors situés du côté chaud du front. On n'observe pas de concentration de zooplancton dans les zones frontales et on présume donc que les fronts constituent une barrière physique où les capelans se concentrent passivement ou activement en évitant les eaux froides (Marchand, 1997). D'autres types de bancs sont observés près du fond en eaux peu profondes (< 40 m) et en eaux profondes (Ménard, 1998). En période d'abondance de zooplancton à la tête de l'estuaire, les bancs de capelans sont concentrés en amont et des deux côtes de la zone de remontée d'eau profonde. Par contre, en période de faible abondance de zooplancton à la tête de l'estuaire, les bancs de capelans sont retrouvés en profondeur dans le chenal Laurentien en aval de la zone de remontée d'eau profonde ou encore ont quitté le secteur étudié vers l'estuaire moyen, le fjord du Saguenay ou encore la partie aval de la zone d'étude (Ménard, 1998).

Il est probable que les juvéniles et adultes qui ont passé l'été et l'automne dans le golfe hivernent dans la zone d'étude. Cependant, il n'existe aucune donnée permettant de confirmer cette hypothèse si ce n'est le fait que le Capelan constitue la principale ressource alimentaire des phoques du Groenland qui fréquentent la partie amont de l'estuaire maritime en hiver et au début du printemps (Beck *et al.*, 1993).

4. ÉTAT DE LA RESSOURCE

4.1. STATUT

Le Capelan n'est pas une espèce désignée vulnérable, en situation précaire, menacée ou en danger de disparition et n'est pas susceptible d'être désignée comme telle.

4.2. ABONDANCE

De 1990 à 1998, l'abondance du Capelan dans le nord du golfe du Saint-Laurent a été relativement stable (Grégoire *et al.*, 1999). Par contre, l'étendue de l'aire de répartition générale de l'espèce dans le golfe montre une forte tendance à la hausse de 1990 à 1996. Cette expansion de l'aire de distribution s'est faite principalement vers l'est et le sud du golfe où le Capelan est normalement peu abondant. Le phénomène serait associé aux faibles températures de l'eau observées dans l'ensemble du golfe pendant cette période. Ce refroidissement a aussi ralenti la croissance du Capelan et retardé le moment de la fraye dans l'estuaire par rapport aux années 1980 (Grégoire, 1997; Grégoire *et al.*, 1999).

Le suivi des prises par unité d'effort (PUE) de capelans dans cinq pêcheries fixes situées dans la zone d'étude (île aux Coudres, Saint-Irénée, Cacouna, Sainte-Luce et Métis) ne permet pas de déceler de tendance dans l'abondance du Capelan dans la zone d'étude entre 1986 et 1997; les PUE varient considérablement selon les localités et les années et les tendances décelables à certains sites ne se confirment pas aux autres sites (Bérubé et Lambert, 1999).

La biomasse totale de capelans dans le golfe n'est pas connue. La pêche ne prélève qu'une petite partie de cette biomasse et n'a probablement pas d'impact significatif sur l'état de la population (Grégoire, 1997).

Plusieurs spécialistes des oiseaux marins ont émis l'hypothèse que les poissons fourragers, dont le Capelan, sont plus abondants dans le golfe depuis le déclin catastrophique des populations de morue à la fin des années 1980 et au début des années 1990. Cette hypothèse expliquerait l'augmentation importante de l'abondance des oiseaux marins (alcidés et autres espèces) qui dépendent de ce type de ressource (Rail *et al.*, 1996).

4.3. CONTAMINATION PAR LES SUBSTANCES TOXIQUES

Les données sur la contamination du Capelan par les substances toxiques sont fragmentaires. Des données récentes sont disponibles pour les métaux lourds (mercure et plomb) et les BPC (Tableau 3).

Métaux lourds. La contamination par les métaux lourds est bien en deçà des niveaux jugés problématiques pour la santé humaine et la santé des vertébrés piscivores.

BPC. Les données provenant de quelques capelans adultes prélevés dans l'estuaire moyen indiquent que le Capelan est 2,0 à 2,5 fois moins contaminé par les BPC que les éperlans et les poulamons adultes capturés dans la même région. La concentration moyenne est 30 fois moins élevée que la norme de consommation humaine et moins élevée que le critère de protection des vertébrés piscivores (poisson entier).

Tableau 3
Concentration ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, poids humide) de mercure, plomb, DDT
et BPC dans la chair et le foie du Capelan.

Année	Localité	Tissus	N	Moyenne (minimum-maximum) sauf si indiqué autrement				Sources
				Hg	Pb	DDT	BPC	
1977-1978	Baie des Sables	Chair	10	0,03 (0,02-0,05)	-	< 0,05	0,1 (0,1-0,1)	1
1977-1978	Isle-Verte	Chair	10	-	-	< 0,05	0,1 (0,1-0,2)	1
1977-1978	Les Escoumins	Chair	10	0,10 (0,02-0,20)	-	1 < 0,05	0,1 (0,1-0,1)	1
1987	Estuaire moyen	Chair	-	-	-	-	0,065	2
1994	Betsiamites	Chair	5	0,012 (0,009-0,015)	0,011 (0,007-0,016)	-	-	3
		Foie	5	0,039 (0,032-0,050)	-	-	-	3

Sources : 1) Sloterdijk, 1978; 2) Gagnon *et al.*, 1990; 3) Gobeil *et al.*, 1997.

4.4. ANOMALIES ET PATHOLOGIES

Très peu de cas d'anomalies ont été notés chez les capelans de l'estuaire en 1996 et 1997 (Bérubé et Lambert, 1999).

5. EXPLOITATION PAR L'HOMME

La pêche du Capelan dans le golfe était marginale avant la fin des années 1970 et a connu une expansion importante, avec toutefois des variations importantes d'intensité, depuis. Plus de 90 p. 100 des débarquements sont réalisés sur la côte ouest de Terre-Neuve. Les débarquements totaux n'ont jamais dépassé 11 000 t par année. Le total des prises admissibles (TPA) établi par le MPO pour le golfe est de 11 725 t (dont 1 725 t pour l'ouest et le sud du golfe).

La pêche commerciale du Capelan dans la zone d'étude n'est pas une activité très importante. Cette pêche est réalisée principalement à l'aide de pêches fixes intertidales dans quelques localités (Carte 1). Depuis 1956, les débarquements dans la zone d'étude n'ont jamais dépassé 550 t (1960) (Bérubé, 1990). Cette pêche a connu un certain essor entre 1975 et 1982 et à la fin des années 1980. Elle connaît un déclin important depuis 1989 (Tableau 4) en raison de l'abandon de cette pêche par les pêcheurs. Les principales localités où cette ressource est débarquée sont Saint-Irénée et Sainte-Luce. De 1995 à 1997, près de 50 p. 100 des captures ont été rejetées à la mer (Bérubé et Lambert, 1999). Les débarquements sont réalisés presque uniquement d'avril à juin dans l'estuaire moyen (Saint-Irénée, Saint-Siméon et île aux Coudres) et de mai à juillet dans l'estuaire maritime (Sainte-Luce et île Verte) (Grégoire *et al.*, 1999).

Tableau 4
Débarquements (t) de capelans dans la zone d'étude de 1984 à 1997.

<i>Année</i>	<i>District de pêche¹</i>				<i>Total</i>
	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>16</i>	<i>17</i>	
1984	0,0	0,4	179,8	0,0	180,2
1985	0,0	3,3	313,3	7,0	323,6
1986	0,0	3,0	223,0	0,0	226,0
1987	0,0	23,0	44,0	0,0	67,0
1988	0,0	148,5	77,4	27,0	252,9
1989	0,0	280,1	112,3	9,0	401,4
1990	0,0	10,0	119,0	12,0	141,0
1991	0,0	10,0	116,0	33,0	159,0
1992	0,0	26,0	29,0	0,0	55,0
1993	0,0	38,0	90,0	1,0	129,0
1994	0,0	10,0	87,0	0,0	97,0
1995	0,0	1,1	35,5	5,1	41,7
1996	0,0	56,7	60,6	35,1	152,4
1997	0,0	63,7	117,1	33,8	214,6

Source : MPO, 1999a.

1 District 2 : La Pocatière à Saint-André; District 3 : Notre-Dame-du-Portage à Sainte-Flavie; District 16 : cap Tourmente à Baie-Sainte-Catherine; District 17 : Tadoussac à Bersimis.

Il y a aussi une pêche récréative axée sur le Capelan dans la zone d'étude. Cette pêche est pratiquée à l'épuisette et à la ligne sur les plages situées entre Sainte-Anne-de-Portneuf et Forestville, dans la région de Saint-Irénée ainsi que dans la région de l'anse aux Basques (Les Escoumins). Les volumes récoltés ne sont pas connus (MPO, 1999b).

6. PROBLÉMATIQUE ET ENJEUX

6.1. LACUNES DANS LES CONNAISSANCES

Le Tableau 5 présente une évaluation sommaire de l'état des connaissances sur le Capelan dans la zone d'étude. Les connaissances sur la répartition spatio-temporelle de cette ressource alimentaire très importante pour les mammifères marins ne sont que fragmentaires. L'origine des juvéniles exploités intensivement par le Béluga, le Petit Rorqual et le Rorqual commun en été n'est pas connue. La présence d'une aire d'hivernage importante dans l'estuaire maritime exploitée intensivement par le Phoque du Groenland et, possiblement, par le Béluga reste à confirmer. La biomasse de la sous-population de l'estuaire et l'emplacement de toutes les frayères ne sont pas connus.

Tableau 5

Évaluation sommaire de l'état des connaissances sur le Capelan dans le contexte de l'établissement d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude.

<i>Élément de connaissance</i>	<i>État des connaissances</i>				<i>Remarques</i>
	<i>Très insuffisantes</i>	<i>Insuffisantes</i>	<i>Suffisantes</i>	<i>Amplement suffisantes</i>	
1. Importance dans le régime alimentaire des mammifères marins				✓	Indiscutablement une des principales ressources alimentaires.
2. Biologie générale					
2.1. Population d'appartenance		✓			Origine inconnue des juvéniles présents en été dans la zone d'étude.
2.2. Cycle vital		✓			Origine inconnue des juvéniles présents en été dans la zone d'étude.
2.3. Habitats		✓			Emplacement de toutes les frayères inconnu; aire d'hivernage dans l'estuaire maritime à confirmer.
2.4. Régime alimentaire				✓	
2.5. Croissance				✓	
2.6. Comportement en bancs et migrations verticales		✓			Données insuffisantes pour les juvéniles présents en été.
3. Distribution dans la zone d'étude		✓			Patron de distribution spatio-temporelle de la ressource imprécis.
4. État de la ressource					
4.1. Abondance		✓			Biomasse dans la zone d'étude inconnue.
4.2. Contamination par les substances toxiques			✓		
4.3. Anomalies et pathologies			✓		
5. Exploitation par l'homme				✓	

6.2. PROBLÉMATIQUE

Aucun problème important n'a été identifié pour cette espèce présentement (Tableau 6). Cependant, le Capelan et ses ressources alimentaires (*Calanus finmarchicus*, Euphausiides) sont des espèces d'eau froide qui pourraient être négativement affectées par le réchauffement climatique anticipé. De plus, les frayères de cette espèce ne sont l'objet d'aucune protection spécifique; or, les milieux utilisés par cette espèce pour la reproduction (plages) sont vulnérables aux dégradations physiques, à la pollution provenant de sources locales et aux déversements d'hydrocarbures.

6.3. ENJEUX

Le Capelan est une espèce clé d'une éventuelle zone de protection marine visant la protection des mammifères marins. Une réduction importante de l'abondance de cette espèce dans la zone d'étude aurait fort probablement des impacts négatifs sur toutes les espèces de mammifères marins à l'exception possible du Rorqual bleu, sur l'industrie de l'observation des baleines et sur les pêches commerciales (Tableau 7).

Tableau 6

Évaluation sommaire des problématiques associées au Capelan dans le contexte de l'implantation d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude.

État de la ressource et causes connues ou probables	Très problématique	Possiblement problématique	Inconnu	Peu problématique	Possiblement non problématique	Non problématique	Remarques
Déclin de l'abondance de la ressource dans la zone d'étude							
• Réchauffement climatique		✓					Cette espèce d'eau froide est sensible aux changements climatiques.
• Dégradation des frayères		✓					Les frayères ne sont l'objet d'aucune protection spéciale.
• Obstacles à la migration						✓	
• Surexploitation						✓	
• Réduction des ressources alimentaires		✓					Les impacts des changements climatiques sur les euphausides et <i>Calanus</i> pourraient être importants.
• Régularisation des cours d'eau					✓		
• Braconnage					✓		
• Dérangement			✓				L'impact du trafic maritime intense sur les juvéniles de la zone de remontée des eaux profondes n'est pas connu.
Contamination par les substances toxiques						✓	
• Sources locales actives						✓	
• Sources locales historiques						✓	
• Sources éloignées actives						✓	
• Sources éloignées historiques						✓	
Santé des individus						✓	
Conflits d'usage						✓	L'exploitation par l'homme est très limitée dans et hors de la zone d'étude.

Tableau 7
Enjeux relatifs à la problématique du Capelan dans la zone d'étude.

<i>Problème</i>	<i>Type d'enjeu</i>	<i>Description de l'enjeu</i>
Impacts des changements climatiques (anticipés) sur l'abondance de la ressource dans la zone d'étude (déclin possible)	• Pour l'espèce • Pour les mammifères marins • Pour l'homme	Perte d'habitats essentiels pour la reproduction et la croissance des juvéniles; perturbation des migrations des adultes. Réduction potentielle de l'abondance d'une des principales ressources alimentaires du Béluga, du Marsouin commun, du Petit rorqual, du Rorqual commun et des trois espèces de phoques. Réduction potentielle de l'abondance des mammifères marins dans la zone d'étude (importance de l'industrie de l'observation des baleines).
Protection insuffisante des frayères	• Pour l'espèce • Pour les mammifères marins • Pour l'homme	Dégradation potentielle d'habitats essentiels pour la reproduction. Réduction potentielle de l'abondance d'une des principales ressources alimentaires du Béluga, du Marsouin commun, du Petit Rorqual, du Rorqual commun et des trois espèces de phoques. Réduction potentielle de l'abondance de mammifères marins dans la zone d'étude (industrie de l'observation des baleines).

RÉFÉRENCES

- Bailey, R., K.W. Able et W.C. Leggett. 1977. Seasonal and vertical distribution and growth of juvenile and adult capelin (*Mallotus villosus*) in the St. Lawrence estuary and Western gulf of St. Lawrence. J. Fish. Res. Board Can. 34: 2030-2040.
- Beck, G.G., M.O. Hammill et T.G. Smith. 1993. Seasonal variation in the diet of harp seals (*Phoca groenlandica*) from the gulf of St. Lawrence and western Hudson Strait. J. can. sci. halieut. aquat. 50 : 1363-1371.
- Bérubé, Z. 1990. La pêche maritime au Québec, 1956 - 1985. Bureau de la statistique du Québec, 387 p.
- Bérubé, S. et J.-D. Lambert. 1999. Communautés ichthyennes côtières de l'estuaire du Saint-Laurent en 1996 et 1997 : suite du suivi ichthyologique (1986-1995). Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. (sous presse).
- Biorex, 1995. Cartographie des ressources halieutiques et de leurs habitats dans l'estuaire moyen du Saint-Laurent. Rapport au ministère des Pêches et des Océans, Région du Québec, Division de la gestion et de l'habitat du poisson. 36 p. + annexes.
- Biorex, 1996. Base de données géoréférencées sur les ressources halieutiques et leurs habitats : estuaire maritime du Saint-Laurent et fjord du Saguenay. Rapport au ministère des Pêches et des Océans, Région du Québec, Division de la gestion et de l'habitat du poisson. Volume 1 : 38 p. + annexes et Volume 2 : 34 p. + annexes.
- de Lafontaine, Y., M. Sinclair, S.N. Messieh, M.I. El-Sabh et C. Lassus. 1981. Ichthyoplankton distribution in the northwestern Gulf of St. Lawrence. Rapp. P-V. Réun. Cons. Int. Explor. Mer 178 : 185-187.
- de Lafontaine, Y., M.I. El-Sabh, M. Sinclair, S.N. Messieh et J.-D. Lambert. 1984. Structure océanographique et distribution spatio-temporelle d'oeufs et de larves de poissons de l'estuaire maritime et la partie ouest du golfe du Saint-Laurent. Sci. Tech. Eau 17: 43-49.
- Fortier, L. et W.C. Leggett. 1983. Vertical migrations and transport of larval fish in a partially-mixed estuary. J. can. sci. halieut. aquat. 40 : 1543-1555.
- Fortier, L. et W.C. Leggett. 1985. A drift study of larval fish survival. Mar. Ecol. Prog. Ser. 25 : 245-257.
- Fortier, L., W.C. Leggett et S. Gosselin. 1987. Patterns of larval emergence and their potential impact on stock differentiation in beach spawning capelin (*Mallotus villosus*). J. can. sci. halieut. aquat. 44 : 1326-1336.
- Fortier, L., M.E. Levasseur, R. Drolet et J.-C. Therriault. 1992. Export production and the distribution of fish larvae and their prey in a coastal jet frontal region. Mar. Ecol. Prog. Ser. 85 : 203-218.
- Gagnon, M.M., J.J. Dodson, M.E. Comba et K.L.E. Kaiser. 1990. Congener-specific analysis of the accumulation of polychlorinated biphenyls (PCBS) by aquatic organisms in the maximum turbidity zone of the St. Lawrence Estuary, Québec, Canada. Sci. Total Environ. 97/98 : 739-759.

- Gobeil, C., Y. Clermont et G. Paquette. 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. Rapp. stat. can. sci. halieut. aquat. 1011 : 83 p.
- Grégoire, F. 1997. Capelan de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent. MPO, Rapport sur l'état des stocks 134-03 : 7 p.
- Grégoire, F., C. Lévesque, G. Poirier et C. Leblanc. 1999. Prises et débarquements de capelan (*Mallotus villosus*) dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent pour 1998. Secrétariat canadien pour l'évaluation de stock, Doc. rech. 99/09 : 58 p.
- Jacquaz, B., K.W. Able et W.C. Leggett. 1977. Seasonal distribution, abundance and growth of larval capelin (*Mallotus villosus*) in the St. Lawrence Estuary and northwestern Gulf of St. Lawrence. J. can. sci. halieut. aquat. 34 : 2015-2029.
- Lesueur, C. 1998. Acquisition de connaissances sur les poissons migrateurs et dulcicoles du Saguenay. Rapport du projet triennal : résultats obtenus de 1995 à 1998. Rapport du Comité ZIP-Saguenay au ministère des Pêches et des Océans du Canada, au ministère de l'Environnement et de la Faune et à Patrimoine Canada. 74 p. + annexes.
- Marchand, C. 1997. Étude des agrégations de proies potentielles pour les rorquals détectées par acoustique dans les fronts à la tête du chenal Laurentien (estuaire maritime du Saint-Laurent, Québec). Thèse de maîtrise, Université du Québec à Rimouski.
- Ménard, N. 1998. Répartition spatiale et structure des bancs de poissons pélagiques dans une aire d'alimentation des cétacés de l'estuaire du Saint-Laurent. Thèse de maîtrise, Université Laval, Ste-Foy.
- Ministère des Pêches et des Océans (MPO). 1999a. Communication personnelle. Service de la statistique. Québec.
- Ministère des Pêches et des Océans (MPO). 1999b. Communication personnelle. Bureau de secteur de la Côte-Nord, Sept-Îles.
- Parent, S. et P. Brunel. 1976. Aires et période de fraie du capelan (*Mallotus villosus*) dans l'estuaire et le golfe du St-Laurent. Ministère de l'Industrie et du Commerce Québec, Direction générale des pêches maritimes. Trav. Pêch. Qué. 45 : 46 p.
- Rail, J.-F., G. Chapdelaine, P. Brousseau et L. Savard. 1996. Utilisation des oiseaux marins comme bio-indicateurs de l'écosystème marin de l'estuaire et du golfe Saint-Laurent. Service Canadien de la faune, Région du Québec, Série rapp. tech. 254 : 113 p.
- Roby, D., J.-D. Lambert et J.M. Sévigny. 1991. Morphometric and electrophoretic approaches to discrimination of capelin (*Mallotus villosus*) populations in the Estuary and Gulf of St. Lawrence. J. can. sci. halieut. aquat. 48 : 2040-2050.
- Sloterdijk, H. 1978. Contamination des organismes de l'estuaire. p. 713-819, Dans : Comité d'étude du fleuve Saint-Laurent en aval de Montmagny. Volume 4. Service de protection de l'environnement, Sainte-Foy, Québec.
- Vézin, J.-V., W.C. Leggett et K.W. Able. 1981. Feeding ecology of capelin (*Mallotus villosus*) in the estuary and western Gulf of St. Lawrence. J. can. sci. halieut. aquat. 38 : 257-267.

ANNEXE CARTOGRAPHIQUE

Carte 1. Distribution et sites de pêche du Capelan dans la zone d'étude.

HARENG ATLANTIQUE (*Clupea harengus*)

RÉSUMÉ

Quatre populations distinctes de hareng fréquentent la zone d'étude. La population qui fraye au printemps dans la région de Rivière-du-Loup est probablement la plus importante et est celle qui a été la plus étudiée. Lors de la fraye, les adultes ou les oeufs sont l'objet d'une prédation importante par le Béluga, les plies, le Fou de bassan, l'Eider à duvet et les macreuses. Une proportion élevée des larves des populations de hareng de printemps et d'automne de la rive sud sont retenues dans l'estuaire moyen où elles se développent jusqu'au stade juvénile ou encore jusqu'aux stades juvéniles avancés (un ou deux ans). Il y a des lacunes importantes dans les connaissances sur la répartition des juvéniles dans l'estuaire moyen, sur la biologie des autres populations qui fréquentent la zone d'étude et sur l'importance et l'état de ces populations. Le hareng de la zone d'étude est peu contaminé par les substances toxiques et est peu exploité dans la zone d'étude depuis une dizaine d'années. Par contre, le niveau d'exploitation en dehors de la zone d'étude n'est pas connu.

TABLE DES MATIÈRES

	Page
Résumé.....	i
Liste des tableaux	iii
Listes des figures	iv
1. Importance dans le régime alimentaire des mammifères marins de la zone d'étude....	1
2. Biologie générale.....	1
2.1. Population d'appartenance	1
2.2. Cycle vital	1
2.2.1. Migration printanière.....	1
2.2.2. Agrégation préreproductrice	4
2.2.3. Reproduction.....	4
2.2.4. Phase larvaire	4
2.2.5. Phase juvénile.....	5
2.2.6. Phase adulte	6
2.3. Habitats	6
2.4. Régime alimentaire.....	6
2.5. Croissance.....	7
2.6. Comportement en bancs et migrations verticales.....	8
2.7. Biologie des autres populations de l'estuaire	8
2.7.1. Hareng d'automne de la rive sud.....	8
2.7.2. Hareng de printemps et d'automne de la rive nord	9
3. Distribution de la zone d'étude.....	9
4. État de la ressource.....	10
4.1. Statut.....	10
4.2. Abondance	10
4.3. Contamination par les substances toxiques.....	10
4.4. Anomalies et pathologies.....	10
5. Exploitation par l'homme	12
6. Problématique et enjeux.....	13
6.1. Lacunes dans les connaissances	13
6.2. Problématique	13
6.3. Enjeux	13
Références.....	17
Annexe cartographique	20

LISTE DES TABLEAUX

	Page
Tableau 1. Importance du hareng dans le régime alimentaire des mammifères marins	2
Tableau 2. Date modale d'éclosion des oeufs dans la région de Rivière-du-Loup lors de la saison de reproduction du hareng de printemps déterminée d'après la date de capture des larves et leur taille ou d'après l'observation des oeufs sur le fond	4
Tableau 3. Diète des larves de hareng dans l'estuaire moyen en fonction de la taille	6
Tableau 4. Caractéristiques de la frayère de hareng de la pointe ouest de l'île aux Lièvres en 1987-1988	7
Tableau 5. Longueur et poids à l'âge de cinq ans de quatre populations de hareng de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent.....	8
Tableau 6. Estimation de la biomasse de la population de hareng de printemps de la rive sud de l'estuaire	9
Tableau 7. Concentration de certaines substances toxiques dans la chair et le foie du hareng de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent	11
Tableau 8. Débarquements de harengs de la zone d'étude de 1984 à 1997.....	12
Tableau 9. Évaluation sommaire des connaissances sur le hareng dans le contexte de l'établissement d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude	14
Tableau 10. Évaluation sommaire des problématiques associées au hareng dans le contexte de l'implantation d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude	15
Tableau 11. Enjeux relatifs à la problématique du Hareng atlantique dans la zone d'étude.....	16

LISTE DES FIGURES

	Page
Figure 1. Représentation schématique des migrations des harengs adultes qui fréquentent la zone d'étude	3

1. IMPORTANCE DANS LE RÉGIME ALIMENTAIRE DES MAMMIFÈRES MARINS DE LA ZONE D'ÉTUDE

Les juvéniles et les adultes de hareng constituent une importante ressource alimentaire pour le Phoque commun, le Phoque gris et le Marsouin commun (Tableau 1). Dans le cas du Béluga, le hareng était peu fréquent dans les estomacs d'individus tués le long de la rive nord de l'estuaire maritime en 1938 et 1939. Sur 105 estomacs prélevés de juin à septembre, il n'a été retrouvé qu'en deux occasions, toutes deux en août. Par contre, on rapporte de nombreux cas où le Béluga était vraisemblablement à la poursuite du hareng dans l'estuaire moyen (Vladykov, 1946; Munro *et al.*, 1998). Enfin, le Petit Rorqual, le Rorqual commun et le Rorqual à bosse consomment parfois de grandes quantités de hareng dans l'est du Canada.

2. BIOLOGIE GÉNÉRALE

2.1. POPULATION D'APPARTENANCE

Les individus qui fréquentent la zone d'étude proviennent de quatre populations distinctes (Rivière *et al.*, 1985) :

1. hareng de printemps de la rive sud;
2. hareng d'automne de la rive sud;
3. hareng de printemps de la Côte-Nord;
4. hareng d'automne de la Côte-Nord.

La première population fraye principalement dans la région de Rivière-du-Loup en mai-juin alors que la deuxième fraye dans la même région en août-septembre (Fortier et Gagné, 1990). Les deux populations de la Côte-Nord frayent présumément dans la région de Pointe-des-Monts—Baie-Trinité en avril-mai et à une période indéterminée en automne (Courtois et Lamoureux, 1983).

La population de hareng de printemps de la rive sud est probablement la plus abondante des quatre populations dans la zone d'étude si on se fie aux volumes des débarquements qui peuvent leur être associés (Courtois et Lamoureux, 1983). Il s'agit de la seule population pour laquelle les informations disponibles peuvent être jugées adéquates.

2.2. CYCLE VITAL

Les adultes de la population de hareng de printemps de la rive sud de l'estuaire effectuent des migrations importantes entre leurs aires d'hivernage, de reproduction et d'alimentation (Figure 1).

2.2.1. Migration printanière

À la fin de l'hiver, les adultes remontent l'estuaire le long de la rive sud et arrivent dans la région de Trois-Pistoles dès le mois de mars et dans la région de l'île Verte au début de mai (Munro *et al.*, 1998). Une proportion inconnue mais probablement peu importante de la population fraye à quelques endroits en cours de route (Greendale et Powles, 1980; Munro *et al.*, 1998).

Tableau 1
Importance du hareng dans le régime alimentaire des mammifères marins.

<i>Espèce</i>	<i>Région</i>	<i>Saison</i> <i>1</i>	<i>N</i> ²	<i>Fréquence et abondance relative dans les</i> <i>contenus stomacaux</i> ³	<i>Référence</i> ⁴
Béluga	Estuaire maritime ⁵	E	105	Rare (banc de la Manicouagan et Les Escoumins)	Vladykov, 1946
	Estuaire	E	2	Absent dans deux carcasses avec contenu stomacal	Béland <i>et al.</i> , 1995
	Estuaire moyen ⁵	A	2	Absent (Rivière-Ouelle)	Vladykov, 1946
Marsouin commun	Golfe	P, E	111	44 p. 100 de la masse stomacale au sud de l'île d'Anticosti; 70 p. 100 de la masse stomacale dans la baie des Chaleurs	Fontaine <i>et al.</i> , 1994
Petit rorqual	Golfe	-	-	Une des principales proies	Sears <i>et al.</i> , 1981
	Terre-Neuve	-	-	Proie secondaire	Mitchell, 1974
Rorqual commun	Golfe	-	-	Une des principales proies	Leatherwood <i>et al.</i> , 1981; Kawamura, 1980; Sears <i>et al.</i> , 1981; Sears <i>et al.</i> , 1982; MPO, 1989
	Nouvelle-Écosse	E	67	Trois estomacs remplis de harengs juvéniles	Brodie <i>et al.</i> , 1978
Rorqual bleu	NOA ⁶	-	-	Juvéniles parfois proies accidentelles	Yochem et Leatherwood, 1985
Phoque commun	Estuaire	A	5	Absent	Lavigne <i>et al.</i> , 1993
	Est du Canada	E, A	279	Principale proie	Boulva et McLaren, 1979
	Nouvelle-Écosse	P, E	250	Principale proie	Bowen et Harrison, 1996
Phoque gris	Estuaire	A	8	Fréquent	Lavigne <i>et al.</i> , 1993
	Estuaire et golfe	E	316	Fréquent	Benoît et Bowen, 1990
	N-O du golfe	E, A	44	Principale proie	Murie et Lavigne, 1992
Phoque du Groenland	Estuaire	H	41	Absent	Murie et Lavigne, 1991
	Estuaire	P	9	Absent	Murie et Lavigne, 1991
	Estuaire	H	25	Absent	Beck <i>et al.</i> , 1993
Rorqual à bosse	NOA ⁶	-	-	Proie importante	Winn et Reichley, 1985; MPO, 1989
Cachalot	NOA ⁶	-	-	Pas mentionné comme proie	MPO, 1989; Rice, 1989
Dauphin à flancs blancs	NOA ⁶	-	-	Une des principales proies	MPO, 1989; Reeves <i>et al.</i> , 1985
Baleine noire	NOA ⁶	-	-	Pas mentionné comme proie	MPO, 1989

1 P : printemps ; E : été ; A : automne et H : hiver.

2 N : nombre d'estomacs.

3 Très fréquent : présence dans plus de 40 p. 100 des estomacs; Fréquent : présence dans 10 à 40 p. 100 des estomacs; Peu fréquent : présence dans 1 à 10 p. 100 des estomacs; Rare : présence dans moins de 1 p. 100 des estomacs.

4 Les références de ce tableau sont données dans l'introduction du chapitre 6.

5 Ces données datent de 60 ans.

6 NOA : nord-ouest de l'Atlantique.

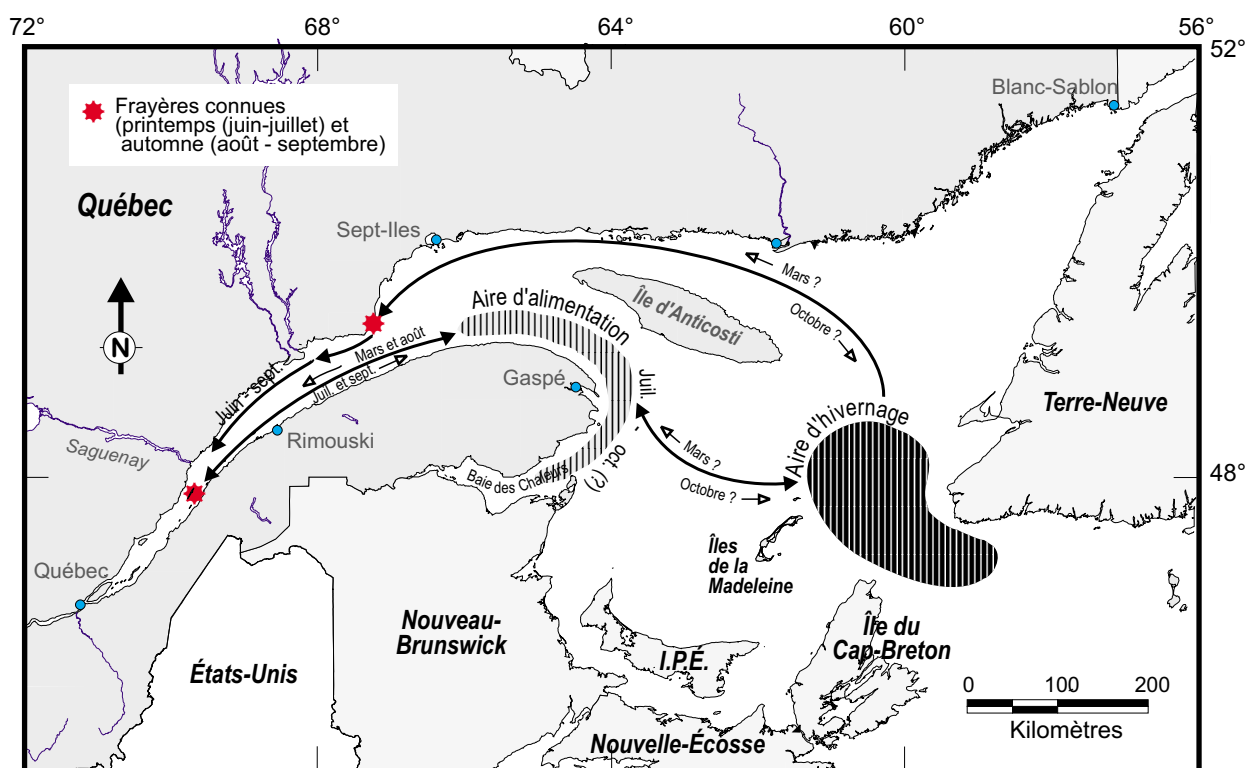


Figure 1

Représentation schématique des migrations des harengs adultes qui fréquentent la zone d'étude.

Sources : adapté de Côté et Powles, 1978; Messieh *et al.*, 1979; Courtois et Lamoureux, 1983; Munro *et al.*, 1998.

2.2.2. Agrégation préreproductrice

Au début de mai, on retrouve un banc important de harengs adultes stationné entre l'île Verte et l'île aux Basques (Bio-Conseil, 1982a; Munro *et al.*, 1998). Dans les jours qui suivent les plus basses marées de mortes-eaux, le banc se disperse, traverse probablement la passe de l'île Verte (Gagnon, 1999) et s'approche des principales frayères situées dans la région de Rivière-du-Loup (Bio-Conseil, 1982a; Munro *et al.*, 1998). Il y aurait deux mouvées printanières principales vers les frayères, séparées d'environ 1 mois en mai et en juin. De 1980 à 1985, la première mouvée a eu lieu entre le 9 et le 21 mai (Munro *et al.*, 1998; Gagnon, 1999).

2.2.3. Reproduction

Localisation des frayères. Les principales frayères sont situées dans la région de Rivière-du-Loup. La seule frayère connue est située à la pointe ouest de l'île aux Lièvres (Carte 1). Cette frayère n'est pas utilisée toutes les années (Munro *et al.*, 1998). D'autres sites potentiels de fraye sont situées en amont et en aval de ces frayères principales (Carte 1).

Date d'éclosion. L'étude de la répartition spatio-temporelle des larves dans l'estuaire moyen indique qu'il y a deux pics principaux de ponte sur les frayères de la région de Rivière-du-Loup (Auger et Powles, 1980; Bio-Conseil, 1982a; Henri *et al.*, 1985). La date modale d'éclosion des deux principales cohortes d'oeufs dans la région de Rivière-du-Loup est peu variable (Tableau 2).

Tableau 2

Date modale d'éclosion des oeufs dans la région de Rivière-du-Loup lors de la saison de reproduction du hareng de printemps déterminée d'après la date de capture des larves et leur taille (1979-1985) ou d'après l'observation des oeufs sur le fond (1987-1996).

	1^{ère} cohorte	2^e cohorte
1979	9 juin (Munro <i>et al.</i> , 1998)	21 juillet (Auger et Powles, 1980)
1980	9 juin (Munro <i>et al.</i> , 1998)	12 juillet (Bio-Conseil, 1982a)
1981	4 juin (Munro <i>et al.</i> , 1998)	mi-juillet (Henri <i>et al.</i> , 1985)
1982	11 juin (Munro <i>et al.</i> , 1998)	pas de 2 ^e cohorte importante (Henri <i>et al.</i> , 1985)
1985	9 juin (Munro <i>et al.</i> , 1998)	présence de la cohorte; date modale non déterminée (Fortier et Gagné, 1990)
1987	10 juin (Munro <i>et al.</i> , 1998)	non déterminée
1996	12 juin (Bédard <i>et al.</i> , 1997)	non déterminée

2.2.4. Phase larvaire

La vie larvaire dure 10 – 11 mois (métamorphose au printemps). Les larves font éclosion à une longueur modale de 7 mm et la résorption du sac vitellin a lieu à une longueur médiane de 9 mm (Fortier et Gagné, 1990).

Rétention des larves dans l'estuaire moyen. Dans les jours qui suivent l'éclosion, les larves vésiculées ont tendance à se maintenir près du fond et à être retenues dans le secteur compris entre les îles Pèlerin et Rivière-du-Loup (Fortier et Gagné, 1990). Cependant, une partie des larves sont entraînées vers l'estuaire maritime et le golfe, le long de la rive sud de l'estuaire maritime (Fortier et Gagné, 1990; de Lafontaine, 1990).

À partir de la mi-juillet, les pertes de larves vers l'aval sont réduites tandis qu'une partie des larves se retrouve dans le chenal nord de l'estuaire moyen jusque dans la fosse de Saint-Irénée (Fortier et Gagné, 1990). À cette période de l'année, les larves non-vésiculées font des migrations verticales dans la couche d'eau superficielle (0 - 30 m) reliées au cycle tidal; elles ont tendance à se maintenir près de la surface durant le flot et plus en profondeur durant le jusant, ce qui favorise un transport net vers l'amont (Fortier et Leggett, 1983).

En décembre, on retrouve deux zones bien distinctes de concentration des larves, une première dans la région de Rivière-du-Loup et une seconde dans la fosse de Saint-Irénée (Carte 1) (Fortier et Gagné, 1990).

Croissance des larves. Le taux de croissance des larves dans l'estuaire moyen est faible (environ 0,20 mm par jour du début juillet à la fin septembre). Les larves atteignent une taille moyenne de 38 mm en décembre (Able, 1978; Fortier et Gagné, 1990).

Régime alimentaire. Le Tableau 3 présente la diète des larves de hareng dans l'estuaire moyen. Les petites larves se nourrissent principalement d'oeufs de copépodes alors que les larves plus grandes se nourrissent surtout de copépodes adultes (Fortier et Leggett, 1983). La zone de concentration des larves de la fosse de Saint-Irénée (Carte 1) correspond à une zone de concentration des copépodes (Fortier et Gagné, 1990).

Tableau 3
Diète des larves de hareng dans l'estuaire moyen en fonction de la taille.

Proie	% des particules dans le tube digestif (juin à novembre 1985)			
	Classe de taille des larves de hareng			
	9-11 mm	11-15 mm	15-30 mm	30+ mm
Oeufs de copépodes	69,4	45,8	0,0	0,9
Larves nauplii de copépodes	12,2	18,1	5,5	0,0
Larves de mollusques bivalves	10,2	4,2	0,0	0,0
Larves de polychètes	3,1	16,7	1,5	0,0
Juvéniles de copépodes (copépodites)	5,1	9,7	13,1	18,3
Adultes de copépodes	0,0	5,6	79,9 ¹	80,9 ¹

Source : Fortier et Gagné, 1990.

1 *Acartia longiremis* et *Eurytemora* sp.

2.2.5. Phase juvénile

Les informations sur la phase juvénile du hareng de l'estuaire sont très fragmentaires. Les principales lacunes concernent leur régime alimentaire, leur distribution et, surtout, la durée de leur résidence dans l'estuaire. Les informations fragmentaires disponibles suggèrent que les juvéniles croissent dans la partie aval de l'estuaire moyen jusqu'à la fin de leur deuxième été. Dans un inventaire au chalut semi-pélagique entre l'île d'Orléans et Kamouraska en septembre 1989 et novembre 1990, les juvéniles de hareng étaient abondants lors des deux inventaires et associés aux salinités plus grandes que 25 ‰ (Laprise, 1993). Par ailleurs, les harengs

juvéniles 1+ dominaient les captures réalisées à l'aide d'un chalut semi-pélagique en automne près des îles de Kamouraska (Dutil et Fortin, 1983). Les captures de juvéniles 1+ et 2+ dans des pêches fixes intertidales de l'île aux Coudres et de Saint-Irénée de 1995 à 1997 étaient abondantes et dominaient parfois les captures de hareng durant l'été. Ils étaient aussi abondants dans une pêche fixe de Sainte-Luce, mais pas à Cacouna ni à Métis (Bérubé et Lambert, 1999). Enfin, les débarquements de sardines dans l'estuaire de 1962 à 1975 étaient importants de mai à octobre et dominaient les captures de hareng en août (Messieh *et al.*, 1979).

Les juvéniles ne fréquentent pas les zones intertidales (battures vaseuses et marais salés) de l'estuaire moyen (Dutil et Fortin, 1983; Gagnon *et al.*, 1992).

2.2.6. Phase adulte

Maturité sexuelle et longévité. La majorité des harengs qui se reproduisent le printemps dans l'estuaire moyen ont quatre ou cinq ans (Coté et Powles, 1978; Lambert, 1990). Les harengs de plus de 12 ans sont rares (Coté et Powles, 1978; Lambert, 1990).

Aires d'alimentation. Après la fraye, les adultes retournent dans le golfe et s'alimentent intensivement pendant l'été et l'automne (août à octobre ou plus tard) le long des côtes de la Gaspésie, principalement dans le courant de Gaspé où on retrouve de grandes concentrations de copépodes et d'euphausides (Coté et Powles, 1978; Figure 1). Dans ces aires d'alimentation, ils se mélangent avec les autres populations de hareng de printemps et d'automne de l'ouest du golfe.

Aire d'hivernage. L'aire d'hivernage de la population n'est pas connue. Il est probable que les adultes de cette population hivernent dans les eaux profondes du chenal Laurentien comme le font les populations du sud du golfe (Messieh *et al.*, 1979).

2.3. HABITATS

Caractéristiques des frayères. Les caractéristiques de la seule frayère importante localisée à ce jour sont décrites au Tableau 4. En 1987 et 1988, cette frayère ne contenait que des oeufs provenant de la première mouvée de reproduction. La partie supérieure de la frayère (2 à 3 m de profondeur) était constituée d'un herbier dense d'algues marines (pourcentage de recouvrement > 75 p. 100) alors que la partie inférieure (3 à 5 m) était constituée de cailloux et de galets. Les oeufs formaient un tapis continu en plusieurs couches sur ces substrats. La limite supérieure de la frayère était exondée à marée basse.

2.4. RÉGIME ALIMENTAIRE

Il n'y a pas de donnée sur le régime alimentaire des juvéniles et des adultes appartenant aux populations de la zone d'étude. Dans d'autres régions du golfe, le hareng consomme surtout des copépodes (principalement *Calanus* sp.) et des euphausides (Scott et Scott, 1988).

Tableau 4

Caractéristiques de la frayère de hareng de la pointe ouest de l'île aux Lièvres en 1987-1988.

• Superficie	28,6 ha
• Nombre total d'oeufs	$\sim 2\,000 \times 10^9$
• Nombre total de géniteurs	$\sim 110 \times 10^6$
• Biomasse de reproducteurs	$\sim 16\,500$ t
• Date modale de ponte (1988)	21 mai
• Durée modale d'incubation des oeufs	20 jours
• Date modale d'éclosion	10 juin
• Pourcentage de mortalité des oeufs avant et pendant le pic d'éclosion	13
• Pourcentage de mortalité des oeufs après le pic d'éclosion	53
Habitat	
<i>Paramètres physico-chimiques</i> (11 mai au 28 juin)	
• Profondeur des oeufs sur le fond	de 0 à 7 m (concentration entre 2 et 5 m)
• T° moyenne	6,2 °C (augmentation de 0,1 °C par jour)
• Salinité moyenne	20,6
• Courant moyen	12 cm•s ⁻¹ dans l'axe principal de la frayère en direction du sud-ouest
<i>Type de substrat de fixation des œufs</i>	
	1° cailloux et galets
	2° algues rouges infralittorales
	3° laminaires
	4° rochers
<i>Prédateurs observés sur les frayères ou dans les environs immédiats :</i>	
	- bélugas (1987; 100 individus du 25 au 27 mai 1992)
	- goélands argentés
	- goélands marins
	- plies canadiennes
	- eiders à duvet

Source : Munro et al., 1998.

2.5. CROISSANCE

La croissance du hareng de printemps de la rive sud de l'estuaire est moins rapide que celle du hareng d'automne de la rive sud de l'estuaire et des autres populations qui se reproduisent dans le sud du golfe. Le taux de croissance varie selon les années (Coté et Powles, 1978; Lambert, 1990). La longueur et le poids moyens à l'âge de cinq ans dans diverses populations du golfe sont présentés au Tableau 5.

Tableau 5
Longueur et poids à l'âge de cinq ans de quatre populations de hareng de l'estuaire
et du golfe du Saint-Laurent.

<i>Population</i>	<i>Année</i>	<i>Poids moyen (g) à l'âge de cinq ans</i>	<i>Longueur totale (mm) à l'âge de cinq ans</i>
Hareng de printemps de la rive sud de l'estuaire	1978	-	260
	1985	160	285
Hareng d'automne de la rive sud de l'estuaire	1985	273	314
Hareng de printemps du sud du golfe	fin des années 1970	-	310
	1985	244	-
Hareng d'automne du sud du golfe	fin des années 1970	-	320
	1985	312	-

Sources : Coté et Powles, 1978; Lambert, 1990.

Le faible taux de croissance de la population serait attribuable à la basse température de l'eau et à la productivité relativement faible de l'aire de croissance des larves et des juvéniles dans la partie aval de l'estuaire moyen (Coté et Powles, 1978; Lambert, 1990).

On a mis en évidence que la population de printemps de la rive sud était composée à parts à peu près égales de deux types de géniteurs qui se distinguaient par certains caractères anatomiques et leur taux de croissance (Lambert, 1990). Les informations disponibles ne permettent pas d'établir si ces deux «sous-populations» correspondent aux deux mouvées principales de reproduction observées au printemps dans la région.

2.6. COMPORTEMENT EN BANCS ET MIGRATIONS VERTICALES

Lors de l'agrégation préreproductrice du hareng en mai dans la région de l'Isle-Verte, le hareng forme un banc compact, allongé dans l'axe longitudinal de l'estuaire au-dessus de l'isobathe de 25 m. Ce banc peut avoir plusieurs kilomètres de long et un à deux kilomètres de large et se déplacerait avec le va-et-vient des marées. Durant le jour, le hareng se maintient près du fond (Bio Conseil, 1982b).

2.7. BIOLOGIE DES AUTRES POPULATIONS DE L'ESTUAIRE

2.7.1. Hareng d'automne de la rive sud

Une population de hareng fraye en août-septembre dans la même région que la population de printemps. La localisation des frayères n'est pas connue. Les larves font éclosion en septembre et se concentrent entre l'île aux Lièvres et la rive sud, soit dans la même aire que les larves vésiculées printanières (Fortier et Gagné, 1990). Le printemps suivant (mai), on retrouve les larves de cette population concentrées dans la fosse de Saint-Irénée; elles sont alors à la veille de se métamorphoser en juvéniles (longueur moyenne de 47 mm) (Fortier et Gagné, 1990). En 1985, l'abondance des larves vésiculées d'automne était similaire à celle des larves de printemps; cependant, le taux de mortalité a été beaucoup plus élevé et au début de décembre,

les larves d'automne étaient beaucoup moins nombreuses que celles de printemps (Fortier et Gagné, 1990).

2.7.2. Hareng de printemps et d'automne de la rive nord

Il n'y a aucune indication que le hareng fraye le long de la rive nord de l'estuaire du Saint-Laurent. Les frayères présumées les plus rapprochées de la zone d'étude sont situées dans les environs de Baie-Trinité et de Sept-Îles, dans le nord-ouest du Golfe. La fraye dans cette région aurait lieu en avril et en automne (Courtois et Lamoureux, 1983). Il est possible qu'une partie des populations qui frayent dans cette région remontent l'estuaire pour s'alimenter pendant l'été. En effet, les débarquements de harengs adultes le long de la rive nord de la zone d'étude sont très faibles en amont de Tadoussac et sont répartis uniformément entre mai et septembre en aval de Tadoussac et dans la partie aval du fjord du Saguenay (Courtois et Lamoureux, 1983; Bérubé et Lambert, 1999).

3. DISTRIBUTION DANS LA ZONE D'ÉTUDE

Le Tableau 6 présente les estimations de la biomasse de la population de printemps de la rive sud réalisées par différents auteurs. La valeur de 16 500 t de géniteurs obtenue en 1987 à partir du nombre d'oeufs sur la frayère de l'île aux Lièvres est probablement la plus précise mais elle ne tient compte que d'une seule frayère (présument la plus importante) et que d'une seule des deux principales mouvées de reproduction dans la région (Munro *et al.*, 1998). On ne dispose d'aucune donnée permettant d'estimer l'abondance relative des trois autres populations qui fréquentent la zone d'étude.

Tableau 6
Estimation de la biomasse de la population de hareng de printemps de la rive sud de l'estuaire.

<i>Méthode et années d'estimation</i>	<i>Biomasse estimée</i>	<i>Référence</i>
Marquage et recapture des adultes en 1978	9 400 t	Coté et Powles, 1978
Abondance des larves dans la région de concentration de Rivière-du-Loup en juin et juillet 1978 et 1979	820 - 2 700 t	Auger et Powles, 1980
Abondance des larves dans la région de concentration de Rivière-du-Loup en juin et juillet 1980	10 000 t	Bio-Conseil, 1982a
Échosondage des concentrations d'adultes dans la région de l'île Verte en mai 1980	19 000 t	Bio-Conseil, 1982b
Abondance d'œufs sur la frayère de l'île aux Lièvres en juin 1987	16 500 t	Munro <i>et al.</i> , 1998

À l'exception de la frayère de l'île aux Lièvres et de la présence de l'agrégation préreproductrice des géniteurs dans la région de l'Isle-Verte ([Carte 1](#)), les données disponibles ne permettent pas d'établir un patron précis de la répartition spatio-temporelle du hareng juvénile et adulte dans la zone d'étude.

4. ÉTAT DE LA RESSOURCE

4.1. STATUT

Le hareng n'est pas une espèce désignée vulnérable, en situation précaire, menacée ou en voie de disparition et elle n'est pas susceptible d'être désignée comme telle.

4.2. ABONDANCE

Les données provenant du suivi des captures dans cinq pêches fixes intertidales (île aux Coudres, Saint-Irénée, Cacouna, Sainte-Luce et Métis) de 1989 à 1997 ne permettent pas de dégager de tendance dans l'évolution de l'abondance des populations parce que les informations présentées ne permettent pas de distinguer les juvéniles des adultes ainsi que les différentes populations présentes dans la zone d'étude (Bérubé et Lambert, 1999).

Par ailleurs, les données de débarquement dans l'estuaire sont peu utiles pour dégager des tendances parce qu'on ne dispose pas de donnée sur l'effort de pêche et parce que cet effort a considérablement diminué depuis le milieu des années 1980 (voir l'item 5 ci-après).

Il est possible que l'état des populations de la rive sud de l'estuaire ait connu une évolution similaire à celui des populations du sud du golfe parce qu'elles utilisent les mêmes aires d'alimentation et, possiblement, d'hivernage. Dans le sud du golfe, les populations ont connu deux périodes de faible abondance depuis la fin de la deuxième guerre mondiale. La première est attribuable à une épizootie qui a décimé toutes les populations du golfe de 1954 à 1956. La seconde est due à la surexploitation de la ressource par les seigneurs mobiles dans les aires d'alimentation et d'hivernage du golfe au cours des années 1970 (Messieh *et al.*, 1979). Par la suite, les populations de hareng de printemps et d'automne du sud du golfe ont connu un regain important au cours des années 1980. Cependant, elles connaissent depuis le début des années 1980 une baisse du taux de croissance qui peut être imputée en partie à l'augmentation de la compétition intraspécifique et en partie au refroidissement du climat marin dans l'est du Canada (Claytor, 1996).

4.3. CONTAMINATION PAR LES SUBSTANCES TOXIQUES

Il n'existe aucune donnée récente sur le niveau de contamination du hareng de l'estuaire du Saint-Laurent par les substances toxiques. Les données très fragmentaires disponibles indiquent que le hareng est probablement peu contaminé par les métaux lourds, le DDT et les BPC et ne représente pas un danger pour la santé humaine ni pour la santé des vertébrés piscivores (Tableau 7).

4.4. ANOMALIES ET PATHOLOGIES

Aucun cas d'anomalies externes n'a été noté chez les harengs capturés dans cinq pêches fixes intertidales de la zone d'étude de 1995 à 1997 (Bérubé et Lambert, 1999).

Tableau 7
Concentration de certaines substances toxiques dans la chair et le foie du
hareng de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent.

<i>Région</i>	<i>Année</i>	<i>N</i>	<i>Tissus</i>	<i>Concentration moyenne (min.-max.) en $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (poids humide)</i>				<i>Référence</i>
				<i>Mercure</i>	<i>Plomb</i>	<i>DDT</i>	<i>BPC</i>	
Rivière-Ouelle	1977-1978	6	Muscle	-	-	? (< 0,05-0,08)	0,2 (0,1-0,3)	1
Isle-Verte	1977-1978	10	Muscle	-	-	< 0,05	0,2 (0,2-0,3)	1
Les Escoumins	1977-1978	10	Muscle	-	-	0,4 (0,2-0,8)	1,6 (0,9-2,5)	1
Nord-est du golfe	1995	10	Muscle	0,06 (0,02-0,16)	0,02 (< 0,01-0,06)	-	-	2
	1995	10	Foie	0,06 (0,02-0,12)	0,02 (< 0,01-0,03)	-	-	2

Sources : 1) Sloterdijk, 1978; 2) Gobeil *et al.*, 1997.

5. EXPLOITATION PAR L'HOMME

Les populations de hareng de printemps et d'automne de la rive sud sont exploitées dans deux zones distinctes : 1) le sud du golfe par des seineurs mobiles lorsque ces populations sont dans leurs aires d'alimentation et d'hivernage (Claytor, 1996) et 2) le long du versant nord de la Gaspésie et de la rive sud de l'estuaire maritime par des filets maillants et des pêches fixes intertidales (**Carte 1**).

Il n'est pas possible de déterminer les volumes prélevés dans le golfe en raison du mélange des populations de l'estuaire avec celles du golfe (Messieh *et al.*, 1979). Dans la zone d'étude, les débarquements annuels sont extrêmement variables car ils dépendent des conditions d'un marché aussi variable. Depuis 1956, les débarquements dans la zone d'étude ont atteint un maximum de 1 205 t en 1957 (Bérubé, 1990). Ils se situent à moins de 200 t depuis 1985 (à l'exception de 1990; Tableau 8) en raison de l'abandon progressif de cette pêche (Munro *et al.*, 1998).

Tableau 8
Débarquements (t) de harengs de la zone d'étude de 1984 à 1997.

Année	District de pêche¹				Total
	2	3	16	17	
1984	0,0	157,7	0,0	60,0	217,7
1985	0,0	110,8	2,5	58,0	171,3
1986	0,0	47,0	0,0	60,0	107,0
1987	0,0	100,0	0,0	24,0	124,0
1988	0,8	122,1	6,0	20,0	149,0
1989	0,0	83,8	3,8	28,0	115,6
1990	29,0	168,0	6,0	21,0	224,0
1991	10,0	74,0	4,0	6,0	94,0
1992	11,0	70,0	11,0	4,0	96,0
1993	8,0	34,0	3,0	7,0	52,0
1994	0,0	163,0	0,0	16,0	179,0
1995	9,0	55,5	0,0	19,1	83,6
1996	8,7	114,4	0,0	26,8	149,9
1997	0,0	67,5	0,0	0,3	67,8

Source : MPO, 1999.

- 1 District 2 : La Pocatière à Saint-André; District 3 : Notre-Dame-du-Portage à Sainte-Flavie; District 16 : cap Tourmente à Baie-Sainte-Catherine; District 17 : Tadoussac à Bersimis.

6. PROBLÉMATIQUE ET ENJEUX

6.1. LACUNE DANS LES CONNAISSANCES

Le Tableau 9 présente une évaluation de l'état des connaissances sur le hareng de la zone d'étude. Les principales lacunes dans les connaissances concernent l'importance de l'espèce dans le régime alimentaire des mammifères marins de la zone d'étude, l'origine des individus retrouvés le long de la rive nord de l'estuaire, la localisation des frayères, la distribution spatio-temporelle des juvéniles dans la zone d'étude, le niveau de contamination de la ressource par les BPC et l'état des stocks (abondance et niveau d'exploitation).

6.2. PROBLÉMATIQUE

En raison de lacunes importantes dans les connaissances, aucun problème spécifique n'a été identifié à ce jour en ce qui concerne l'abondance, le niveau de contamination par les substances toxiques et la santé du hareng. Les frayères de l'espèce dans la zone d'étude ne sont l'objet d'aucune mesure spécifique de protection (Tableau 10).

6.3. ENJEUX

En raison de lacunes importantes dans les connaissances, il est difficile d'établir les principaux enjeux relatifs au Hareng atlantique (Tableau 11).

Tableau 9

Évaluation sommaire de l'état des connaissances sur le hareng dans le contexte de l'établissement d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude.

<i>Élément de connaissance</i>	<i>État des connaissances</i>				<i>Remarques</i>
	<i>Très insuffisantes</i>	<i>Insuffisantes</i>	<i>Suffisantes</i>	<i>Amplement suffisantes</i>	
1. Importance dans le régime alimentaire des mammifères marins		✓			On ne dispose que de données fragmentaires sur le régime alimentaire du béluga et des phoques.
2. Biologie générale					
2.1. Population d'appartenance		✓			L'origine du hareng de la rive nord de l'estuaire et du Saguenay n'est pas connu.
2.2. Cycle vital		✓			Les sites de fraye ne sont pas connus (à l'exception de la frayère de l'île aux Lièvres).
2.3. Habitats			✓		
2.4. Régime alimentaire		✓			
2.5. Croissance				✓	
2.6. Comportement en bancs et migrations verticales		✓			
3. Distribution dans la zone d'étude		✓			Les principales lacunes concernent la distribution spatio-temporelle des juvéniles.
4. État de la ressource					
4.1. Abondance		✓			L'état des stocks et le taux d'exploitation ne sont pas connus et les volumes récoltés dans le golfe provenant des populations de la zone d'étude ne sont pas connus.
4.2. Contamination par les substances toxiques		✓			Aucune donnée pour les BPC.
4.3. Anomalies et pathologies			✓		
5. Exploitation par l'homme		✓			Les volumes récoltés dans le golfe ne sont pas connus.

Tableau 10

Évaluation sommaire des problématiques associées au hareng dans le contexte de l'implantation d'une ZPM
visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude.

État de la ressource et causes connues ou probables	Très problématique	Possiblement problématique	Inconnu	Peu problématique	Possiblement non problématique	Non problématique	Remarques
Déclin de l'abondance de la ressource dans la zone d'étude			✓				
• Réchauffement climatique					✓		Les impacts des changements climatiques à venir ne sont pas connus; dans l'est du Canada, le réchauffement du climat a été bénéfique pour l'espèce.
• Dégradation des frayères		✓					Les frayères ne sont l'objet d'aucune protection spécifique.
• Obstacles à la migration						✓	
• Surexploitation			✓				
• Réduction des ressources alimentaires			✓				Le régime alimentaire des juvéniles n'est pas connu.
• Régularisation des cours d'eau					✓		
• Braconnage						✓	
• Dérangement			✓				
Contamination par les substances toxiques			✓				
• Sources locales actives			✓				
• Sources locales historiques			✓				
• Sources éloignées actives			✓				
• Sources éloignées historiques			✓				
Santé des individus			✓				
Conflits d'usage			✓				Le niveau d'exploitation des populations dans le golfe est inconnu; il est peu élevé dans l'estuaire.

Tableau 11
Enjeux relatifs à la problématique du Hareng atlantique dans la zone d'étude.

<i>Problème</i>	<i>Type d'enjeu</i>	<i>Description de l'enjeu</i>
Dégradation potentielle des frayères (protection insuffisante)	• Pour l'espèce • Pour les ressources halieutiques et les oiseaux marins • Pour les mammifères marins • Pour l'homme	Perte d'habitats essentiels pour la reproduction de l'espèce. Réduction des ressources alimentaires. Réduction des ressources alimentaires. Réduction de l'abondance de la ressource (pêche commerciale). Réduction de l'abondance de mammifères marins.

RÉFÉRENCES

- Able, K.W. 1978. Ichthyoplankton of the St. Lawrence estuary : composition, distribution and abundance. J. Fish. Res. Board Can. 35 : 1518-1531.
- Andersen, A. et M. Gagnon. 1980. Les ressources halieutiques de l'estuaire du Saint-Laurent. Rapp. can. ind. sci. halieut. aquat. 119 : iv + 56 p.
- Auger, F. et H. Powles. 1980. Estimation of the herring spawning biomass near Isle Verte in the St. Lawrence estuary from an intensive larval survey in 1979. Can. Atl. Fish. Sci. Adv. Comm. Res. Doc. 80/59. 29 p.
- Bédard, J., A. Nadeau, J.-P. Savard et M.C.S. Kingsley. 1997. La passe de l'Île aux Lièvres : importance stratégique pour la faune marine de l'estuaire. Société Duvetnor Ltée, Rivière-du-Loup (Québec), v + 70 p. + annexes.
- Bérubé, Z. 1990. La pêche maritime au Québec, 1956 - 1985. Bureau de la statistique du Québec, 387 p.
- Bérubé, S. et J.-D. Lambert. 1999. Communautés ichthyennes côtières de l'estuaire du Saint-Laurent en 1996 et 1997 : suite du suivi ichthyologique (1986-1995). Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. (sous presse).
- Bio-Conseil inc. 1982a. Évaluation des frayères de hareng (*Clupea harengus* L.) sur la rive sud de l'estuaire du Saint-Laurent. Rapport au ministère des Pêches et des Océans du Canada. 64 p.
- Bio-Conseil inc. 1982b. Croisière d'échosondage du hareng dans la région de l'île Verte : printemps 1982. Rapport au ministère des Pêches et des Océans du Canada. 18 p.
- Biorex. 1995. Cartographie des ressources halieutiques et de leurs habitats dans l'estuaire moyen du Saint-Laurent. Rapport au ministère des Pêches et des Océans, Région du Québec, Division de la gestion et de l'habitat du poisson. 36 p. + annexes.
- Biorex. 1996. Base de données géoréférencées sur les ressources halieutiques et leurs habitats : estuaire maritime du Saint-Laurent et fjord du Saguenay. Rapport au ministère des Pêches et des Océans, Région du Québec, Division de la gestion et de l'habitat du poisson. Volume 1 : 38 p. + annexes et Volume 2 : 34 p. + annexes.
- Clayton, R. 1996. Hareng, sud du golfe du Saint-Laurent. MPO, Région des Maritimes, La Voie marine. 14 p.
- Côté, G. et H. Powles. 1978. The herring population of the St. Lawrence estuary. Can. Atl. Fish. Scient. Adv. Comm., Res. Doc. 78/44 : 13 p.
- Courtois, R. et P. Lamoureux. 1983. L'exploitation du hareng au Québec. Analyse des débarquements de 1959 à 1981. M.A.P.A.Q., Direction de la recherche scientifique et technique, Cahiers d'information n° 106. Québec. 88 p.
- de Lafontaine, Y. 1990. Ichthyoplankton communities in the St. Lawrence Estuary : composition and dynamics. p. 321-343, Dans : M.I. El-Sabh et N. Silverberg (éd.). Oceanography of a large-scale estuarine system : the St. Lawrence Estuary. Coastal and estuarine studies. 39.

- Dutil, J.-D. et M. Fortin. 1983. La communauté de poissons d'un marécage intertidal de l'estuaire du Saint-Laurent. *Naturaliste can.* 110 : 397-410.
- Fortier, L. et W.C. Leggett. 1983. Vertical migrations and transport of larval fish in a partially mixed estuary. *J. can. sci. halieut. aquat.* 40: 1543-1555.
- Fortier, L. et J.A. Gagné. 1990. Larval herring (*Clupea harengus*) dispersion, growth and survival in the St. Lawrence estuary: match/mismatch or membership/vagrancy? *J. can. sci. halieut. aquat.* 47 : 1898-1912.
- Gagnon, M. 1999. Communication personnelle. Biorex inc., Québec.
- Gagnon, M., Y. Ménard et J.M. Coutu. 1992. Structure de la communauté intertidale de l'estuaire moyen du Saint-Laurent. Cadre de référence pour le suivi à long terme de l'état de l'écosystème de l'estuaire du Saint-Laurent. *Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat.* : 1870: 35 p.
- Gobeil, C., Y. Clermont et G. Paquette. 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. *Rapp. stat. can. sci. halieut. aquat.* 1011 : 83 p.
- Greendale, R. et H. Powles. 1980. La pêche côtière au hareng en Gaspésie, 1970-1978. *Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat.* 945 : vii + 58 p.
- Henri, M., J.J. Dodson et H. Powles. 1985. Spatial configurations of young herring (*Clupea harengus harengus*) larvae in the St. Lawrence Estuary: importance of biological and physical factors. *J. can. sci. halieut. aquat.* 42: 91-104.
- Lambert, J. 1990. Structure de population et stratégie de reproduction du hareng de l'estuaire du Saint-Laurent. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Rimouski, vi + 118 p.
- Laprise, R. 1993. Communication personnelle. Université Laval, Département de biologie, Sainte-Foy.
- Messieh, S.N., G. Côté et J. Boulva. 1979. La pêche du hareng de Gaspé. *Naturaliste can.* 106 : 255-271.
- Ministère des Pêches et des Océans (MPO). 1999. Communication personnelle. Service des statistiques, Québec.
- Munro, J., D. Gauthier et J. A. Gagné. 1998. Description d'une frayère de hareng (*Clupea harengus* L.) à l'île aux Lièvres, dans l'estuaire moyen du Saint-Laurent. *Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat.* 2239 : vi + 34 p.
- Powles, P.M. 1958. Studies of reproduction and feeding of Atlantic cod (*Gadus morhua* L.) in the Southwestern Gulf of St. Lawrence. *J. Fish. Res. Board Can.* 15 : 1383-1402
- Rivière, D., D. Roby, A.C. Horth, M. Arnac et M.F. Khalil. 1985. Structure génétique de quatre populations de hareng de l'estuaire du Saint-Laurent et de la baie des Chaleurs. *Naturaliste can.* 112 : 105-112.
- Scott, W.B. et M.G. Scott. 1988. Atlantic Fishes of Canada. *Bull. can. sci. halieut. aquat.* 219 : 731 p.

- Sloterdijk, H. 1978. Contamination des organismes de l'estuaire. p. 713-819, Dans : Comité d'étude du fleuve Saint-Laurent en aval de Montmagny. Volume 4. Service de protection de l'environnement, Sainte-Foy, Québec.
- Vladykov, V.D. 1946. Études sur les mammifères marins aquatiques. IV- Nourriture du marsouin blanc ou béluga (*Delphinapterus leucas*) du fleuve Saint-Laurent. Département des pêcheries, Québec. Contribution de l'institut de biologie générale et de zoologie 19 : 129 p.

ANNEXE CARTOGRAPHIQUE

Carte 1. Distribution et sites de pêche du Hareng atlantique dans la zone d'étude.

LANÇON (*Ammodytes* sp.)

RÉSUMÉ

Les connaissances sur le lançon sont très limitées. Les données fragmentaires disponibles indiquent que ce poisson pélagique est abondant dans la partie aval de la zone d'étude et qu'il pourrait constituer une ressource alimentaire importante pour certains mammifères marins, notamment pour le Béluga à la fin de l'été et en automne. On ne connaît pas suffisamment son rôle d'espèce fourragère dans l'écosystème marin du Saint-Laurent. Les lacunes importantes dans les connaissances et les répercussions des changements climatiques à l'échelle du Saint-Laurent sur l'abondance du lançon constituent les principales préoccupations actuelles.

TABLE DES MATIÈRES

	Page
Résumé.....	i
Liste des tableaux	iii
1. Importance dans le régime alimentaire des mammifères marins de la zone d'étude....	1
2. Biologie générale.....	1
2.1. Population d'appartenance	1
2.2. Cycle vital	1
2.2.1. Reproduction.....	1
2.2.2. Oeufs	1
2.2.3. Phase larvaire	1
2.2.4. Phase juvénile.....	3
2.2.5. Phase adulte	3
2.3. Habitats	3
2.4. Régime alimentaire.....	3
2.4.1. Larves	3
2.4.2. Adultes	3
2.5. Croissance.....	3
2.6. Comportement en bancs et migrations verticales.....	4
3. Distribution dans la zone d'étude	4
4. État de la ressource.....	4
4.1. Statut	4
4.2. Abondance	4
4.3. Contamination par les substances toxiques, anomalies et pathologies	5
5. Exploitation par l'homme	5
6. Problématique et enjeux	5
6.1. Lacunes dans les connaissances.....	5
6.2. Problématique.....	5
6.3. Enjeux	5
Références.....	9

LISTE DES TABLEAUX

	Page
Tableau 1. Importance du lançon dans le régime alimentaire des mammifères marins	2
Tableau 2. Évaluation sommaire de l'état des connaissances sur le lançon dans le contexte de l'établissement d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude	6
Tableau 3. Évaluation sommaire des problématiques associées au lançon dans le contexte de l'implantation d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude.....	7
Tableau 4. Enjeux relatifs à la problématique du lançon dans la zone d'étude	8

1. IMPORTANCE DANS LE RÉGIME ALIMENTAIRE DES MAMMIFÈRES MARINS DE LA ZONE D'ÉTUDE

Le lançon constituait la principale ressource alimentaire des bélugas qui fréquentaient le banc de Manicouagan à la fin de l'été (août – septembre) à la fin des années 1930 (Vladykov, 1946) et il est possible qu'il constitue encore aujourd'hui une ressource alimentaire importante pour ce mammifère marin. Les données fragmentaires sur le régime alimentaire des autres mammifères marins suggèrent que le lançon peut constituer une proie importante pour le Phoque commun, le Petit Rorqual, le Rorqual commun et le Rorqual à bosse (Tableau 1).

2. BIOLOGIE GÉNÉRALE

2.1. POPULATION D'APPARTENANCE

Deux espèces de lançon (*Ammodytes americanus* et *A. dubius*) fréquentent le golfe du Saint-Laurent. On ne distingue généralement pas les deux espèces dans la littérature en raison de problèmes d'identification. On ne connaît pas la structure des populations de lançon du Saint-Laurent marin. Le lançon est présent dans l'ensemble du golfe et dans l'estuaire maritime mais les adultes n'effectuent pas de migrations saisonnières importantes (Mercille et Dagenais, 1987). Il est possible que les individus retrouvés dans la zone d'étude fassent partie d'une ou de plusieurs populations locales.

2.2. CYCLE VITAL

2.2.1. Reproduction

Sur la côte atlantique canadienne, le lançon fraie en hiver avec un pic en janvier (Mercille et Dagenais, 1987). La distribution spatio-temporelle des larves dans la zone d'étude (Able, 1978; Powles *et al.*, 1984; de Lafontaine, 1990) indique que la fraie dans l'estuaire maritime a lieu avant la mi-avril (i.e. avant le début des nombreuses campagnes d'échantillonnage des larves de poisson réalisées dans l'estuaire depuis le milieu des années 1970).

2.2.2. Oeufs

Les sites de fraie dans la zone d'étude ne sont pas connus. Les oeufs sont démersaux et sont généralement retrouvés en eaux peu profondes, i.e. à moins de 90 m de profondeur (Mercille et Dagenais, 1987; Lévesque et Grégoire, 1997). Ils sont attachés aux grains de sable enfouis dans ou encore à la surface des sédiments. En laboratoire, ils font éclosion en 61 jours à 2 °C et en 25 jours à 10 °C (Mercille et Dagenais, 1987).

2.2.3. Phase larvaire

Les larves font éclosion à une taille d'environ 4 mm et sont pélagiques (Scott et Scott, 1988). Les larves de lançon vésiculées représentent plus de 90 p. 100 des larves de poisson retrouvées dans l'estuaire maritime à la fin-avril/début-mai (de Lafontaine *et al.*, 1981). Elles sont alors concentrées le long des deux rives (de Lafontaine *et al.*, 1981) et dans la couche d'eau superficielle (Able, 1978). Les larves sont rapidement transportées vers l'aval et deviennent rares dans l'estuaire maritime à partir du début du mois de juin (de Lafontaine,

Tableau 1
Importance du Lançon d'Amérique dans le régime alimentaire des mammifères marins.

<i>Espèce</i>	<i>Région</i>	<i>Saison¹</i>	<i>N²</i>	<i>Fréquence et abondance relative dans les contenus stomacaux³</i>	<i>Référence⁴</i>
Béluga	Estuaire maritime ⁵	E	105	Principale proie en août et septembre	Vladykov, 1946
	Estuaire	P, E	2	Absent dans deux carcasses avec contenu stomacal	Béland <i>et al.</i> , 1995
	Estuaire moyen ⁵	A	2	Absent	Vladykov, 1947
Marsouin commun	Golfe	P, E	111	Peu fréquent	Fontaine <i>et al.</i> , 1994
Petit rorqual	Estuaire	-	-	Présence dans un individu échoué à Betsiamites	Fontaine, 1998
	NOA ⁶	-	-	Une des principales proies	Sears <i>et al.</i> , 1981
Rorqual commun	NOA ⁶	-	-	Une des principales proies	Leatherwood <i>et al.</i> , 1981; Kawamura, 1980; Sears <i>et al.</i> , 1981; Sears <i>et al.</i> , 1982; MPO, 1989
Rorqual bleu	NOA ⁶	-	-	Possiblement une proie accidentelle	Yochem et Leatherwood, 1985
Phoque commun	Estuaire	A	5	Très fréquent	Lavigne <i>et al.</i> , 1993
	Est du Canada	E, A	279	Peu fréquent	Boulva et McLaren, 1979
	Nouvelle-Écosse	P, E	250	Absent	Bowen et Harrison, 1996
Phoque gris	Estuaire	A	8	Présence dans un estomac	Lavigne <i>et al.</i> , 1993
	Estuaire et golfe	E	316	Rare	Benoît et Bowen, 1990
	N-O du golfe	E, A	44	Peu fréquent	Murie et Lavigne, 1992
Phoque du Groenland	Estuaire	H	41	Absent	Murie et Lavigne, 1991
	Estuaire	P	9	Absent	Murie et Lavigne, 1991
	Estuaire	H	25	Absent	Beck <i>et al.</i> , 1993
Rorqual à bosse	NOA ⁶	-	-	Une des principales proies	Winn et Reichley, 1985, MPO, 1989
Cachalot	NOA ⁶	-	-	Pas mentionné comme proie	MPO, 1989; Rice, 1989
Dauphin à flancs blancs	NOA ⁶	-	-	Une des principales proies	MPO, 1989; Reeves <i>et al.</i> , 1985
Baleine noire	NOA ⁶	-	-	Pas mentionné comme proie	MPO, 1989

1 P : printemps ; E : été ; A : automne et H : hiver.

2 N : nombre d'estomacs.

3 Très fréquent : présence dans plus de 40 p. 100 des estomacs; Fréquent : présence dans 10 à 40 p. 100 des estomacs; Peu fréquente présence dans 1 à 10 p. 100 des estomacs; Rare : présence dans moins de 1 p. 100 des estomacs.

4 Les références de ce tableau sont données dans l'introduction du chapitre 6.

5 Ces données datent de 60 ans.

6 NOA : nord-ouest de l'Atlantique.

1990). À cette période de l'année, on en retrouve de grandes quantités dans le courant de Gaspé, le long de la péninsule gaspésienne (Fortier *et al.*, 1992). En croissant, une partie des larves est transportée du courant de Gaspé vers les eaux superficielles du tourbillon d'Anticosti où elles poursuivraient leur croissance jusqu'à la métamorphose (Fortier *et al.*, 1992) à une taille indéterminée (Mercille et Dagenais, 1987). Une partie importante des larves est aussi emportée jusque dans le sud du golfe dans le courant de Gaspé (de Lafontaine *et al.*, 1984; Fortier *et al.*, 1992).

2.2.4. Phase juvénile

On ne dispose d'aucune information sur la phase juvénile d'une durée d'environ un an. Il est probable que les juvéniles sont démersaux (Scott et Scott, 1988) et qu'ils remontent activement ou passivement l'estuaire afin d'assurer le recrutement des populations de la zone d'étude (Scott et Scott, 1988; Fortier *et al.*, 1992).

2.2.5. Phase adulte

La maturité sexuelle est atteinte au cours du deuxième automne (un peu avant l'âge de deux ans) à une taille indéterminée (Mercille et Dagenais, 1987; Scott et Scott, 1988). La longévité maximale de l'espèce serait de neuf ans (Lévesque et Grégoire, 1997).

2.3. HABITATS

Les adultes sont généralement retrouvés en eaux peu profondes (0 – 20 m) (Scott et Scott, 1988). On les retrouve en abondance dans les secteurs où les sédiments sont constitués de sable; le lançon évite les fonds rocheux, graveleux et vaseux (Mercille et Dagenais, 1987; Scott et Scott, 1988) ainsi que les eaux de salinité inférieure à 26 (Mercille et Dagenais, 1987). Les informations fragmentaires disponibles suggèrent qu'ils sont sédentaires et pondent leurs oeufs dans les mêmes habitats qu'ils habitent durant leur croissance (Mercille et Dagenais, 1987).

2.4. REGIME ALIMENTAIRE

2.4.1. Larves

Les larves commencent à s'alimenter avant la résorption de leur sac vitellin. Les jeunes larves s'alimentent de phytoplancton alors que les larves plus âgées consomment surtout des oeufs, larves, copépodites et adultes de copépodes (Mercille et Dagenais, 1987; Scott et Scott, 1988; Fortier *et al.*, 1992).

2.4.2. Adultes

Le régime alimentaire des adultes est constitué presque uniquement de zooplancton, surtout des copépodes (Mercille et Dagenais, 1987), notamment *Calanus finmarchicus* (Lévesque et Grégoire, 1997).

2.5. CROISSANCE

On ne dispose d'aucune donnée sur la croissance du lançon de la zone d'étude.

2.6. COMPORTEMENT EN BANCS ET MIGRATIONS VERTICALES

Les adultes passent une partie importante de leur vie enfouis dans le sable et, lorsqu'ils émergent du substrat, ils ont tendance à former des bancs compacts. Le comportement d'enfouissement serait limité aux adultes alors que le comportement d'agrégation en bancs débiterait à une longueur de 25 – 30 mm (début de la phase juvénile?) (Mercille et Dagenais, 1987; Scott et Scott, 1988). Les cycles journalier et saisonnier d'enfouissement/émergence pour le lançon ne sont pas bien connus. Il s'enfouirait au fond pour éviter les prédateurs entre les périodes d'alimentation qui ont lieu la nuit (Scott et Scott, 1988).

3. DISTRIBUTION DANS LA ZONE D'ETUDE

On ne dispose d'aucune donnée permettant d'établir le patron précis de répartition spatio-temporelle du lançon dans la zone d'étude. Les données sur la répartition des larves au printemps (Able, 1978; de Lafontaine *et al.*, 1981; Powles *et al.*, 1984; de Lafontaine, 1990) suggèrent que le lançon est peu abondant dans l'estuaire moyen, dans le fjord du Saguenay et dans la partie amont de l'estuaire maritime (en amont de Rimouski). Les données sur le régime alimentaire des bélugas qui fréquentaient le banc de la Manicouagan dans les années 1930 (Vladykov, 1946) indiquent que le lançon était abondant dans cette région où les fonds sableux sont omniprésents et que, pendant la saison estivale, il était particulièrement vulnérable à la prédation par le Béluga en août et septembre.

4. ETAT LA RESSOURCE

4.1. STATUT

Le lançon n'est pas une espèce désignée vulnérable, menacée, en situation précaire ou en danger de disparition ou susceptible d'être désignée comme telle. Par contre, la pêche de cette espèce est interdite depuis 1998 (voir l'item 5 ci-après).

4.2. ABONDANCE

Les variations annuelles de l'abondance du lançon et la structure démographique actuelle de la (des) population(s) dans la zone d'étude ne sont pas connues. Sur la côte atlantique canadienne, on a observé que l'abondance des larves de lançon était inversement proportionnelle à l'abondance du maquereau et du hareng, deux prédateurs importants des larves (Mercille et Dagenais, 1987). De plus, l'augmentation de l'abondance des adultes dans le golfe et sur la côte atlantique canadienne au cours des années 1970 a été reliée à la diminution importante des stocks de morue durant cette période (Mercille et Dagenais, 1987). D'autre part, une extension importante de l'aire de distribution des larves de lançon dans le sud du golfe entre 1990 et 1994 a été associée à la diminution de la température de l'eau dans ce secteur (Lévesque et Grégoire, 1997). Il est donc possible que les conditions environnementales qui prévalent depuis la fin des années 1980 dans le Saint-Laurent marin soient favorables au lançon. On a d'ailleurs relié l'augmentation importante de plusieurs populations d'oiseaux marins du golfe depuis quelques années à la grande abondance de lançon (Rail *et al.*, 1996).

4.3. CONTAMINATION PAR LES SUBSTANCES TOXIQUES, ANOMALIES ET PATHOLOGIES

On ne dispose d'aucune donnée sur le niveau de contamination du lançon de la zone d'étude par les substances toxiques et sur la présence d'anomalies ou de pathologies.

5. EXPLOITATION PAR L'HOMME

Le lançon n'est l'objet d'aucune exploitation commerciale dans la zone d'étude. De plus, en raison de sa petite taille et de sa forme effilée, le lançon est peu vulnérable à la capture incidente dans les diverses pêcheries de la zone d'étude (Lévesque et Grégoire, 1997). Depuis juin 1998, le MPO a décrété un moratoire sur toute nouvelle pêche d'espèces fourragères (incluant le lançon) dans l'est du Canada.

6. PROBLEMATIQUE ET ENJEUX

6.1. LACUNES DANS LES CONNAISSANCES

Les connaissances sur le lançon de la zone d'étude sont extrêmement limitées (Tableau 2). On ne connaît pratiquement rien sur la structure des stocks, la distribution spatio-temporelle, le comportement, les variations annuelles d'abondance et le niveau de contamination de cette espèce potentiellement très importante pour les mammifères marins (Béluga, Petit Rorqual, Phoque commun et Rorqual commun). L'importance de cette ressource dans le régime alimentaire des mammifères marins reste à préciser.

6.2. PROBLEMATIQUE

Le lançon est vulnérable au réchauffement climatique parce qu'il s'agit d'une espèce d'eau froide qui s'alimente principalement d'espèces de copépodes d'eau froide (*Calanus finmarchicus*). Par contre, le lançon n'est pas exploité par l'homme (Tableau 3).

6.3. ENJEUX

Le principal enjeu en ce qui concerne le lançon dans la zone d'étude est l'impact possiblement négatif du réchauffement climatique sur l'abondance de cette ressource alimentaire importante pour plusieurs mammifères marins dans la zone d'étude (Tableau 4).

Tableau 2

Évaluation sommaire de l'état des connaissances sur le Lançon d'Amérique dans le contexte de l'établissement d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude.

<i>Élément de connaissance</i>	<i>État des connaissances</i>				<i>Remarques</i>
	<i>Très insuffisantes</i>	<i>Insuffisantes</i>	<i>Suffisantes</i>	<i>Amplement suffisantes</i>	
1. Importance dans le régime alimentaire des mammifères marins	✓				Les données indiquant la grande importance de cette espèce pour le Béluga datent de 60 ans et sont pour un secteur qui n'est plus fréquenté par le Béluga en été. Pour les autres espèces de mammifères marins, les données sont trop fragmentaires pour déterminer son importance.
2. Biologie générale					On ne connaît rien sur la biologie, la distribution et l'état des populations de cette espèce dans la zone d'étude.
2.1. Population d'appartenance	✓				
2.2. Cycle vital	✓				
2.3. Habitats	✓				
2.4. Régime alimentaire	✓				
2.5. Croissance	✓				
2.6. Comportement en bancs et migrations verticales	✓				
3. Distribution dans la zone d'étude		✓			
4. État de la ressource					
4.1. Abondance	✓				
4.2. Contamination par les substances toxiques		✓			
4.3. Anomalies et pathologies		✓			
5. Exploitation par l'homme				✓	

Tableau 3

Évaluation sommaire des problématiques associées au Lançon d'Amérique dans le contexte de l'implantation d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude.

État de la ressource et causes connues ou probables	Très problématique	Possiblement problématique	Inconnu	Peu problématique	Possiblement non problématique	Non problématique	Remarques
Déclin de l'abondance de la ressource dans la zone d'étude							
• Réchauffement climatique		✓					Impact possiblement négatif du réchauffement climatique.
• Dégradation des frayères			✓				
• Obstacles à la migration					✓		
• Surexploitation						✓	Non exploité par l'homme.
• Réduction des ressources alimentaires		✓					Impact possible du réchauffement climatique sur l'abondance de <i>Calanus</i> sp. sa principale proie.
• Régularisation des cours d'eau			✓				
• Braconnage						✓	
• Dérangement						✓	
Contamination par les substances toxiques			✓				
• Sources locales actives			✓				
• Sources locales historiques			✓				
• Sources éloignées actives			✓				
• Sources éloignées historiques			✓				
Santé des individus			✓				
Conflits d'usage						✓	

Tableau 4
Enjeux relatifs à la problématique du Lançon d'Amérique dans la zone d'étude.

Problème	Type d'enjeu	Description de l'enjeu
Impacts (anticipés) du réchauffement climatique sur l'abondance de la ressource (déclin possible)	• Pour l'espèce	Perte d'habitats adéquats et diminution des ressources alimentaires (<i>Calanus</i> sp.).
	• Pour les ressources halieutiques et pour les oiseaux marins	Réduction de l'abondance d'une ressource alimentaire importante pour la morue et plusieurs espèces d'oiseaux pélagiques.
	• Pour les mammifères marins	Réduction de l'abondance d'une ressource alimentaire possiblement importante pour le Béluga, le Petit rorqual, le Rorqual commun, le Phoque commun, le Rorqual à bosse et le Dauphin à flancs blancs.
	• Pour l'homme	Réduction potentielle de l'abondance de mammifères marins dans la zone d'étude (industrie de l'observation des baleines).

RÉFÉRENCES

- Able, K.W. 1978. Ichthyoplankton of the St. Lawrence estuary : composition, distribution and abundance. J. Fish. Res. Board Can. 35 : 1518-1531.
- de Lafontaine, Y. 1990. Ichthyoplankton communities in the St. Lawrence Estuary : composition and dynamics. p. 321-343, Dans : M.I. El-Sabh et N. Silverberg (éd.). Oceanography of a large-scale estuarine system : the St. Lawrence Estuary. Coastal and estuarine studies. 39.
- de Lafontaine, Y., M. Sinclair, S.N. Messieh, M.I. El-Sabh and C. Lassus. 1981. Ichthyoplankton distributions in the northwestern gulf of St. Lawrence. Rapp. P-V. Réunion. Cons. Int. Explor. Mer 178 : 185-187.
- de Lafontaine, Y., M.I. El-Sabh, M. Sinclair, S.N. Messieh et J.-D. Lambert. 1984. Structure océanographique et distribution spatio-temporelle d'oeufs et de larves de poissons de l'estuaire maritime et la partie ouest du golfe du Saint-Laurent. Sci. Tech. Eau 17: 43-49.
- Fortier, L., M.E. Levasseur, R. Drolet et J.-C. Therriault. 1992. Export production and the distribution of fish larvae and their prey in a coastal jet frontal region. Mar. Ecol. Prog. Ser. 85 : 203-218.
- Lévesque, C. et F. Grégoire. 1997. Prises accessoires des chalutiers et distribution des larves de lançon (*Ammodytes* sp.) dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent. MPO, Secrétariat canadien pour l'évaluation des stocks, Doc. rech. 97/121 : 26 p.
- Mercille, B. et J. Dagenais. 1987. Revue de la biologie et de l'exploitation du lançon d'Amérique (*Ammodytes americanus*). Rapp. manus. can. sci. halieut. aquat. 1927 : 49 p.
- Powles, H., F. Auger and G.J. Fitzgerald. 1984. Nearshore ichthyoplankton of a north temperate estuary. J. can. sci. halieut. aquat. 41: 1653-1663.
- Rail, J.-F., G. Chapdelaine, P. Brousseau et L. Savard. 1996. Utilisation des oiseaux marins comme bio-indicateurs de l'écosystème marin de l'estuaire et du golfe Saint-Laurent. Service Canadien de la faune, Région du Québec, Série rapp. tech. 254 : 113 p.
- Scott, W.B. et M.G. Scott. 1988. Atlantic fishes of Canada. Bull. can. sci. halieut. aquat. 219: 731 p.
- Vladykov, V.D. 1946. Études sur les mammifères marins aquatiques. IV- Nourriture du marsouin blanc ou béluga (*Delphinapterus leucas*) du fleuve Saint-Laurent. Département des pêcheries, Québec. Contribution de l'institut de biologie générale et de zoologie 19 : 129 p.

MORUE FRANCHE (*Gadus morhua*)

RÉSUMÉ

La morue constitue une ressource alimentaire secondaire pour certains mammifères marins de la zone d'étude. Une petite proportion des deux populations de morues du golfe (nord du golfe et sud du golfe) migrent au printemps et en été jusque dans l'estuaire maritime. L'abondance de ces deux populations dans le golfe est à un très bas niveau en raison d'une surexploitation à la fin des années 1980 et au début des années 1990 et de conditions océanographiques défavorables au recrutement du milieu des années 1980 jusqu'à tout récemment. Les individus de ces populations sont peu contaminés par les substances toxiques à l'exception de concentrations élevées de BPC dans le foie et ne présentent pas d'anomalies morphologiques externes. Une troisième population accomplit tout son cycle vital dans le fjord du Saguenay. Son état actuel semble satisfaisant. Par contre, il y a des lacunes importantes dans les informations sur son cycle vital et sa répartition spatio-temporelle.

TABLE DES MATIÈRES

	Page
Résumé.....	i
Liste des tableaux	iv
Liste des figures	v
1. Importance dans le régime alimentaire des mammifères marins de la zone d'étude....	1
2. Biologie générale.....	1
2.1. Population d'appartenance	1
2.2. Population du nord du golfe	1
2.2.1. Cycle vital.....	1
2.2.2. Habitats.....	4
2.2.3. Régime alimentaire	4
2.2.4. Croissance	5
2.2.5. Comportement en bancs et migrations verticales	5
2.3. Population du sud du golfe.....	5
2.3.1. Cycle vital.....	5
2.3.2. Habitats.....	5
2.3.3. Régime alimentaire	6
2.3.4. Croissance	6
2.3.5. Comportement en bancs et migrations verticales	6
2.4. Population du Saguenay.....	6
2.4.1. Cycle vital.....	6
2.4.2. Habitats.....	7
2.4.3. Régime alimentaire	7
2.4.4. Croissance	7
2.4.5. Comportement en bancs et migrations verticales	7
3. Distribution dans la zone d'étude	7
3.1. Estuaire du Saint-Laurent	7
3.2. Fjord du Saguenay.....	8
4. État de la ressource.....	8
4.1. Statut	8
4.2. Abondance	8
4.3. Contamination par les substances toxiques	9
4.4. Anomalies et pathologies	9
5. Exploitation par l'homme	11

	Page
6. Problématique et enjeux	12
6.1. Lacunes dans les connaissances.....	12
6.2. Problématique.....	12
6.3. Enjeux	12
Références.....	16
Annexe cartographique	19

LISTE DES TABLEAUX

	Page
Tableau 1. Importance de la morue dans le régime alimentaire des mammifères marins	2
Tableau 2. Concentrations moyennes de substances toxiques prioritaires dans les morues des populations qui fréquentent la zone d'étude.....	10
Tableau 3. Débarquements de morue dans la zone d'étude de 1984 à 1997	11
Tableau 4. Évaluation sommaire de l'état des connaissances sur la Morue franche dans le contexte de l'établissement d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude.....	13
Tableau 5. Évaluation sommaire des problématiques associées à la Morue franche dans le contexte de l'implantation d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude.....	14
Tableau 6. Enjeux relatifs à la problématique de la Morue franche dans la zone d'étude	15

LISTE DES FIGURES

	Page
Figure 1. Représentation schématique des migrations des morues adultes qui fréquentent la zone d'étude	3

1. IMPORTANCE DANS LA RÉGIME ALIMENTAIRE DES MAMMIFÈRES MARINS DE LA ZONE D'ÉTUDE

La morue constitue une ressource alimentaire secondaire pour le Phoque gris et le Béluga de la zone d'étude (Tableau 1).

À la fin des années 1930, la morue était fréquente mais peu abondante dans les estomacs de bélugas tués sur le banc de la Manicouagan et aux Escoumins. La morue était surtout fréquente en août et chez les bélugas mâles. La taille estimée des morues dans les estomacs variait de 230 à 850 mm, ce qui correspond à des morues âgées de 2 à 12-14 ans (Vladykov, 1946).

2. BIOLOGIE GÉNÉRALE

2.1. POPULATION D'APPARTENANCE

Les morues qui fréquentent la zone d'étude appartiennent à trois populations :

- nord du golfe du Saint-Laurent;
- sud du golfe du Saint-Laurent;
- fjord du Saguenay.

Bien que les échanges entre les deux populations du golfe soient limités (Jean, 1962; Gascon *et al.*, 1990), on pense que ces deux populations se mélangent dans l'estuaire maritime (Castonguay, 1999). Pour ce qui est de la population du Saguenay, il n'est pas certain qu'elle soit isolée génétiquement de celles du golfe mais on pense qu'elle est relativement autonome (Talbot, 1993; MPO, 1994).

2.2. POPULATION DU NORD DU GOLFE

2.2.1. Cycle vital

Aire d'hivernage. Les adultes hivernent dans les eaux profondes des chenaux Laurentien et Esquiman, au voisinage du détroit de Cabot (Sinclair *et al.*, 1991; Figure 1).

Reproduction. La population entreprend sa migration vers l'intérieur du golfe en avril et commence à frayer dès le début de cette migration au large de la côte sud-ouest de Terre-Neuve (Ouellet *et al.*, 1997). La ponte continue pendant la dispersion des adultes le long de la côte ouest de Terre-Neuve et de la Côte Nord du Québec en mai (Ouellet *et al.*, 1994, 1997; Ouellet, 1997). La fraye peut se poursuivre pendant tout l'été dans ces secteurs (de Lafontaine *et al.*, 1984).

Oeufs. Les oeufs sont pélagiques et se développent normalement près de la surface (Scott et Scott, 1988) mais il arrive parfois qu'ils sont plus abondants dans la couche d'eau intermédiaire qu'en surface (Able, 1978; Ouellet, 1997). L'éclosion a lieu en 40 jours à 0 °C (Vladykov, 1955) et en 14 jours à 6 °C (Scott et Scott, 1988).

Tableau 1
Importance de la morue dans le régime alimentaire des mammifères marins.

<i>Espèce</i>	<i>Région</i>	<i>Saison¹</i>	<i>N²</i>	<i>Fréquence et abondance relative dans les contenus stomacaux³</i>	<i>Référence⁴</i>
Béluga	Estuaire maritime ⁵	E	105	Fréquente mais peu abondante; surtout en août (banc de la Manicouagan et Les Escoumins)	Vladykov, 1946
	Estuaire	E	2	Absente dans deux carcasses échouées avec contenu stomacal	Béland <i>et al.</i> , 1995
	Estuaire moyen ⁵	A	2	Absente (Rivière-Ouelle)	Vladykov, 1946
Marsouin commun	Golfe	P, E	111	Peu fréquente et très peu abondante	Fontaine <i>et al.</i> , 1994
Petit rorqual	NOA ⁶	-	-	Pas mentionnée comme proie	Lynas et Sylvestre, 1988; Kawamura, 1980; Mitchell, 1974; Bailey <i>et al.</i> , 1977; Ménard, 1998; Sears <i>et al.</i> , 1981; Skaug <i>et al.</i> , 1997
Rorqual commun	NOA ⁶	-	-	Proie secondaire	Mitchell, 1975; Brodie <i>et al.</i> , 1978; Kawamura, 1980; Sears <i>et al.</i> , 1981; Leatherwood <i>et al.</i> , 1981; Sears <i>et al.</i> , 1982; MPO, 1989
Rorqual bleu	NOA ⁶	-	-	Pas mentionnée comme proie	Yochem et Leatherwood, 1985; Sears, 1983
Phoque commun	Estuaire	A	5	Absente	Lavigneur <i>et al.</i> , 1993
	Est du Canada	E, A	279	Peu fréquente	Boulva et McLaren, 1979
	Nouvelle-Écosse	P, E	250	Peu fréquente	Bowen et Harrison, 1996
Phoque gris	Estuaire	A	8	Fréquente	Lavigneur <i>et al.</i> , 1993
	Estuaire et golfe	E	316	Fréquente	Benoît et Bowen, 1990
	N-O du golfe	E, A	44	Principale proie	Murie et Lavigne, 1992
Phoque du Groenland	Estuaire	H	41	Absente	Murie et Lavigne, 1991
	Estuaire	P	9	Absente	Murie et Lavigne, 1991
	Estuaire	H	25	Peu fréquente	Beck <i>et al.</i> , 1993
Rorqual à bosse	NOA ⁶	-	-	Pas mentionnée comme proie	Winn et Reichley, 1985; MPO, 1989
Cachalot	NOA ⁶	-	-	Pas mentionnée comme proie	MPO, 1989; Rice, 1989
Dauphin à flancs blancs	NOA ⁶	-	-	Pas mentionnée comme proie importante	MPO, 1989; Reeves <i>et al.</i> , 1985
Baleine noire	NOA ⁶	-	-	Pas mentionnée comme proie	MPO, 1989

1 P : printemps; E : été; A : automne et H : hiver.

2 N : nombre d'estomacs.

3 Très fréquent : présence dans plus de 40 p. 100 des estomacs; Fréquent : présence dans 10 à 40 p. 100 des estomacs; Peu fréquent : présence dans 1 à 10 p. 100 des estomacs; Rare : présence dans moins de 1 p. 100 des estomacs.

4 Les références de ce tableau sont données dans l'introduction du chapitre 6.

5 Ces données datent de 60 ans.

6 NOA : nord-ouest de l'Atlantique.

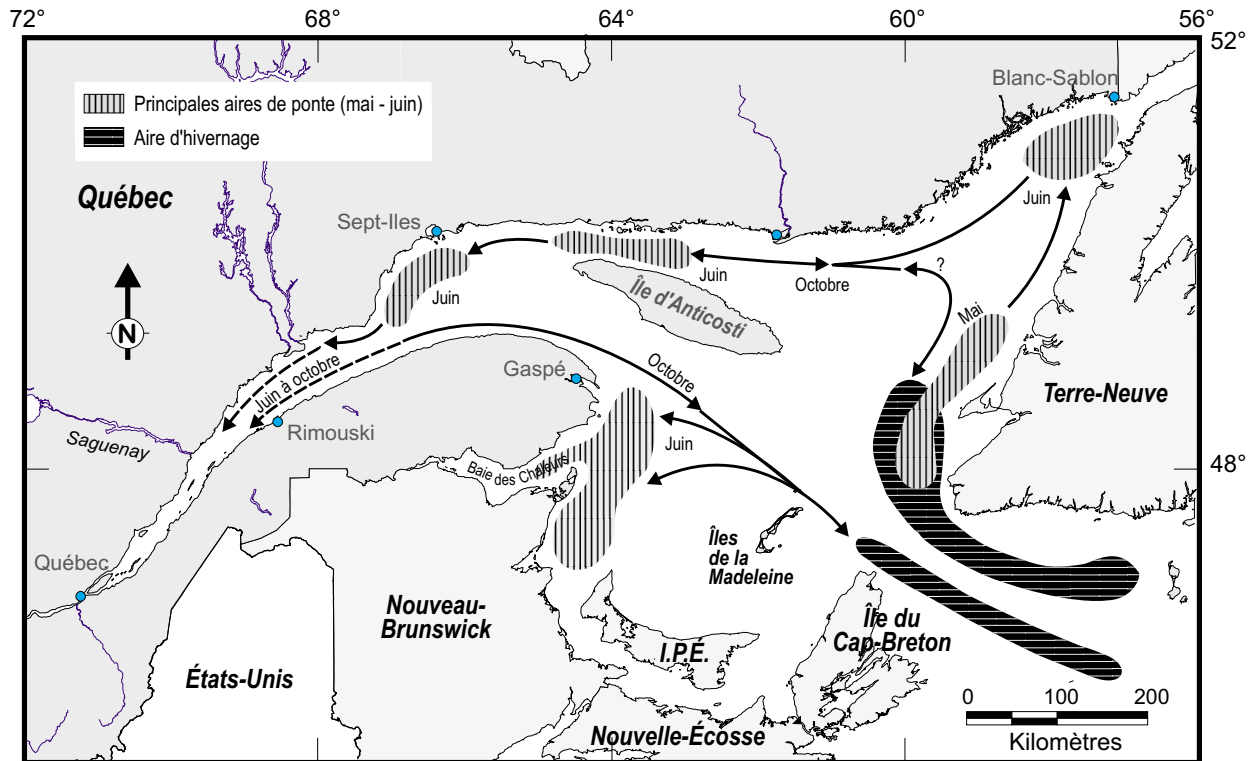


Figure 1

Représentation schématique des migrations des morues adultes qui fréquentent la zone d'étude.

Sources : adapté de Powles, 1958; Sinclair *et al.*, 1991; Hanson et Chouinard, 1992; Ouellet *et al.*, 1994; Swain *et al.*, 1998.

Phase larvaire. Les larves font éclosion à une taille de 3 à 6 mm et sont pélagiques (Scott et Scott, 1988). Elles commencent à apparaître en grands nombres le long des côtes du nord du golfe en juin (Ouellet *et al.*, 1994).

Phase juvénile. Les juvéniles demeurent pélagiques pendant 2 à 3 mois (Fréchet, 1998) avant de descendre vers le fond à une taille de 25 à 50 mm (Scott et Scott, 1988). À la fin de l'été, les juvéniles 0+ sont concentrés près des rives au moins dans trois régions : la côte sud-ouest de Terre-Neuve, le détroit de Belle-Isle et la partie ouest du détroit de Jacques Cartier (Bradford et Gagné, 1992). En automne, les juvéniles migrent vers les eaux profondes des chenaux d'Anticosti et Esquiman pour hiverner (Sinclair *et al.*, 1991).

Phase adulte. On assiste depuis la fin des années 1980 à des changements importants dans la maturation des individus. L'âge à 50 p. 100 de maturité est passé de huit ans à six ans et la taille à 50 p. 100 de maturité a diminué, passant de 41 cm en 1989 à 36 cm en 1994 (Fréchet, 1998).

Durant l'été, les adultes se nourrissent activement le long des côtes du nord du golfe en se déplaçant vers l'ouest. En septembre, ils sont beaucoup plus abondants le long de la Moyenne-Côte-Nord que dans la partie est du golfe (Sinclair *et al.*, 1991). En automne, les adultes entreprennent leur migration de retour vers l'aire d'hivernage dans l'est du golfe (Sinclair *et al.*, 1991).

2.2.2. Habitats

La profondeur à laquelle on retrouve la morue en été augmente avec l'âge des individus. À la fin de l'été, les juvéniles 0+ se concentrent près des côtes où les herbiers de laminaires constituent leur habitat préféré. Les juvéniles plus âgés sont moins concentrés près des rives (Bradford et Gagné, 1992).

Les adultes évitent les eaux dont la température est inférieure à $-0,5^{\circ}\text{C}$ et supérieure à 8°C (Rose et Leggett, 1988). On les retrouve généralement concentrés en eaux profondes, sous la couche d'eau intermédiaire, à des profondeurs de 180 à 275 m (Sinclair *et al.*, 1991). Sur la Basse-Côte-Nord, il ne se rapprochent des côtes que lorsque la température des eaux de surface diminue lors des épisodes de remontées d'eaux profondes côtières (Rose et Leggett, 1988).

2.2.3. Régime alimentaire

Le régime alimentaire des adultes a considérablement changé depuis la fin des années 1970 et le début des années 1980. Alors qu'ils constituaient plus de 50 p. 100 en poids de la diète de la morue à cette époque, les poissons ne représentaient que 33 p. 100 de leur diète lors de l'hiver 1994-1995 alors que les invertébrés benthiques dominaient. Les principales espèces de poissons consommées (en poids) étaient le hareng, le capelan, les gadidés et le sébaste (Fréchet, 1998).

2.2.4. Croissance

Le taux de croissance de la population du nord du golfe est un des plus faibles de la côte est canadienne. De plus, le taux de croissance a diminué de 1984 à 1992 (Fréchet, 1998)

2.2.5. Comportement en bancs et migrations verticales

Les données sur le comportement en bancs et les migrations verticales sont rares. En mai, les géniteurs forment une ou plusieurs grandes agrégations préreproductrices au large de la côte sud-ouest de Terre-Neuve. Il est peu probable que des agrégations d'une telle envergure aient lieu ailleurs dans leur aire de répartition estivale (Ouellet *et al.*, 1997). L'agrégation préreproductrice consiste en un immense banc de dix kilomètres de long et deux kilomètres de large stationné au-dessus de l'isobathe de 250 m. Le jour, les morues sont concentrées près du fond (240 – 260 m, température de 5 – 6 °C) alors que la nuit, une partie du banc remonte jusqu'à 100 m au-dessus du fond dans des eaux de 2 à 3 °C (Ouellet *et al.*, 1997).

2.3. POPULATION DU SUD DU GOLFE

2.3.1. Cycle vital

Aire d'hivernage. Les adultes hivernent en eaux profondes dans la partie aval du chenal Laurentien, dans les environs du détroit de Cabot (Sinclair, 1996; Swain *et al.*, 1998). Ils débutent leur migration vers l'ouest du golfe à la mi-avril (Swain et Wade, 1993).

Reproduction. Dans le sud-ouest du golfe, la ponte débute en mai, atteint un sommet à la fin juin et se termine en septembre (Powles, 1958; de Lafontaine *et al.*, 1984).

Oeufs. Les oeufs sont pélagiques et se développent dans les eaux superficielles (Scott et Scott, 1988). À la fin juin, début juillet, ils sont plus abondants dans la partie centrale du sud du golfe (de Lafontaine *et al.*, 1984).

Phase larvaire. Les larves dans le sud-ouest du golfe font leur apparition au début de juin, sont abondantes de la fin juin à la fin juillet et disparaissent du plancton à la mi-août lors de la descente des juvéniles vers le fond (de Lafontaine *et al.*, 1984).

Phase juvénile. Les juvéniles se concentrent près des côtes durant l'été et migrent vers les eaux profondes du chenal Laurentien au début de l'automne. Contrairement aux adultes, ils ne quittent pas le golfe en hiver. Ils retournent en eaux peu profondes en avril et mai (Hanson et Chouinard, 1992).

Phase adulte. La maturité sexuelle chez les deux sexes est atteinte à l'âge de cinq ou six ans. La longévité maximale de la morue se situe à environ 25 ans (Scott et Scott, 1988).

2.3.2. Habitats

Dans le sud-ouest du golfe, les juvéniles 0+ et 1+ sont concentrés près des côtes sur les fonds de moins de 40 m de profondeur mais ils évitent les eaux de température supérieure à 10 °C. Les juvéniles 2+ et 3+ sont concentrés sur les fonds de 30 à 60 m où la température de l'eau médiale se situe entre 2 et 5 °C (Hanson et Chouinard, 1992).

Dans le sud du golfe, les adultes ont une répartition plus dispersée que les juvéniles et occupent une grande variété de fonds. Leur préférence est pour les fonds de la partie sud-ouest du golfe, en eaux relativement peu profondes (autour de 50 m) (Swain, 1993; Swain *et al.*, 1998). En période de grande abondance, la profondeur médiane de concentration augmente avec l'âge des individus et la morue se répartit plus uniformément le long du gradient bathymétrique et dans l'ensemble du golfe (Hanson et Chouinard, 1992; Swain et Wade, 1993). La sélection des habitats par les adultes serait principalement conditionnée par l'abondance de nourriture et non pas par la granulométrie du fond ou la température de l'eau (Hanson et Chouinard, 1992; Swain et Wade, 1993).

2.3.3. Régime alimentaire

Dans le sud-ouest du golfe, le régime alimentaire des juvéniles est principalement constitué de proies pélagiques (Powles, 1958; Hanson et Chouinard, 1992). Les juvéniles 0+ consomment principalement des mysidacées, des euphausides et des crevettes alors que les juvéniles plus âgés consomment principalement des petits poissons, des mysidacées, des euphausides et des crabes (Powles, 1958; Hanson et Chouinard, 1992).

Dans le sud-ouest du golfe, les adultes consomment surtout des poissons (hareng, plies, capelan et gadidés surtout). Cette diète est complétée par des ophiures, des crevettes, des mysidacées et des euphausides. Contrairement aux juvéniles, une proportion importante des proies est d'origine benthique. L'importance des poissons et des ophiures dans la diète augmente avec l'âge des morues (Powles, 1958).

Depuis la fin des années 1980, on assiste à un changement important dans la diète des juvéniles avec une diminution marquée de l'importance des poissons et des euphausides et une augmentation de l'importance de proies moins riches en énergie, notamment les ophiures (Hanson et Chouinard, 1992).

2.3.4. Croissance

La croissance de la morue du sud du golfe est comparable à celle de la morue du nord du golfe et est plus lente que celle de la côte atlantique de la Nouvelle-Écosse (Scott et Scott, 1988). La morue du sud du golfe atteint la taille commerciale (41 cm) à l'âge de quatre ans.

2.3.5. Comportement en bancs et migrations verticales

Dans le sud-ouest du golfe, la morue effectue des migrations verticales journalières. Les excursions vers la surface sont régulières et surtout nocturnes en été et en automne (Brunel, 1966). On ne dispose d'aucune information sur l'agrégation en bancs des morues de cette population.

2.4. POPULATION DU SAGUENAY

2.4.1. Cycle vital

Les informations sur le cycle vital de cette population sont limitées. La majorité des morues atteignent la maturité sexuelle à l'âge de quatre ans (Lalancette, 1984).

2.4.2. Habitat

Les habitats préférentiels des juvéniles et des adultes ne sont pas connus. La morue est pratiquement la seule espèce de poisson du fjord à être aussi abondante de part et d'autre de la pycnocline, dans les deux couches d'eau du fjord (Drainville, 1970).

2.4.3. Régime alimentaire

Les crevettes (plusieurs espèces différentes) constituent la principale composante de la diète des morues avec les lycodes. Les petites morues consomment surtout des crevettes (espèces de petite taille) et des gammarus alors que les grosses morues consomment surtout des lycodes et des crevettes de grande taille (*Pandalus borealis*) (Lalancette, 1984).

2.4.4. Croissance

Le taux de croissance est comparable à celui de la population du sud du golfe (Lalancette, 1984; Talbot, 1991).

2.4.5. Comportement en bancs et migrations verticales

On ne dispose d'aucune information sur le comportement en bancs et les migrations verticales de cette population.

3. DISTRIBUTION DANS LA ZONE D'ÉTUDE

3.1. ESTUAIRE DU SAINT-LAURENT

Les données sur les débarquements (voir l'item 5 ci-après), sur la distribution des oeufs et des larves (Able, 1978; de Lafontaine *et al.*, 1984; de Lafontaine, 1990), sur les pêches scientifiques dans divers milieux (Steele, 1968; Tremblay *et al.*, 1984) et sur le suivi des captures dans les pêches fixes intertidales (Bérubé et Lambert, 1999) indiquent que la morue n'est habituellement pas présente dans l'estuaire du Saint-Laurent en amont des Escoumins, sur la rive nord, et du Bic, sur la rive sud (**Carte 1**). La morue serait présente dans l'estuaire du mois de mai à novembre.

À plus de 100 m de profondeur dans l'estuaire maritime, les morues sont relativement abondantes sur les fonds de 100 à 200 m baignés par la partie supérieure de la couche d'eau profonde mais sont absentes sur les fonds de plus de 200 m (Steele, 1968; Tremblay *et al.*, 1984). Les principales concentrations dans l'estuaire ont été retrouvées dans la région de Baie-Comeau, en dehors de la zone d'étude (Tremblay *et al.*, 1984).

À la fin des années 1970 et au début des années 1980, la morue était beaucoup moins abondante dans l'estuaire maritime que dans le nord-ouest du golfe (Able, 1978; Tremblay *et al.*, 1984) et il est probable que cela soit encore le cas aujourd'hui.

Les données sur la distribution des oeufs et des larves (Able, 1978; de Lafontaine *et al.*, 1984; de Lafontaine, 1990) suggèrent que l'estuaire maritime ne constitue pas une aire d'alevinage importante pour la morue. En effet, les oeufs sont rapidement exportés vers le golfe et les larves de cette espèce sont rares dans l'estuaire.

3.2. FJORD DU SAGUENAY

La morue est présente à l'année longue (Talbot, 1991) et dans l'ensemble du fjord du Saguenay (Drainville, 1970; MPO, 1994; [Carte 1](#)). Les informations disponibles sur la distribution spatio-temporelle de l'espèce sont limitées à ce qui précède.

4. ÉTAT DE LA RESSOURCE

4.1 STATUT

La morue de la côte atlantique a été désignée vulnérable par le COSEPAC.

4.2. ABONDANCE

Population du nord du golfe. La biomasse de la population exploitée (morues de trois ans et plus), évaluée à 620 000 t en 1983, la biomasse de la population reproductrice (poissons matures) et la production d'oeufs ont tous diminué d'environ 95 p. 100 de 1983 à 1994. Cette diminution provient d'une réduction d'environ 90 p. 100 du nombre de morues qui a été accompagnée d'une réduction de la croissance et de la condition ainsi que par une maturité précoce des individus (Fréchet, 1998). Depuis 1994, on observe une légère augmentation de ces paramètres mais le stock demeure à un niveau très bas. En 1998, la biomasse reproductrice a été évaluée à 26 000 t (Fréchet, 1998)

Le déclin observé de 1983 à 1994 est attribuable à la surexploitation de la ressource dans les années qui ont précédé le moratoire instauré en 1994 alors que la population connaissait des conditions océanographiques défavorables à la survie et à la croissance des recrues depuis le milieu des années 1980 (Fréchet, 1998).

Le redressement très lent de la population depuis l'imposition du moratoire en 1994 est attribué au fait que les conditions océanographiques défavorables se sont maintenues dans le nord du golfe au début des années 1990 et ont occasionné la production de faibles classes d'âge ces années-là.

Population du sud du golfe. L'abondance du stock a connu un déclin de plus de 80 p. 100 de 1988 à 1992 et se maintient à un niveau très bas depuis (Chouinard *et al.*, 1997). En 1985, la biomasse des individus exploités (poissons de plus de trois ans) avait été évaluée à 420 000 t. Ce déclin est attribuable à une surexploitation de la ressource dans les années qui ont précédé l'imposition du moratoire en 1993, alors que les conditions océanographiques étaient défavorables à la survie et à la croissance des recrues depuis le milieu des années 1980 (Chouinard *et al.*, 1997).

Le rétablissement très lent de la population depuis l'imposition du moratoire est attribuable au fait que les conditions défavorables au recrutement se sont maintenues au début des années 1990. Les classes d'âge produites de 1992 à 1995 sont faibles à extrêmement faibles et les possibilités d'un rétablissement significatif à court terme sont faibles (Chouinard *et al.*, 1997).

Population du Saguenay. On ne connaît pas l'abondance de ce stock. Le suivi de la pêche blanche dans le Saguenay montre que les prises par unité d'effort ont été six à sept fois plus élevées en 1998 qu'en 1995 (Lambert, 1999).

La présence de morues de grande taille dans le fjord et l'arrivée de fortes cohortes de jeunes individus en 1997 et 1998 indiquent que la pêche blanche et les inondations de l'été 1996 ont eu un impact minime sur les populations (Lambert, 1999).

4.3. CONTAMINATION PAR LES SUBSTANCES TOXIQUES

Les données disponibles (Tableau 2) indiquent que la seule population et la seule substance qui représentent un risque pour la santé humaine (consommation de la chair) est la population du Saguenay dans le cas du mercure. En 1994, les concentrations maximales dans la chair des morues capturées en hiver à La Baie se rapprochaient de la norme de protection de la santé humaine. La concentration de mercure chez cette population était alors près de quatre fois plus élevée que celle retrouvée chez les populations du golfe (Gobeil *et al.*, 1997) mais était plus faible que celle mesurée en 1990 (Hodson *et al.*, 1994). Les données indiquent aussi que la consommation du foie peut aussi représenter un risque pour la santé humaine en raison des concentrations très élevées de BPC.

Le critère de protection des vertébrés piscivores (établi pour le poisson entier) est dépassé chez la population du Saguenay dans le cas du mercure, et, possiblement, chez toutes les populations, dans le cas des BPC.

4.4. ANOMALIES ET PATHOLOGIES

Population du nord du golfe. La condition des individus s'est nettement détériorée de 1989 à 1994 (Lambert et Dutil, 1997). La maigreur des géniteurs au printemps 1995 était telle qu'en laboratoire, des mortalités ont été observées chez les individus dans le même état. Ce changement coïncide avec un changement important dans la diète des morues, une diminution du taux de croissance et de la qualité des oeufs produits ainsi qu'une augmentation importante du taux de mortalité naturelle de 1986 à 1990 (Ouellet, 1997).

On ne dispose d'aucune donnée sur l'occurrence d'anomalies morphologiques et histologiques et de pathologies chez cette population.

Population du sud du golfe. La condition de la morue était à son niveau le plus bas en 1992 mais s'est rapproché en 1995 des valeurs moyennes observées depuis 1971 (Fréchet, 1998).

Les morues capturées dans une pêche fixe de la rive sud de l'estuaire maritime en 1995 et 1996 ne présentaient pas d'anomalies morphologiques externes (Bérubé et Lambert, 1999).

Population du Saguenay. On ne dispose d'aucune donnée sur la condition et la prévalence d'anomalies morphologiques et histologiques chez cette population.

Tableau 2

Concentrations moyennes de substances toxiques prioritaires dans les morues des populations qui fréquentent la zone d'étude.
Seules les données les plus récentes par population et substance sont présentées.

Population et localité	Année	N	Tissu	Concentration moyenne en $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids humide										Sources
				Mercur	Plomb	BPC	pp'. DDE	Dieldrine	HCH	HCB	Dioxines et furanes (TCDD-EQ)	BaP		
Nord du Golfe														
• Escoumins	1977-1978	6	chair	-	-	0,1	< l.d. ^a	-	-	-	-	-	-	1
• Port-Cartier	1977-1978	10	chair	-	-	0,1	< l.d.	-	-	-	-	-	-	1
• Côte ouest de Terre-Neuve	1993-1994	82	chair	0,06	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-	2
		82	foie	0,05	0,04	-	-	-	-	-	-	-	-	2
		82	gonades	0,02	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-	2
• Baie des Mille-Vaches et baie des Anglais	1990	?	carcasse	-	-	-	-	-	< N ^b	< N	< N	< l.d.	3	
Sud du Golfe														
• Rive sud de l'estuaire maritime	1994	13	chair	0,06	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-	2
		13	foie	0,05	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	2
		13	gonades	0,01	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-	2
• Sud du Golfe	1975	5	chair	0,05	0,21	0,015	0,002	0,001	-	-	-	-	-	4
			foie	0,06	0,71	2,9	0,70	0,073	-	-	-	-	-	4
	1985	35	foie	-	-	1,45	-	-	0,062	0,021	-	-	-	4
Saguenay														
• La Baie	1994	8	chair	0,23	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-	2
		8	foie	0,15	0,04	-	-	-	-	-	-	-	-	2
		8	gonades	0,04	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-	2
• Sainte-Rose-du-Nord et anse Saint-Étienne	1990	?	carcasse	-	-	< N	< N	< N	< N	< N	< N	< l.d.	3	

Sources : 1) Sloterdijk, 1978; 2) Gobeil *et al.*, 1997; 3) Hodson *et al.*, 1994; 4) Misra *et al.*, 1989.

a < l.d. : concentration inférieure à la limite de détection chez tous les individus.

b < N : concentration inférieure à la norme de protection de la santé humaine chez tous les individus.

5. EXPLOITATION PAR L'HOMME

Populations du nord et du sud du golfe. Avant le moratoire imposé de 1994 à 1996, le stock du nord du golfe était visé par des flottes de chalutiers et des flottes d'engins fixes (palangres, filets maillants et trappes) basées un peu partout dans le nord du golfe mais principalement sur la côte-ouest de Terre-Neuve. De plus, l'espèce constituait une prise incidente importante des crevettiers. De 1970 à 1998, les débarquements les plus élevés ont été enregistrés en 1983 avec plus de 100 000 t et ont par la suite décliné rapidement pour devenir presque nuls de 1994 à 1996, années du moratoire. En 1997, une pêche limitée a été autorisée et 4 000 t ont été débarquées.

Avant le moratoire imposé au milieu de la saison de pêche de 1993, le stock du sud du golfe était visé par plusieurs flottes de chalutiers, de seigneurs et d'engins fixes (palangre et filets maillants) basées principalement dans le sud du golfe. De 1970 à 1989, les débarquements annuels totaux ont atteint en moyenne 55 500 t avec un maximum de 70 000 t en 1986. Depuis 1994, les débarquements annuels sont d'environ 1 000 t et proviennent des prises incidentes d'autres pêcheries, de la pêche sportive à la ligne et d'une pêche sentinelle visant l'espèce (Sinclair, 1996).

Les débarquements de morue dans la zone d'étude ont toujours représenté une infime portion du total des prélèvements réalisés dans les deux populations du golfe (Bérubé, 1990). Depuis 1993, ces débarquements ont été inférieurs à 10 t par année et ont surtout été réalisés le long de la rive sud de l'estuaire (Tableau 3). Il s'agit surtout de prises accidentelles de la pêche au Flétan du Groenland (MPO, 1999).

Tableau 3
Débarquements (t) de morue dans la zone d'étude de 1984 à 1997.

Année	District ¹				Total
	2	3	16	17	
1984	0,0	168,9	0,1	63,0	232,1
1985	0,0	131,5	0,0	59,0	190,5
1986	0,0	76,0	0,0	47,0	123,0
1987	0,0	23,0	0,0	17,0	40,0
1988	0,0	15,9	0,0	11,0	26,9
1989	0,0	42,5	0,0	20,0	62,5
1990	0,0	21,0	0,0	16,0	37,0
1991	0,0	13,0	0,0	7,0	20,0
1992	0,0	10,0	0,0	2,0	12,0
1993	0,0	8,0	0,0	1,0	9,0
1994	0,0	1,0	0,0	0,0	1,0
1995	0,0	0,2	0,0	0,0	0,2
1996	0,0	0,0	0,1	0,6	0,7
1997	0,0	8,2	0,0	0,0	8,2

Sources : Bérubé, 1990; MPO, 1999.

- 1 District 2 : La Pocatière à Saint-André; District 3 : Notre-Dame-du-Portage à Sainte-Flavie; District 16 : cap Tourmente à Baie-Sainte-Catherine; District 17 : Tadoussac à Bersimis.

Population du Saguenay. La population du Saguenay n'a jamais été l'objet d'aucune pêche commerciale. Elle est par contre l'objet d'une importante pêche sportive en hiver sur la glace (pêche blanche) et d'une pêche sportive en eau libre beaucoup moins importante.

La pêche blanche a atteint une très grande popularité depuis le milieu des années 1985 (Talbot, 1991). En 1990-1991, le nombre total de morues capturées pendant la pêche blanche a été estimé entre 7 500 et 11 500 individus (Talbot, 1991) soit entre 20 et 35 t. De nouvelles évaluations entre 1995 et 1998 font état de 9 000 à 19 000 captures par année (Lambert, 1999).

6. PROBLÉMATIQUE ET ENJEUX

6.1. LACUNES DANS LES CONNAISSANCES

La morue est une des ressources de la zone d'étude pour lesquelles l'état des connaissances peut être jugé bon à très bon (Tableau 4). La principale lacune est l'absence de données adéquates sur l'importance de cette espèce dans le régime alimentaire des mammifères marins de la zone d'étude.

6.2. PROBLÉMATIQUE

Les stocks de morue sont présentement dans un très mauvais état en raison de conditions climatiques défavorables à l'espèce de 1985 à 1995 et de la surexploitation avant 1994. Cependant, ces deux causes du déclin sont présentement beaucoup moins problématiques (Tableau 5). De plus, il est possible que la concentration moyenne de BPC dans la morue du sud du golfe (poisson entier) excède le critère de protection de la faune vertébrée piscivore.

6.3. ENJEUX

La morue étant à la fois une ressource alimentaire possiblement importante pour certains mammifères marins et un compétiteur des mammifères marins pour les ressources alimentaires, il est difficile de définir les enjeux relatifs à la faible abondance actuelle de la ressource dans la zone d'étude et au rétablissement anticipé de cette ressource (Tableau 6).

Tableau 4

Évaluation sommaire de l'état des connaissances sur la Morue franche dans le contexte de l'établissement d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude.

<i>Élément de connaissance</i>	<i>État des connaissances</i>				<i>Remarques</i>
	<i>Très insuffisantes</i>	<i>Insuffisantes</i>	<i>Suffisantes</i>	<i>Amplement suffisantes</i>	
1. Importance dans le régime alimentaire des mammifères marins		✓			Les données indiquant l'importance de cette espèce pour le Béluga datent de 60 ans et proviennent d'un secteur qui n'est plus fréquenté par le Béluga.
2. Biologie générale					
2.1. Population d'appartenance			✓		Le degré de mélange des populations du nord et du sud du golfe n'est pas connu.
2.2. Cycle vital				✓	
2.3. Habitats				✓	
2.4. Régime alimentaire				✓	
2.5. Croissance				✓	
2.6. Comportement en bancs et migrations verticales				✓	
3. Distribution dans la zone d'étude			✓		L'absence/présence de juvéniles en eaux peu profondes n'est pas documentée.
4. État de la ressource				✓	
4.1. Abondance				✓	
4.2. Contamination par les substances toxiques			✓		Les données les plus récentes disponibles pour les substances organochlorées datent de 1985.
4.3. Anomalies et pathologies				✓	
5. Exploitation par l'homme				✓	

Tableau 5

Évaluation sommaire des problématiques associées à la Morue franche dans le contexte de l'implantation d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude.

<i>État de la ressource et causes connues ou probables</i>	<i>Très problématique</i>	<i>Possiblement problématique</i>	<i>Inconnu</i>	<i>Peu problématique</i>	<i>Possiblement non problématique</i>	<i>Non problématique</i>	<i>Remarques</i>
Déclin de l'abondance de la ressource dans la zone d'étude	✓						
• Réchauffement climatique			✓				
• Dégradation des frayères							Non applicable.
• Obstacles à la migration						✓	
• Surexploitation				✓			
• Réduction des ressources alimentaires			✓				Réduction potentielle de l'abondance du capelan et du lançon en raison du réchauffement climatique.
• Régularisation des cours d'eau						✓	
• Braconnage			✓				
• Dérangement						✓	
Contamination par les substances toxiques		✓					Contamination par les BPC excède le critère de protection de la faune vertébrée piscivore.
• Sources locales actives							Non applicable.
• Sources locales historiques							Non applicable.
• Sources éloignées actives		✓					Retombées atmosphériques.
• Sources éloignées historiques		✓					Sédiments contaminés.
Santé des individus		✓					
Conflits d'usage				✓			

Tableau 6
Enjeux relatifs à la problématique de la Morue franche dans la zone d'étude.

<i>Problème</i>	<i>Type d'enjeu</i>	<i>Description de l'enjeu</i>
Faible abondance actuelle et rétablissement très lent de la ressource.	• Pour l'espèce • Pour les ressources halieutiques et pour les oiseaux marins • Pour les mammifères marins • Pour l'homme	Non applicable. Inconnu. Inconnu. Le moratoire sur la pêche commerciale visant l'espèce est toujours en vigueur. Impact sur l'industrie d'observation des mammifères marins inconnu.
Contamination par les BPC excédant le critère de protection de la faune vertébrée piscivore.	• Pour l'espèce • Pour les ressources halieutiques et pour les oiseaux marins • Pour les mammifères marins • Pour l'homme	Impact inconnu. Peu d'impact. Risque pour la santé. Peu d'impact sur la santé.

RÉFÉRENCES

- Able, K.W. 1978. Ichthyoplankton of the St. Lawrence estuary : composition, distribution and abundance. J. Fish. Res. Board Can. 35 : 1518-1531.
- Bérubé, Z. 1990. La pêche maritime au Québec, 1956 - 1985. Bureau de la statistique du Québec, 387 p.
- Bérubé, S. et J.-D. Lambert. 1999. Communautés ichthyennes côtières de l'estuaire du Saint-Laurent en 1996 et 1997 : suite du suivi ichthyologique (1986-1995). Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. (sous presse).
- Bradford, R.G. et J.A. Gagné. 1992. Juvenile Atlantic cod (*Gadus morhua*) in the northern Gulf of St. Lawrence. p. 92-93, Dans : Y. de Lafontaine, T. Lambert, G.R. Lilly, W.D. McKenna et R.J. Miller (éd.). Les stades juvéniles : la chaîne manquante en recherche sur les pêches. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 1990.
- Brunel, P. 1966. Étude des migrations verticales et de l'alimentation de la morue. Rapp. ann. 1965, Sta. Biol. mar. Grande-Rivière : 73-81.
- Castonguay, M. 1999. Communication personnelle. MPO, Institut Maurice-Lamontagne, Mont-Joli.
- Chouinard, G.A., G.A. Poirier, A.F. Sinclair, D.P. Swain, T. Hurlbut et R. Morin. 1997. Résultats préliminaires du relevé de septembre 1997 sur les poissons de fond dans le sud du golfe du Saint-Laurent. Secrétariat canadien pour l'évaluation des stocks, Doc. trav. 97/99 : 40 p.
- de Lafontaine, Y. 1990. Ichthyoplankton communities in the St. Lawrence Estuary : composition and dynamics. p. 321-343, Dans : M.I. El-Sabh et N. Silverberg (éd.). Oceanography of a large-scale estuarine system : the St. Lawrence Estuary. Coastal and estuarine studies. 39.
- de Lafontaine, Y., M.I. El-Sabh, M. Sinclair, S.N. Messieh et J.-D. Lambert. 1984. Structure océanographique et distribution spatio-temporelle d'oeufs et de larves de poissons de l'estuaire maritime et de la partie ouest du golfe du Saint-Laurent. Sci. Tech. Eau 17: 43-49.
- Drainville, G. 1970. Le fjord du Saguenay. II. La faune ichthyologique et les conditions écologiques. Naturaliste can. 88 : 129-177.
- Fréchet, A. 1998. Morue du nord du golfe du Saint-Laurent. MPO, Région Laurentienne, Rapport sur l'état des stocks A4-01 : 10 p.
- Gascon, D., M. Aparicio et B. Mercille. 1990. Estimations du mélange entre les stocks de morue du Nord du Golfe du Saint-Laurent (Divisions 3Pn4RS) et les stocks adjacents (2J3KL, 3Ps, 4TVn (janvier-avril) à partir de résultats de marquages. Comité consultatif des pêches canadiennes atlantiques, Doc. rech. 90/61 : 25 p.
- Gobeil, C., Y. Clermont et G. Paquette. 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. Rapp. stat. can. sci. halieut. aquat. 1011 : 83 p.

- Hanson, J.M. et G.A. Chouinard. 1992. Evidence that size-selective mortality affects growth of Atlantic cod (*Gadus morhua* L.) in the southern Gulf of St. Lawrence. J. Fish. Biol. 41 : 31-41,
- Hodson, P.V., É. Pelletier, R. McLeod, J. Hellou, B. Sainte-Marie, C. Couillard et J.-M. Sévigny. 1994. Chemical contamination of surface sediments and biota of the Saguenay fjord. p. 97-104, Dans : J.-M. Sévigny et C.M. Couillard (éd.). Le fjord du Saguenay : un milieu exceptionnel de recherche. Rapp. manus. can. sci. halieut. aquat. 2270 : v + 118 p.
- Jean, Y. 1962. Where do Seven Island cod come from ? Trading News 16 : 6-7.
- Lalancette, L.-M. 1984. Croissance, reproduction et régime alimentaire de la morue (*Gadus morhua*) vivant dans le fjord du Saguenay, au Québec. Can. Field-Nat. 98 : 305-314.
- Lambert, J. 1999. Pêche sportive hivernale dans le fjord du Saguenay (1995-1998). MPO, Institut Maurice-Lamontagne. En préparation.
- Lambert, Y. et J.-D. Dutil. 1997. Condition and energy reserves of Atlantic cod (*Gadus morhua*) during the collapse of the northern Gulf of St. Lawrence stock. J. can. sci. halieut. aquat. 54 : 2388-2400.
- Ministère des Pêches et des Océans (MPO). 1994. Les ressources halieutiques du fjord du Saguenay. Institut Maurice-Lamontagne. Direction générale des sciences.
- Ministère des Pêches et des Océans (MPO). 1999. Communication personnelle. Service des statistiques, Québec.
- Misra, R.K., J.F. Uthe, D.P. Scott, C.L. Chou et C.J. Musial. 1989. Time trends of chemical contaminant levels in canadian Atlantic cod with several biological variables. Mar. Pollut. Bull. 20 : 227-232.
- Ouellet, P. 1997. Characteristics and vertical distribution of Atlantic cod (*Gadus morhua*) eggs in the northern Gulf of St. Lawrence, and the possible effect of cold water on recruitment. J. can. sci. halieut. aquat. 54 : 211-223.
- Ouellet, P., J.-P. Allard et J.-F. St-Pierre. 1994. Distribution des larves d'invertébrés décapodes (Pandalidae, Majidae) et des oeufs et larves de poissons dans le nord du golfe du Saint-Laurent en mai et juin de 1985 à 1987 et 1991-1992. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 2019 : 60 p.
- Ouellet, P., Y. Lambert et M. Castonguay. 1997. Spawning of Atlantic cod (*Gadus morhua*) in the northern Gulf of St. Lawrence : a study of adult and egg distributions and characteristics. J. can. sci. halieut. aquat. sci. 54 : 198-210.
- Powles, P.M. 1958. Studies of reproduction and feeding of Atlantic cod (*Gadus morhua* L.) in the southwestern Gulf of St. Lawrence. J. Fish. Res. Board Can. 15 : 1383-1402.
- Rose, G.A. et W.C. Leggett. 1988. Atmospheric-ocean coupling and Atlantic cod migrations : effects of wind-forced variations in sea temperatures and currents on nearshore distributions and catch rates of *Gadus morhua*. J. can. sci. halieut. aquat. 45: 1234-1243.
- Scott, W.B. et M.G. Scott. 1988. Atlantic fishes of Canada. Bull. can. sci. halieut. aquat. 219: 731 p.

- Sinclair, A. 1996. Morue du sud du golfe du Saint-Laurent. MPO, Région des Maritimes, Voie Marine, 8 p.
- Sinclair, A., P. Gagnon et A. Fréchet. 1991. Seasonal distribution of cod in the northern Gulf of St. Lawrence. CSCPCA 91/37: 19 p.
- Sloterdijk, 1978. Contamination des organismes de l'estuaire. p. 713-819, Dans : Comité d'étude du fleuve Saint-Laurent en aval de Montmagny. Volume 4. Service de protection de l'environnement, Sainte-Foy, Québec.
- Steele, D.H. 1968. Fishes taken in the Laurentian channel, Gulf of St. Lawrence, between Bird Rocks and the Saguenay River, 1953 and 1954. Rapp. man. can. sci. halieut. aquat. 651 : 32 p.
- Swain, D.P. 1993. Age - and density - dependent bathymetric pattern of Atlantic Cod (*Gadus morhua*) in the southern gulf of St. Lawrence. J. can. sci. halieut. aquat. 50: 1255-1264.
- Swain, D.P. et E.J. Wade. 1993. Density - dependent geographic distribution of Atlantic Cod (*Gadus morhua*) in the southern gulf of St. Lawrence. J. can. sci. halieut. aquat. 50: 725-733.
- Swain, D.P., G.A. Chouinard, R. Morin et K.F. Drinkwater. 1998. Seasonal variations in the habitat association of Atlantic cod (*Gadus morhua*) and American plaice (*Hippoglossoides platessoides*) from the southern gulf of St. Lawrence. J. can. sci. halieut. aquat. 55 : 2548-2561.
- Talbot, A. 1991. Description de la pêche sportive hivernale dans le fjord du Saguenay et de ses effets potentiels sur la ressource. A. Talbot et Ass. et Université du Québec à Chicoutimi, 123 p.
- Talbot, A. 1993. Évaluation de la pêche sportive hivernale du flétan du Groenland (*Reinhardtius hippoglossoides*) et de la morue franche (*Gadus morhua*) dans le fjord du Saguenay. Rapport de l'Université du Québec à Chicoutimi et A. Talbot et ass., présenté au Service canadien des parcs.
- Tremblay, C., B. Portelance et J. Fréchette. 1984. Inventaire au chalut de fond des espèces de poissons et crustacés dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation, Direction de la recherche scientifique et technique. Cahier d'information n° 103 : 96 p.
- Vladykov, V.D. 1946. Études sur les mammifères marins aquatiques. IV- Nourriture du marsouin blanc ou béluga (*Delphinapterus leucas*) du fleuve Saint-Laurent. Département des pêcheries, Québec. Contribution de l'institut de biologie générale et de zoologie 19 : 129 p.
- Vladykov, V.D. 1955. Poissons du Québec : les morues. Département des pêcheries, Province de Québec. Album 4 : 12 p.

ANNEXE CARTOGRAPHIQUE

Carte 1. Distribution et sites de pêche de la Morue franche dans la zone d'étude.

POULAMON ATLANTIQUE (*Microgadus tomcod*)

RÉSUMÉ

Le poulamon constitue probablement une ressource alimentaire importante pour le Béluga. Le nombre de populations distinctes qui fréquentent la zone d'étude n'est pas connu. La principale population de la zone d'étude se reproduit dans des rivières du couloir fluvial. La partie amont de l'estuaire moyen constitue la principale aire de croissance des jeunes de l'année de cette population au début de l'été alors que la partie aval de l'estuaire moyen (partie amont de la zone d'étude) constitue la principale aire de croissance des juvéniles plus âgés et des adultes. La répartition spatiale de la ressource dans la zone d'étude n'est pas bien connue. La principale population est en déclin depuis le milieu des années 1980 et les individus sont parmi les poissons de la zone d'étude les plus contaminés par les substances toxiques, notamment par le mercure, et les plus atteints par des anomalies morphologiques et des pathologies.

TABLE DES MATIÈRES

	Page
Résumé.....	i
Liste des tableaux	iii
Liste des figures	iv
1. Importance dans le régime alimentaire des mammifères marins de la zone d'étude....	1
2. Biologie générale.....	1
2.1. Population d'appartenance	1
2.2. Cycle vital	1
2.2.1. Reproduction.....	1
2.2.2. Phase larvaire	1
2.2.3. Phase juvénile.....	4
2.2.4. Stade adulte	4
2.3. Habitats	5
2.4. Régime alimentaire	5
2.5. Croissance.....	5
2.6. Comportement en bancs et migrations verticales.....	6
3. Distribution dans la zone d'étude.....	6
3.1. Saguenay	6
3.2. Estuaire maritime	6
3.3. Estuaire moyen.....	6
4. État de la ressource.....	7
4.1. Statut	7
4.2. Abondance	7
4.3. Contamination par les substances toxiques	7
4.4. Anomalies et pathologies	7
4.4.1. Ulcérations sur la peau et les mâchoires	9
4.4.2. Cécité	9
4.4.3. Mortalités massives	9
5. Exploitation par l'homme	9
6. Problématique et enjeux	10
6.1. Lacunes dans les connaissances.....	10
6.2. Problématique.....	10
6.3. Enjeux	10
Références.....	14
Annexe cartographique	18

LISTE DES TABLEAUX

	Page
Tableau 1. Importance du Poulamon atlantique dans le régime alimentaire des mammifères marins	2
Tableau 2. Longueur moyenne à l'âge des géniteurs de la rivière Sainte-Anne en 1978-1979 et 1983-1984	5
Tableau 3. Données disponibles sur la contamination du poulamon par les substances toxiques.....	8
Tableau 4. Fréquence d'occurrence de certaines pathologies chez le poulamon en migration dans le fleuve Saint-Laurent en décembre et janvier 1993.....	8
Tableau 5. Évaluation sommaire de l'état des connaissances sur le Poulamon atlantique dans le contexte de l'établissement d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude	11
Tableau 6. Évaluation sommaire des problématiques associées au Poulamon atlantique dans le contexte de l'implantation d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude	12
Tableau 7. Enjeux relatifs à la problématique du Poulamon atlantique dans la zone d'étude.....	13

LISTE DES FIGURES

	Page
Figure 1. Représentation schématique des principaux habitats utilisés par le Poulamon atlantique du Saint-Laurent pour la reproduction, l'alevinage et l'alimentation.....	3

1. IMPORTANCE DANS LE RÉGIME ALIMENTAIRE DES MAMMIFÈRES MARINS DE LA ZONE D'ÉTUDE

L'importance du poulamon dans la diète des mammifères marins de la zone d'étude n'est pas connue. Les juvéniles et les adultes de cette espèce pourraient être une des principales ressources alimentaires du Béluga (Tableau 1). À la fin des années 1930, le poulamon était peu fréquent et peu abondant dans les estomacs des bélugas tués aux Escoumins et sur le banc de la Manicouagan alors qu'il était la principale espèce de poisson retrouvée dans deux estomacs de bélugas tués à Rivière-Ouelle en novembre 1939 (Vladykov, 1946). De plus, le poulamon adulte (longueur de 180 à 350 mm) représentait de loin la principale proie retrouvée dans l'estomac de deux carcasses de Béluga échouées en 1994 sur les rives (Béland *et al.*, 1995).

2. BIOLOGIE GÉNÉRALE

2.1 POPULATION D'APPARTENANCE

La structure des populations de poulamon du Saint-Laurent n'est que partiellement connue. La principale population (population de la Mauricie) se reproduit dans deux rivières tributaires du fleuve Saint-Laurent (rivières Sainte-Anne et Batiscan) (Figure 1) (Mailhot, 1993). Des études génétiques indiquent que les stocks de ces deux rivières forment une seule population (Mailhot, 1993). Il est aussi possible que l'espèce fraie dans les rivières Ouelle (Beaulieu, 1960), Trois-Pistoles (Roy *et al.*, 1975) et Portneuf (MENVIQ, 1999) ainsi que dans certains tributaires du Saguenay (Lesueur, 1998).

2.2. CYCLE VITAL

2.2.1. Reproduction

La montaison des géniteurs dans la rivière Sainte-Anne a normalement lieu de la mi-décembre à la fin janvier (Cloutier et Couture, 1985). La fraye a lieu principalement de la fin décembre à la première semaine de janvier (Laramée et Fortin, 1982). Les oeufs sont pondus dans le frasil flottant à la surface de la rivière (Laramée et Fortin, 1982). Les œufs poursuivent leur développement dans le frasil jusqu'à la débâcle en avril, mais une certaine proportion peut être entraînée hors de la rivière en février selon les conditions climatiques qui prévalent. Lors de la débâcle, les larves vésiculées et les oeufs embryonnés sont expulsés de la rivière vers le fleuve Saint-Laurent (Laramée et Fortin, 1982). Les géniteurs quittent majoritairement la rivière à la fin de janvier (Cloutier et Couture, 1985).

2.2.2. Phase larvaire

La dévalaison des larves dans le fleuve n'est pas documentée. Les jeunes de l'année n'ont pas été retrouvés dans la partie amont de l'estuaire moyen en avril et au début de mai 1991 lors d'inventaires de larves et de juvéniles (Fournier *et al.*, 1995).

Tableau 1
Importance du Poulamon atlantique dans le régime alimentaire des mammifères marins.

<i>Espèce</i>	<i>Région</i>	<i>Saison</i> ¹	<i>N</i> ²	<i>Fréquence et abondance relative dans les contenus stomacaux</i> ³	<i>Référence</i> ⁴
Béluga	Estuaire maritime ⁵	E	105	Peu fréquent (banc Manicouagan et Les Escoumins)	Vladykov, 1946
	Estuaire	P, E	2	Principale proie dans une des deux carcasses avec contenu stomacal	Béland <i>et al.</i> , 1995
	Estuaire moyen ⁵	A	2	Principale proie à Rivière-Ouelle en novembre	Vladykov, 1946
Marsouin commun	Golfe	P, E	111	Absent	Fontaine <i>et al.</i> , 1994
Petit rorqual	NOA ⁶	-	-	Pas mentionné comme proie	Mitchell, 1974; Kawamura, 1980; Sears <i>et al.</i> , 1981
Rorqual commun	NOA ⁶	-	-	Pas mentionné comme proie	Leatherwood <i>et al.</i> , 1981; Kawamura, 1980; Sears <i>et al.</i> , 1981; Sears <i>et al.</i> , 1982; MPO, 1989
Rorqual bleu	NOA ⁶	-	-	Pas mentionné comme proie	Yochem et Leatherwood, 1985
Phoque commun	Estuaire	A	5	Absent	Lavigneur <i>et al.</i> , 1993
	Est du Canada	E, A	279	Absent	Boulva et McLaren, 1979
	Nouvelle-Écosse	P, E	250	Absent	Bowen et Harrison, 1996
Phoque gris	Estuaire	A	8	Absent	Lavigneur <i>et al.</i> , 1993
	Estuaire et golfe	E	316	Absent	Benoît et Bowen, 1990
	N-O du golfe	E, A	44	Absent	Murie et Lavigne, 1992
Phoque du Groenland	Estuaire	H	41	Absent	Murie et Lavigne, 1991
	Estuaire	P	9	Absent	Murie et Lavigne, 1991
	Estuaire	H	25	Absent	Beck <i>et al.</i> , 1993
Rorqual à bosse	NOA ⁶	-	-	Pas mentionné comme proie	Winn et Reichley, 1985; MPO, 1989
Cachalot	NOA ⁶	-	-	Pas mentionné comme proie	MPO, 1989; Rice, 1989
Dauphin à flancs blancs	NOA ⁶	-	-	Pas mentionné comme proie importante	MPO, 1989; Reeves <i>et al.</i> , 1985
Baleine noire	NOA ⁶	-	-	Pas mentionné comme proie	MPO, 1989

1 P : printemps; E : été; A : automne et H : hiver.

2 N : nombre d'estomacs.

3 Très fréquent : présence dans plus de 40 p. 100 des estomacs; Fréquent : présence dans 10 à 40 p. 100 des estomacs; Peu fréquent; présence dans 1 à 10 p. 100 des estomacs; Rare : présence dans moins de 1 p. 100 des estomacs.

4 Les références de ce tableau sont données dans l'introduction du chapitre 6.

5 Ces données datent de 60 ans.

6 NOA : nord-ouest de l'Atlantique.

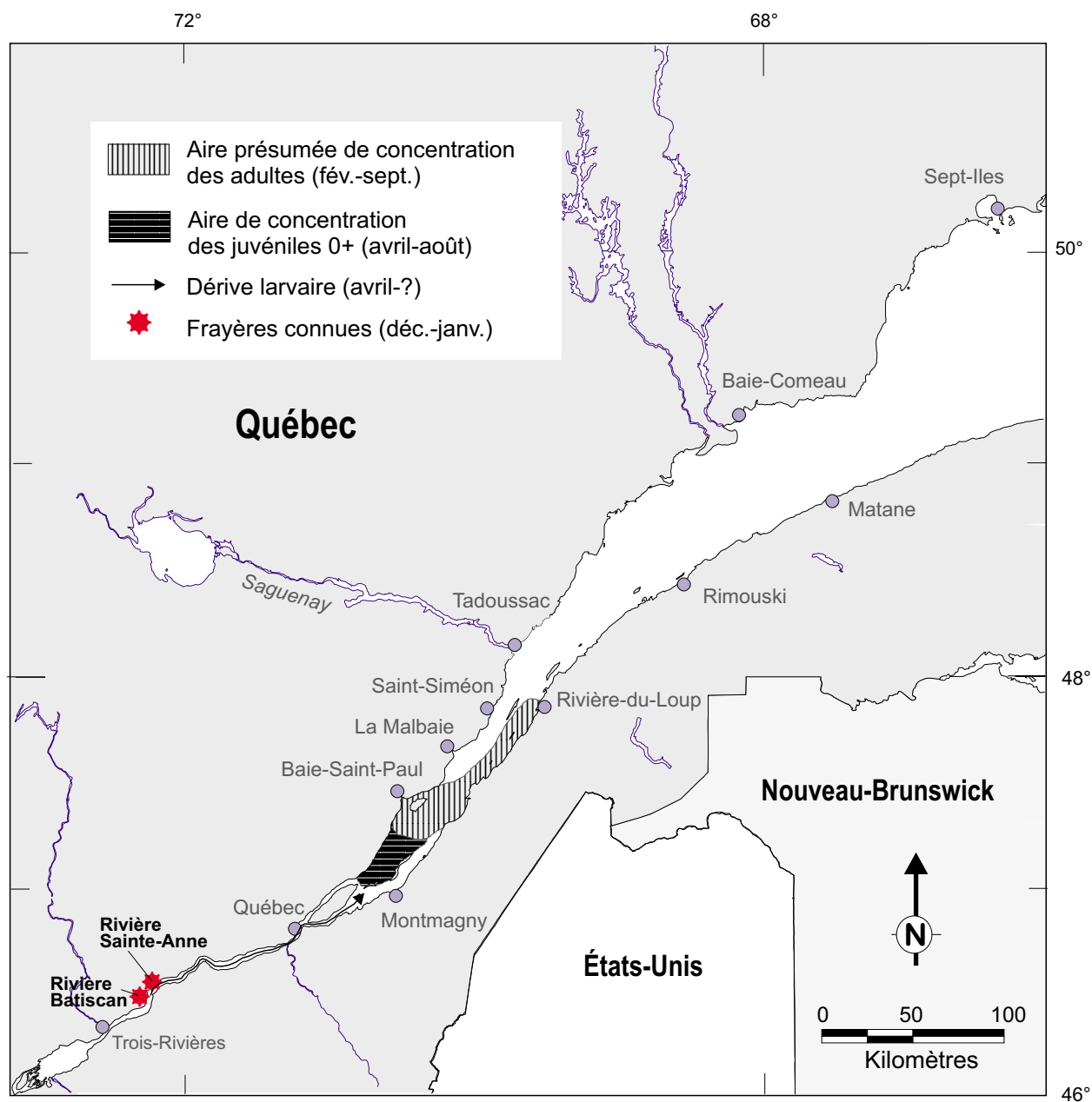


Figure 1

Représentation schématique des principaux habitats utilisés par le Poulamon atlantique du Saint-Laurent pour la reproduction, l'alevinage et l'alimentation.

Sources : adapté de Laprise *et al.*, 1988; Mailhot *et al.*, 1988; Laprise et Dodson, 1989; Mailhot, 1993.

2.2.3. Phase juvénile

Juvéniles 0+. Les jeunes de l'année arriveraient en grands nombres dans l'estuaire moyen entre le début du mois de mai et le début du mois de juin. Début juin, ils ont déjà réalisé leur métamorphose en juvéniles (0+) et ont une longueur de 30 - 40 mm (Laprise et Dodson, 1989).

Au début de l'été (de juin à la fin juillet), ils sont concentrés en milieu pélagique, à la tête de l'estuaire moyen (Figure 1) près de la limite de pénétration des eaux salées (Laprise *et al.*, 1988; Laprise et Dodson, 1989). En croissant, ils sont progressivement déportés vers le tronçon central de l'estuaire moyen, au large de Saint-Jean-Port-Joli (Laprise et Dodson, 1989).

Une partie des juvéniles (0+) fréquente les marais de Kamouraska du début de juillet jusqu'en octobre ou plus tard (Dutil et Fortin, 1983). Cependant, des juvéniles demeurent présents, quoique beaucoup moins abondants qu'au milieu de l'été, dans le milieu pélagique de la partie amont de l'estuaire moyen au moins jusqu'en octobre (Fournier *et al.*, 1995).

Les juvéniles (0+) ne fréquentent pas les marais d'eau douce de la région de Montmagny durant l'été (Gagnon *et al.*, 1992; Tremblay et Fournier, 1995) mais ils commencent à apparaître dans cet habitat à la fin de septembre (Gagnon *et al.*, 1992).

À la fin de la première année de croissance (décembre), les juvéniles (1 an) n'accompagnent pas les géniteurs sur les frayères de la rivière Sainte-Anne (Mailhot *et al.*, 1988). Leur aire d'hivernage n'est pas connue.

Juvéniles 1+. En avril et mai, des juvéniles 1+ sont retrouvés en milieu pélagique, dans la partie amont de l'estuaire; ils ont alors une longueur modale de 110-120 mm (Fournier *et al.*, 1995). À la même époque, on les retrouve aussi en abondance dans les marais de Kamouraska (Dutil et Fortin, 1983) ainsi que dans les ruisseaux à marée de la région de l'Isle-Verte (Lambert et Fitzgerald, 1979). Ils quittent ces trois milieux en juin ou juillet (Lambert et Fitzgerald, 1979; Dutil et Fortin, 1983; Laprise et Dodson, 1989; Fournier *et al.*, 1995) possiblement pour se déplacer vers des eaux moins chaudes dans le milieu pélagique du tronçon central de l'estuaire moyen jusqu'en septembre (Gagnon *et al.*, 1991).

2.2.4. Stade adulte

La majorité des mâles atteignent la maturité sexuelle à l'âge de deux ans alors que les femelles mûrent plus tardivement à l'âge de 2 ou 3 ans (Mailhot *et al.*, 1988).

Les données de capture des adultes dans des engins de pêche intertidaux indiquent qu'ils se concentrent pendant l'été dans le tronçon central de l'estuaire moyen au niveau des municipalités de Baie-Saint-Paul et Rivière-Ouelle (Vladykov, 1955; Bérubé, 1990; Massicotte *et al.*, 1990; Gagnon *et al.*, 1992; Bérubé et Lambert, 1999).

Les géniteurs entreprennent leur migration vers les frayères en septembre et atteignent la région de La Pérade en décembre (Mailhot *et al.*, 1988; Gagnon *et al.*, 1991).

La longévité des poulamons est de 3 ou 4 ans (Mailhot *et al.*, 1988).

2.3. HABITATS

L'habitat des juvéniles 1+ et des adultes dans la zone d'étude durant l'été est très peu documenté. Des adultes fréquentent les ruisseaux tidaux de la région de l'Isle-Verte seulement au début de l'été (Lambert et Fitzgerald, 1979). Le poulamon adulte préfère les eaux de température inférieure à 15,5 °C (Vladykov, 1955).

2.4. RÉGIME ALIMENTAIRE

Dans le marais de Kamouraska, les juvéniles 0+ consomment principalement des copépodes alors que les juvéniles 1+ ont une diète plus variée composée d'amphipodes, de polychètes et de copépodes (Dutil et Fortin, 1983). Dans les ruisseaux tidaux de la région de l'Isle-Verte, les juvéniles 1+ consomment principalement des amphipodes et des larves d'insectes (chironomidés) alors que les adultes (2+ et 3+) ont une diète plus variée composée surtout d'amphipodes, de polychètes et de larves d'insectes (Lambert et Fitzgerald, 1979).

La diète des juvéniles et des adultes au large des côtes n'est pas documentée. Dans l'est du Canada, les adultes consomment une grande variété de proies : amphipodes, crevettes (*Crangon sp.*), polychètes, mollusques, calmars et petits poissons (éperlans, épinoches et jeunes harengs) (Scott et Scott, 1988). Contrairement à la plupart des poissons, le poulamon continue à s'alimenter durant la fraye (Cloutier et Couture, 1985).

2.5. CROISSANCE

La croissance des jeunes de l'année dans le frasil de la rivière Sainte-Anne est très lente (Laramée et Fortin, 1982) alors que durant l'été, dans l'estuaire moyen, elle est très rapide (0,71 à 0,85 mm par jour en juin et juillet) (Laprise *et al.*, 1988). La croissance des juvéniles 0+ varie considérablement d'une année à l'autre (Laprise *et al.*, 1988; Mailhot, 1993).

La croissance des femelles adultes est plus rapide que celle des mâles. La taille moyenne à l'âge des géniteurs dans la rivière Sainte-Anne en 1978-1979 et 1983-1984 est présentée au Tableau 2.

Tableau 2

Longueur moyenne à l'âge des géniteurs de la rivière Sainte-Anne en 1978-1979 et 1983-1984.

Âge	Longueur moyenne (mm)	
	Mâles	Femelles
2	143	169
3	155	186
4	164	203
5	178	232

Source : Mailhot *et al.*, 1988.

2.6. COMPORTEMENT EN BANCS ET MIGRATIONS VERTICALES

On ne sait pas si le poulamon effectue des migrations verticales dans la colonne d'eau et s'il forme des bancs compacts en milieu pélagique.

3. DISTRIBUTION DANS LA ZONE D'ÉTUDE

Le poulamon est présent dans presque tous les secteurs de la zone d'étude.

3.1. SAGUENAY

Dans le Saguenay, le poulamon est présent presque partout dans la couche d'eau superficielle mais, apparemment, il y est beaucoup moins abondant que dans l'estuaire moyen (Drainville, 1970; Lapointe, 1984; Lemieux, 1996; Lesueur, 1996; 1998).

3.2. ESTUAIRE MARITIME

L'espèce est présente dans l'estuaire maritime, mais, apparemment, elle y est peu abondante et elle n'a pas été capturée dans la baie Laval (Vladykov, 1955; Boucher, 1977; Pilote, 1989; Lemieux et Michaud, 1995; Lemieux, 1995; Naturam, 1996; 1997; Bérubé et Lambert, 1999).

3.3 ESTUAIRE MOYEN

C'est assurément dans l'estuaire moyen, en dehors des zones intertidales (i.e. en milieu pélagique), que se concentrent les juvéniles 1+ à la fin de l'été et les adultes du poulamon pendant tout l'été (**Carte 1**). Les données sur leur distribution dans ce milieu sont cependant insuffisantes pour cartographier précisément les zones de concentration. Lors d'un inventaire au chalut réalisé dans la partie amont de l'estuaire moyen en septembre 1989 et novembre 1990, le poulamon (juvéniles et adultes) était, après l'Éperlan arc-en-ciel, l'espèce la plus abondante. Les juvéniles étaient surtout associés aux eaux de faible salinité (salinité de 0,5 à 5). De leur côté, les adultes étaient répartis dans des eaux de salinité entre 0,5 et 20 en septembre et avaient la même distribution que les juvéniles en novembre (Laprise, 1993).

Une partie des poulamons adultes montent sur les battures vaseuses avec les marées montantes et les quittent avec les marées baissantes. Dans les pêches fixes intertidales, l'espèce domine les captures de la région de Kamouraska en automne (Dutil et Fortin, 1983). Durant l'été, elle est abondante à l'île aux Coudres mais absente ou peu abondante à Saint-Irénée et à Cacouna (Bérubé et Lambert, 1999). Les données d'abondance du poulamon dans les pêches littorales scientifiques réalisées à la fin de l'été 1991 suggèrent que la majorité des poulamons adultes se maintiennent durant l'été dans la portion centrale de l'estuaire moyen dans des eaux dont la salinité varie de 10 à 20 et qu'ils entreprennent la migration vers l'amont lorsque la température dans la partie amont de l'estuaire moyen commence à diminuer à la fin de septembre (Gagnon *et al.*, 1992).

4. ÉTAT DE LA RESSOURCE

4.1. STATUT

Cette espèce n'est pas désignée vulnérable, menacée ou en danger de disparition par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) ou par le ministère de l'Environnement du Québec et n'est pas susceptible d'être désignée comme telle au Québec.

4.2. ABONDANCE

La population de poulamon de la Mauricie connaît un déclin important depuis le milieu des années 1980. Lors des hivers 1987-1988 et 1991-1992, l'abondance du stock dans la rivière Sainte-Anne a semblé plus basse que jamais (Mailhot, 1993). Dans une pêche fixe intertidale de la région de Québec qui est l'objet d'un suivi scientifique depuis 1971, les captures de poulamon ont baissé considérablement à partir de 1986 passant d'une moyenne de 2 100 individus par année pour la période 1971-1985 à seulement 7,5 individus par année pour la période 1991-1994 (Bernier *et al.*, 1996). L'abondance actuelle se situerait entre les bas niveaux de 1987 et 1991 et les hauts niveaux du début des années 1980 (Mailhot, 1999).

Le déclin de la population peut être attribué à plusieurs facteurs. Les faibles débits dans le fleuve et dans la rivière Sainte-Anne au milieu des années 1980 ont limité l'accès des géniteurs aux frayères et réduit la qualité des frayères d'où un recrutement plus faible en 1986 et 1987. On pense que le déclin observé en 1991 serait attribuable à une mortalité élevée associée à une pathologie d'origine inconnue causant des ulcérations chez une proportion élevée des individus (Mailhot, 1999).

4.3. CONTAMINATION PAR LES SUBSTANCES TOXIQUES

Les données sur le niveau de contamination du poulamon par les substances toxiques sont très fragmentaires (Tableau 3). Les concentrations de mercure dans la chair de certains poulamons capturés à Saint-Jean-Port-Joli en 1991 dépassaient la norme de consommation humaine. Cette valeur moyenne ($0,54 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) est la plus élevée jamais observée chez les poissons de la zone d'étude (incluant l'anguille migratrice). Dans le cas des BPC, les concentrations moyennes observées dans l'estuaire moyen en 1987 étaient plus faibles que dans les éperlans mais plus élevées que dans les capelans capturés dans le même milieu (Gagnon *et al.*, 1990). À la fin des années 1970, les concentrations de mirex, dieldrine, hexachlorobenzène, DDE et DDT dans la chair des poulamons de la rivière Sainte-Anne étaient très faibles (Cloutier et Couture, 1985).

4.4. ANOMALIES ET PATHOLOGIES

Le poulamon de la zone d'étude est ou a été affligé de nombreuses pathologies dont les principales sont les ulcérations sur la peau et sur la mâchoire et la cécité (Tableau 4).

Tableau 3

Données disponibles sur la contamination du poulamon par les substances toxiques.

Localité	Année	N	Concentration moyenne dans la chair $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (poids humide)		Source
			Mercure	BPC (Arochlor 1254)	
Saint-Jean-Port-Joli	1991	5	0,54	-	1
Zone de turbidité maximale :					
Adultes	1987	9	-	0,125	2
Juveniles	1987	154	-	0,043	
Rivière Sainte-Anne	1971	?	0,57	-	
	1972	427	0,28	-	
	1973	353	0,30	-	3
	1974	204	0,16	-	
	1979	10	-	0,46	
Rivière Batiscan	1972	525	0,28	-	3
	1974	134	0,28	-	

Sources : 1) Laliberté, 1994; 2) Gagnon *et al.*, 1990; 3) Cloutier et Couture, 1985.**Tableau 4**

Fréquence d'occurrence de certaines pathologies chez le poulamon en migration dans le fleuve Saint-Laurent en décembre et janvier 1993.

Type d'anomalie ou de pathologie	Pourcentage d'occurrence N= 1674
Ulcération	
cutanée sur le corps	1,4
cutanée sur les nageoires	1,4
de la mâchoire	3,8
Masse ou nodule	
sur le corps	0,8
sur les nageoires	0,7
Dépression cutanée, éraflure	3,6
Nageoires pectorales déformées	3,9
Déformation de la colonne vertébrale	
lordose	0,5
scoliose	< 0,1
Hyperplasie / trauma de l'œil	0,2
Décoloration de la tête	< 0,1
Opercule érodé	< 0,1
Hyperplasie cutanée	< 0,1
Trauma oculaire bilatéral	0,1
Douve de l'œil	
• Yeux opaques (cécité)	24,9
• Présence dans l'œil (sans cécité)	29,7

Source : Mousseau *et al.*, 1998.

4.4.1. Ulcérations sur la peau et les mâchoires

Cette pathologie est, apparemment, apparue au début des années 1990 et a atteint un sommet d'occurrence entre 1990 et 1993 et serait disparue presque complètement en 1996 (Mailhot, 1999). En 1993, la fréquence d'occurrence chez les géniteurs du couloir fluvial était de 7 p. 100 soit 1,4 p. 100 sur le corps, 1,4 p. 100 sur les nageoires et 3,8 p. 100 sur la mâchoire (Lair *et al.*, 1997). Cette pathologie est non-infectieuse et résulte d'un choc mécanique (i.e. blessures causées par les prédateurs ou d'autres causes) ou chimique qui a altéré la peau ou enlevé la couche de mucus qui la protège. Les poissons plus âgés et capturés plus tard au cours de la migration hivernale étaient plus affectés que les jeunes. Aucune différence significative n'a été observée dans les niveaux de contamination par les substances toxiques entre les individus affligés par des ulcères et ceux qui ne le sont pas (de Lafontaine *et al.*, 1995). Les ulcères sur la mâchoire pouvaient être très sévères (fracture de la mâchoire) et conduire à la mort (Mailhot, 1995; Lair *et al.*, 1997).

4.4.2. Cécité

La cécité du poulamon est causée par la douve de l'œil, un ver plat parasite qui se développe dans les yeux des poissons. Depuis que cette pathologie a été découverte chez les poissons de l'estuaire moyen en 1990 (Gagnon *et al.*, 1991), le taux d'occurrence du parasite chez le poulamon adulte dans l'estuaire moyen et dans le couloir fluvial en période de migration a varié entre 47 et 63 p. 100 (Mousseau *et al.*, 1998). Aucune différence significative dans la condition des individus et dans le taux de capture par la pêche sportive n'a été observée entre les individus infestés et non-infestés. Par contre, la prévalence d'ulcères et de dépressions cutanées sur le corps était plus élevée chez les individus aveugles en 1995 (de Lafontaine et Mailhot, 1996). On ne sait pas si cette pathologie était présente et fréquente avant 1990. On sait cependant que l'abondance du principal hôte terminal du parasite, le Goéland à bec cerclé, est en augmentation depuis plusieurs années dans le couloir fluvial et l'estuaire moyen (Mailhot, 1993).

4.4.3. Mortalités massives

Des mortalités de jeunes poulamons ont été observées dans la région de Saint-Roch-des-Aulnaies et à Saint-Jean-Port-Joli en 1987 et en 1991 (Mailhot, 1993). Les mortalités de 1987 ont été associées à une vague de chaleur cette année-là dans l'estuaire moyen (Laprise *et al.*, 1988).

5. EXPLOITATION PAR L'HOMME

Le poulamon est exploité par la pêche sportive dans les rivières Sainte-Anne et Batiscan et par la pêche commerciale dans le couloir fluvial dans la région de Sainte-Anne-de-la-Pérade. De plus, des volumes importants sont capturés dans la zone d'étude par les pêches fixes intertidales mais les captures sont toutes rejetées à la mer (Bérubé, 1990; Bérubé et Lambert, 1999). Enfin, le poulamon constitue une prise incidente importante de la pêche sportive de l'éperlan en eau libre.

Pêche sportive dans les rivières Sainte-Anne et Batiscan. Le volume annuel des captures sportives en 1978-1979 et 1979-1980 dans la rivière Sainte-Anne était d'environ 270 t (Mailhot, 1993).

Pêche commerciale dans le couloir fluvial. La seule pêche commerciale qui vise spécifiquement le poulamon est pratiquée en décembre et janvier à l'aide de verveux dans le couloir fluvial. De 1977 à 1986, les débarquements annuels moyens s'élevaient à 60 t et, de 1985 à 1988, ils s'élevaient à 16 t (Mailhot, 1993). La pêche commerciale dans le couloir fluvial en aval de la rivière Sainte-Anne est interdite depuis 1993 (Mailhot, 1999).

Prises incidentes des pêches à anguilles dans l'estuaire moyen. Le poulamon constitue une prise incidente importante des pêches fixes intertidales, notamment des trappes à anguilles en automne (Mailhot, 1993). Les volumes capturés ne sont pas connus (Mailhot, 1999).

Prises incidentes de la pêche sportive en eau libre dans l'estuaire moyen et le Saguenay. Le poulamon constitue une prise incidente importante de la pêche sportive à l'éperlan en eau libre dans l'estuaire moyen et le Saguenay. Cependant, les volumes capturés ne sont pas connus. D'autre part, la pêche sportive aux poissons de fond dans le Saguenay (région de Sacré-Cœur) vise parfois la capture du poulamon. Les quantités capturées ne sont pas connues (Lesueur et Archer, 1996).

6. PROBLÉMATIQUE ET ENJEUX

6.1. LACUNES DANS LES CONNAISSANCES

Les principales lacunes dans les connaissances concernent l'état récent de la population ainsi que la distribution spatio-temporelle et le régime alimentaire des juvéniles 1+ et des adultes dans la zone d'étude (Tableau 5).

6.2. PROBLÉMATIQUE

Le poulamon est en situation précaire. La principale population est en déclin depuis le milieu des années 1980 et son niveau de contamination par les substances toxiques est plus élevée que les autres ressources halieutiques de l'estuaire à l'exception des anguilles migratrices. De plus, l'espèce est ou a été affligée par divers types de pathologies moins fréquentes chez les autres espèces de poissons. Le niveau de contamination par le mercure et les BPC excède le critère de protection de la faune vertébrée piscivore (Tableau 6).

6.3. ENJEUX

Le principal enjeu en ce qui concerne l'état de la population de poulamons est l'abondance d'une des principales ressources alimentaires du Béluga. Pour ce qui est des enjeux pour l'homme, ils sont peu importants parce que cette espèce est peu exploitée dans la zone d'étude (Tableau 7).

Tableau 5

Évaluation sommaire de l'état des connaissances sur le Poulamon atlantique dans le contexte de l'établissement d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude.

<i>Élément de connaissance</i>	<i>État des connaissances</i>				<i>Remarques</i>
	<i>Très insuffisantes</i>	<i>Insuffisantes</i>	<i>Suffisantes</i>	<i>Amplement suffisantes</i>	
1. Importance dans le régime alimentaire des mammifères marins		✓			Les données sur le régime alimentaire du Béluga et des phoques sont insuffisantes pour déterminer l'importance de l'espèce.
2. Biologie générale					
2.1. Population d'appartenance			✓		
2.2. Cycle vital			✓		
2.3. Habitats		✓			Aucune donnée pour les juvéniles en dehors des zones littorales et pour les adultes.
2.4. Régime alimentaire		✓			Aucune donnée pour les juvéniles en dehors des zones littorales et pour les adultes.
2.5. Croissance				✓	
2.6. Comportement en bancs et migrations verticales		✓			Aucune donnée pour les juvéniles en dehors des zones littorales et pour les adultes.
3. Distribution dans la zone d'étude	✓				La distribution spatio-temporelle des juvéniles 1+ en dehors des zones littorales et des adultes en été est mal connue.
4. État de la ressource		✓			La population n'est plus l'objet d'un suivi depuis 1993.
4.1. Abondance		✓			La population n'est plus l'objet d'un suivi depuis 1993.
4.2. Contamination par les substances toxiques		✓			Manque de données récentes.
4.3. Anomalies et pathologies		✓			Manque de données récentes.
5. Exploitation par l'homme		✓			Les prises incidentes rejetées à la mer ne sont pas comptabilisées.

Tableau 6

Évaluation sommaire des problématiques associées au Poulamon atlantique dans le contexte de l'implantation d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude.

<i>État de la ressource et causes connues ou probables</i>	<i>Très problématique</i>	<i>Possiblement problématique</i>	<i>Inconnu</i>	<i>Peu problématique</i>	<i>Possiblement non problématique</i>	<i>Non problématique</i>	<i>Remarques</i>
Déclin de l'abondance de la ressource dans la zone d'étude	✓						Déclin important depuis le milieu des années 1980.
• Réchauffement climatique		✓					Effet du réchauffement global inconnu. Les juvéniles seraient intolérants à de hautes températures (> 24 °C) dans leur habitat (estuaire moyen).
• Dégradation des frayères					✓		La frayère de la rivière Sainte-Anne est protégée.
• Obstacles à la migration					✓		
• Surexploitation			✓				Prises incidentes importantes mais volume inconnu dans les pêches fixes de l'estuaire.
• Réduction des ressources alimentaires			✓				
• Régularisation des cours d'eau		✓					La force du recrutement a été associée aux niveaux d'eau dans le fleuve.
• Braconnage						✓	
• Dérangement						✓	
Contamination par les substances toxiques		✓					Le niveau moyen de contamination par le mercure et les BPC excède le critère de protection de la faune vertébrée piscivore et les teneurs en mercure excèdent le critère de protection de la santé humaine.
• Sources locales actives					✓		
• Sources locales historiques		✓					Contamination par le mercure au cours des années 1950 – 1970.
• Sources éloignées actives		✓					Retombées atmosphériques.
• Sources éloignées historiques		✓					Sédiments contaminés par le mercure et les BPC dans le bassin supérieur du Saint-Laurent et des Grands Lacs.
Santé des individus		✓					Fréquence relativement élevée d'anomalies et de pathologies.
Conflits d'usage		✓					Exploitation par la pêche sportive dans la rivière Sainte-Anne.

Tableau 7
Enjeux relatifs à la problématique du Poulamon atlantique dans la zone d'étude.

<i>Problème</i>	<i>Type d'enjeu</i>	<i>Description de l'enjeu</i>
Déclin de l'abondance de la ressource	• Pour l'espèce • Pour les ressources halieutiques et pour les oiseaux marins • Pour les mammifères marins • Pour l'homme	Non applicable. Inconnu. Diminution des ressources alimentaires du Béluga. Diminution du volume de prises commerciales dans la zone d'étude.
Contamination par le mercure et les BPC	• Pour l'espèce • Pour les ressources halieutiques et pour les oiseaux marins • Pour les mammifères marins • Pour l'homme	Impact possible sur la santé des individus. Inconnu. Risque pour la santé (mercure et BPC). Risque pour la santé humaine (mercure).

RÉFÉRENCES

- Beaulieu, G. 1960. Déplacements du poisson des chenaux dans le fleuve Saint-Laurent. *Actualités marines* 4 : 20-26.
- Béland, P., S. DeGuise, S. Lair, D. Martineau et I. Mikaelian. 1995. Mortalités de bélugas observées dans le Saint-Laurent en 1995. Rapport non publié soumis au ministère des Pêches et des Océans dans le cadre d'un contrat pour la récupération et l'analyse des bélugas échoués. Rapport disponible auprès de Michael Kingsley, MPO, Mont-Joli, Qc.
- Bernier, S., F. Cotton et D. Fournier. 1996. Considérations méthodologiques pertinentes à l'interprétation des données historiques provenant de la pêche expérimentale de l'aquarium du Québec depuis 1971. MEF, Direction de la faune et des habitats, 48 p.
- Bérubé, Z. 1990. La pêche maritime au Québec : 1956-1985. Bureau de la Statistique du Québec, 387 p.
- Bérubé, S. et J.-D. Lambert. 1999. Communautés ichtyennes côtières de l'estuaire du Saint-Laurent en 1996 et 1997 : suite du suivi ichtyologique (1986-1995). *Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat.* (sous-presse).
- Biorex. 1995. Cartographie des ressources halieutiques et de leurs habitats dans l'estuaire moyen du Saint-Laurent. Rapport au ministère des Pêches et des Océans, Région du Québec, Division de la gestion et de l'habitat du poisson. 36 p. + annexes.
- Boucher, G. 1977. Évaluation de l'importance de la pêche sportive ou récréative pratiquée sur les quais de la péninsule gaspésienne - 1976. Ministère du Tourisme, de la Chasse et de la Pêche, Service de l'aménagement de la faune, District Bas St-Laurent/Gaspésie. Rapport 03-159.
- Cloutier, A. et R. Couture. 1985. Caractéristiques et dynamiques du stock de poulamons atlantiques (*Microgadus tomcod*) de la rivière Sainte-Anne, La Pérade, Québec. MLCP, Comité d'étude sur le poulamon atlantique. *Rapp. tech.* 8 : 120 p.
- de Lafontaine, Y. et Y. Mailhot. 1996. Des goélands, des poissons et des hommes. Atelier sur le volet biodiversité de Saint-Laurent Vision 2000, Québec, 28 et 29 février 1996.
- de Lafontaine, Y., Y. Mailhot, S. Lair, D. Martineau et L. Berthiaume. 1995. Chemical contamination and ulcerative lesions in Atlantic tomcod (*Microgadus tomcod*) from the St. Lawrence River. *Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat.* 2050 : 56 (résumé seulement).
- Drainville, G. 1970. Le fjord du Saguenay. II. La faune ichtyologique et les conditions écologiques. *Naturaliste can.* 88 : 129-177.
- Dutil, J.-D. et M. Fortin. 1983. La communauté de poissons d'un marécage intertidal de l'estuaire du Saint-Laurent. *Naturaliste can.* 110 : 397-410.
- Fournier, D., N. Gélinas et F. Cotton. 1995. Chalutage expérimental dans l'estuaire moyen du fleuve Saint-Laurent de 1990 à 1993. MEF, Direction de la faune et des habitats, Service de la faune aquatique. 61 p.
- Gagnon, M., Y. Ménard et Y. Lavergne. 1991. Suivi environnemental de l'estuaire moyen du Saint-Laurent, 1989-1990: variabilité spatio-temporelle de la structure des communautés et des populations ichtyennes. *Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat.* 1808: 41 p.

- Gagnon, M., Y. Ménard et J.M. Coutu. 1992. Structure de la communauté intertidale de l'estuaire moyen du Saint-Laurent. Cadre de référence pour le suivi à long terme de l'état de l'écosystème de l'estuaire du Saint-Laurent. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 1870 : 35 p.
- Gagnon, M.M., J.J. Dodson, M.E. Comba et K.L.E. Kaiser. 1990. Congener-specific analysis of the accumulation of polychlorinated biphenyls (PCBS) by aquatic organisms in the maximum turbidity zone of the St. Lawrence Estuary, Québec, Canada. Sci. Total Environ. 97/98 : 739-759.
- Lair, S., Y. Mailhot, R. Higgins, D. Bélanger, L. Berthiaume, Y. de Lafontaine et D. Martineau. 1997. Jaw ulcers in Atlantic tomcod, *Microgadus tomcod*, from the St. Lawrence River. J. Fish. Diseases 20 : 11-17.
- Laliberté, D. 1994. Contamination de la chair de poisson dans le fleuve Saint-Laurent. p. 93-108, Dans : F. Cotton et D. Fournier (éd.). Compte rendu de l'atelier sur la faune aquatique tenu à Pointe-du-Lac du 19 au 21 avril 1994. Fleuve Saint-Laurent: enjeux et perspectives des dossiers prioritaires. MEF, Direction de la faune et des habitats. 358 p.
- Lambert, Y. et G.J. Fitzgerald. 1979. Summer food and movements of the Atlantic tomcod (*Microgadus tomcod*) in a small tidal creek. Naturaliste can. 106 : 555-559.
- Lapointe, A. 1984. Vérification des captures de trois pêches en fascines de la rivière Saguenay, été 1983. MLCP, Direction régionale du Saguenay – Lac-Saint-Jean. Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune. 72 p.
- Laprise, R. 1993. Communication personnelle. Département de Biologie, Université Laval, Sainte-Foy.
- Laprise, R. et J.J. Dodson. 1989. Ontogenic changes in the longitudinal distribution of two species of larval fish in a turbid well-mixed estuary. J. Fish. Biol. 35 (Supp. A): 39-47.
- Laprise, R., M. Giroux, J.J. Dodson et Y. Mailhot. 1988. État de la population des jeunes poulamons (0+) de l'estuaire moyen du Saint-Laurent durant les années 1986, 1987 et 1988. MLCP, Direction régionale de Trois-Rivières, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune. 55 p.
- Laramée, P. et R. Fortin. 1982. Reproduction et développement embryonnaire du poulamon atlantique (*Microgadus tomcod*) dans la rivière Sainte-Anne, comté de Champlain, Québec. MLCP, Direction générale de la faune. Rapp. tech. 10 : 31p.
- Lemieux, C. 1995. Acquisition de connaissances des habitats côtiers de la région de Rimouski (1995). Rapport du Groupe-Conseil Génivar pour le ministère des Pêches et des Océans du Canada. 52 p.
- 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). Rapport du Groupe-conseil Génivar inc. pour la Division de la gestion de l'habitat du poisson, ministère des Pêches et des Océans. 79 p. + 4 annexes.
- Lemieux, C. et G. Michaud. 1995. Mise en valeur de l'habitat du poisson de la Réserve nationale de faune de l'Isle-Verte (1994). Rapport conjoint de la Société de conservation de la baie de l'Isle-Verte et Groupe Environnement Shooner pour le ministère des Pêches et des Océans du Canada. 41 p. + 3 annexes.

- Lesueur, C. 1996. Acquisition de connaissances du milieu côtier dans la batture de Saint-Fulgence. Rapport au ministère des Pêches et des Océans du Canada. 38 p. + annexes.
- Lesueur, C. 1998. Acquisition de connaissances sur les poissons migrateurs et dulcicoles du Saguenay. Rapport du projet triennal : résultats obtenus de 1995 à 1998. Rapport du Comité ZIP-Saguenay au ministère des Pêches et des Océans du Canada, au ministère de l'Environnement et de la Faune et à Patrimoine Canada. 74 p. + annexes.
- Lesueur, C. et M. Archer. 1996. Description de la pêche récréative estivale sur la rivière Saguenay. Rapport du Comité ZIP – Saguenay au ministère des Pêches et des Océans du Canada et au ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec. Pêches et Océans, Saint-Laurent Vision 2000. 41 p. + annexes.
- Mailhot, Y. 1993. État de la population et exploitation du Poulamon atlantique en 1993-1994, MLCP, Direction régionale Mauricie–Bois-Francs. Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune. 4 p.
- Mailhot, Y. 1995. Communication personnelle. MEF, Direction générale Mauricie–Bois-Francs, Trois-Rivières.
- Mailhot, Y. 1999. Communication personnelle, MEF, Direction générale Mauricie–Bois-Francs, Trois-Rivières.
- Mailhot, Y., J. Scrosati et D. Bourbeau. 1988. La population du poulamon atlantique de la Pérade: bilan, état de la situation actuelle en 1988 et nouveaux aspects de l'écologie de l'espèce. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction régionale de Trois-Rivières. Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune. Rapp. interne, ix + 77 p.
- Massicotte, B., G. Verreault et D. Bergeron. 1990. Les communautés ichthyennes intertidales de l'estuaire du Saint-Laurent: structure et développement d'outils pour un suivi environnemental. Rapport de Lapel Groupe-Conseil inc. au ministère des Pêches et des Océans, Région du Québec. 74 p.
- Ministère de l'Environnement du Québec (MENVIQ). 1999. Communication personnelle. Direction générale Côte-Nord.
- Ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF). 1995. Atlas des emplacements des pêches à anguille d'Amérique de Saint-Jean-Port-Joli à Métis-sur-Mer. Direction de la faune et des habitats. 41 p.
- Mousseau, P., M. Gagnon, P. Bergeron, J. Leblanc et R. Siron. 1998. Synthèse des connaissances sur les communautés biologiques de l'estuaire moyen du Saint-Laurent. Ministère des Pêches et des Océans – Région Laurentienne, Division de la Gestion de l'habitat et des sciences de l'environnement, Institut Maurice-Lamontagne et Environnement Canada – Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. Rapport technique. Zones d'intervention prioritaire 15, 16 et 17. 309 p.
- Naturam Environnement inc. 1996. Caractérisation complémentaire des habitats côtiers et marins de la baie Laval. Produit par la Corporation de développement de la Baie Verte avec l'aide du ministère des Pêches et des Océans dans le cadre du Plan d'action pour l'habitat du poisson. 42 p.

- Naturam Environnement inc. 1997. Acquisition de connaissances et mise en valeur des habitats du poisson du complexe baie Verte/baie Laval, phase 3. Produit par la Corporation de développement de la Baie Verte avec l'aide du ministère des Pêches et des Océans dans le cadre du Plan d'action pour l'habitat du poisson. 38 p.
- Pilote, S. 1989. Avis scientifique sur l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) sur la Côte-Nord du Saint-Laurent. MAPAQ, Direction de la recherche scientifique et technique, Doc. rech. 89/09 : 17 p.
- Roy, J.-M., G. Beaulieu et G. Labrecque. 1975. Observations sur le poulamon (*Microgadus tomcod*) de l'estuaire du Saint-Laurent et de la baie de Chaleurs. Ministère de l'industrie et du commerce. Direction des pêches maritimes. Direction de la recherche. Cah. inf. 70 : 56 p.
- Scott, W.B. et M.G. Scott. 1988. Atlantic fishes of Canada. Bull. can. sci. halieut. aquat. 219 : 731 p.
- Tremblay, S. et D. Fournier. 1995. Essais de capture de juvéniles d'esturgeon noir (*Acipenser oxyrinchus*) à l'aide de différents engins de pêche. MEF, Direction de la faune et des habitats, Service de la faune aquatique. 33 p.
- Vladykov, V.D. 1946. Études sur les mammifères marins aquatiques. IV- Nourriture du marsouin blanc ou béluga (*Delphinapterus leucas*) du fleuve Saint-Laurent. Département des pêcheries, Québec. Contribution de l'institut de biologie générale et de zoologie 19 : 129 p.
- Vladykov, V.D. 1955. Poissons du Québec : les morues. Département des pêcheries, Province de Québec. Album 4 : 12 p.

ANNEXE CARTOGRAPHIQUE

Carte 1. Distribution et sites de pêche du Poulamon atlantique dans la zone d'étude.

ÉPERLAN ARC-EN-CIEL (*Osmerus mordax*)

RÉSUMÉ

L'importance de l'éperlan dans le régime alimentaire des mammifères marins de la zone d'étude n'est pas connue. Quatre groupes (populations) distincts d'éperlans fréquentent la zone d'étude : 1) rive sud de l'estuaire, 2) rive nord de l'estuaire moyen, 3) rive nord de l'estuaire maritime et 4) fjord du Saguenay. Il y a d'importantes lacunes dans les connaissances sur le cycle vital de ces quatre populations. Le stock de la rive sud est en mauvais état alors que l'état des stocks de la rive nord de l'estuaire moyen et du Saguenay semble meilleur. Les données sur le niveau de contamination de cette ressource par les substances toxiques sont très fragmentaires. Dans l'ensemble, la pêche sportive prélève présentement près de dix fois plus d'éperlans que la pêche commerciale. Les populations ne montrent présentement pas de signes évidents de surexploitation.

TABLE DES MATIÈRES

	Page
Résumé.....	i
Liste des tableaux	iii
Liste des figures	iv
1. Importance dans le régime alimentaire des mammifères marins de la zone d'étude....	1
2. Biologie générale.....	1
2.1. Population d'appartenance	1
2.2. Cycle vital	1
2.2.1. Reproduction.....	1
2.2.2. Incubation des oeufs	5
2.2.3. Phase larvaire	5
2.2.4. Phase juvénile.....	6
2.2.5. Phase adulte	6
2.3. Régime alimentaire.....	8
2.4. Croissance.....	8
3. Distribution dans la zone d'étude.....	8
3.1. Estuaire du Saint-Laurent	8
3.2. Saguenay	9
4. État de la ressource.....	9
4.1. Statut	9
4.2. Abondance	10
4.3. Contamination par les substances toxiques	11
4.4. Anomalies et pathologies.....	11
5. Exploitation par l'homme	11
5.1. Pêche commerciale	13
5.2. Pêche sportive	13
6. Problématique et enjeux	15
6.1. Lacunes dans les connaissances.....	15
6.2. Problématique.....	15
6.3. Enjeux	15
Références.....	19
Annexe cartographique	23

LISTE DES TABLEAUX

	Page
Tableau 1. Importance de l'Éperlan arc-en-ciel dans le régime alimentaire des mammifères marins.....	2
Tableau 2. Sites connus de fraye des quatre populations d'Éperlan arc-en-ciel qui fréquentent la zone d'étude	4
Tableau 3. Sommaire des informations disponibles sur la période de fraye dans les cours d'eau utilisés par les éperlans de la zone d'étude	5
Tableau 4. Longueur totale à l'âge des éperlans de la zone d'étude en été	8
Tableau 5. Concentration de substances toxiques dans la chair des éperlans de la zone d'étude.....	12
Tableau 6. Débarquements d'éperlans dans la zone d'étude de 1985 à 1997.....	13
Tableau 7. Sommaire de l'effort de pêche et des captures des principales pêches sportives à l'éperlan de la zone d'étude.....	14
Tableau 8. Évaluation sommaire des connaissances sur l'Éperlan arc-en-ciel dans le contexte de l'établissement d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude.....	16
Tableau 9. Évaluation sommaire des problématiques associées à l'Éperlan arc-en-ciel dans le contexte de l'implantation d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude	17
Tableau 10. Enjeux relatifs à la problématique de l'Éperlan arc-en-ciel dans la zone d'étude	18

1. IMPORTANCE DANS LE RÉGIME ALIMENTAIRE DES MAMMIFÈRES MARINS DE LA ZONE D'ÉTUDE

L'importance de l'éperlan dans le régime alimentaire des phoques et odontocètes de la zone d'étude n'est pas connue. Les données fragmentaires disponibles suggèrent qu'il représente une ressource alimentaire secondaire pour le Béluga, le Phoque du Groenland, le Phoque commun et le Phoque gris (Tableau 1). L'espèce pourrait être une proie importante du Béluga en automne, en hiver ou tôt au printemps lorsque les adultes forment des agrégations en eau profonde et dans les embouchures des rivières (Vladykov, 1946). Un seul éperlan a été retrouvé dans les deux estomacs prélevés sur des carcasses de Béluga échouées (Béland *et al.*, 1995). Par ailleurs, l'éperlan constitue la troisième espèce en importance, après le Capelan et le lançon, dans les régurgitations de phoques communs capturés dans l'estuaire de 1994 à 1997 (Hammill *et al.*, 1998).

2. BIOLOGIE GÉNÉRALE

2.1. POPULATION D'APPARTENANCE

Les éperlans qui fréquentent la zone d'étude font partie de trois groupes génétiquement et morphologiquement distincts (Bernatchez et Martin, 1996; Lecomte et Dodson, 1999).

- rive nord de l'estuaire moyen et Saguenay;
- Haute-Côte-Nord (rive nord de l'estuaire maritime);
- rive sud de l'estuaire du Saint-Laurent.

Le premier groupe comprend deux sous-groupes distincts du point de vue méristique et morphologique : le sous-groupe de la rive nord de l'estuaire moyen et le sous-groupe du Saguenay (Lecomte et Dodson, 1999). Pour simplifier la présentation, on référera dans la présente section à quatre populations distinctes :

- population de la rive sud (groupe génétique de la rive sud de l'estuaire);
- population de la rive nord (sous-groupe de la rive nord de l'estuaire moyen);
- population du Saguenay (sous-groupe du fjord du Saguenay);
- population de la Haute-Côte-Nord (groupe génétique de la rive nord de l'estuaire maritime).

2.2. CYCLE VITAL

2.2.1. Reproduction

Localisation des frayères. La plupart des rivières tributaires de l'estuaire ont été l'objet d'inventaires afin de localiser les frayères d'éperlan (Trencia *et al.*, 1989; Robitaille et Vigneault, 1990; Brassard et Beaudoin, 1996; Lesueur, 1998). Les résultats de ces inventaires sont présentés au Tableau 2 et à la Figure 1.

Dans la plupart des rivières identifiées au Tableau 2, l'éperlan peut frayer à plus d'un site et le site utilisé peut varier d'une année à l'autre (Robitaille et Vigneault, 1990, Bergeron et Ménard, 1995).

Tableau 1
Importance de l'Éperlan arc-en-ciel dans le régime alimentaire des mammifères marins.

<i>Espèce</i>	<i>Région</i>	<i>Saison</i> ¹	<i>N</i> ²	<i>Fréquence et abondance relative dans les contenus stomacaux</i> ³	<i>Référence</i> ⁴
Béluga	Estuaire maritime ⁵	E	105	Rare (banc de la Manicouagan et Les Escoumins)	Vladykov, 1946
	Estuaire	P, E	2	Un éperlan dans deux carcasses avec contenu stomacal	Béland <i>et al.</i> , 1995
	Estuaire moyen ⁵	A	2	Absent à Rivière-Ouelle	Vladykov, 1946
Marsouin commun	Golfe	P, E	111	Absent	Fontaine <i>et al.</i> , 1994
Petit rorqual	NOA ⁶	-	-	Pas mentionné comme proie	Mitchell, 1974; Kawamura, 1980; Bailey <i>et al.</i> , 1977; Sears <i>et al.</i> , 1981; Ménard, 1998
Rorqual commun	NOA ⁶	-	-	Pas mentionné comme proie	Leatherwood <i>et al.</i> , 1981; Kawamura, 1980; Sears <i>et al.</i> , 1981; Sears <i>et al.</i> , 1982
Rorqual bleu	NOA ⁶	-	-	Pas mentionné comme proie	Yochem et Leatherwood, 1985
Phoque commun	Estuaire	A	5	Absent	Lavigueur <i>et al.</i> , 1993
	Est du Canada	E, A	279	Peu fréquent	Boulva et McLaren, 1979
	Nouvelle-Écosse	P, E	250	Absent	Bowen et Harrison, 1996
Phoque gris	Estuaire	A	8	Présence dans un estomac	Lavigueur <i>et al.</i> , 1993
	Estuaire et golfe	E	316	Absent	Benoît et Bowen, 1990
	N-O du golfe	E, A	44	Peu fréquent	Murie et Lavigne, 1992
Phoque du Groenland	Estuaire	H	41	Présence dans un estomac	Murie et Lavigne, 1991
	Estuaire	P	9	Absent	Murie et Lavigne, 1991
	Estuaire	H	25	Fréquent	Beck <i>et al.</i> , 1993
Rorqual à bosse	NOA ⁶	-	-	Pas mentionné comme proie	Winn et Reichley, 1985; MPO, 1989
Cachalot	NOA ⁶	-	-	Pas mentionné comme proie	MPO, 1989; Rice, 1989
Dauphin à flancs blancs	NOA ⁶	-	-	Pas mentionné comme proie importante	MPO, 1989; Reeves <i>et al.</i> , 1985
Baleine noire	NOA ⁶	-	-	Pas mentionné comme proie	MPO, 1989

1 P : printemps; E : été; A : automne et H : hiver.

2 N : nombre d'estomacs.

3 Très fréquent : présence dans plus de 40 p. 100 des estomacs; Fréquent : présence dans 10 à 40 p. 100 des estomacs;
Peu fréquent : présence dans 1 à 10 p. 100 des estomacs; Rare : présence dans moins de 1 p. 100 des estomacs.

4 Les références de ce tableau sont données dans l'introduction du chapitre 6.

5 Ces données datent de 60 ans.

6 NOA : nord-ouest de l'Atlantique.

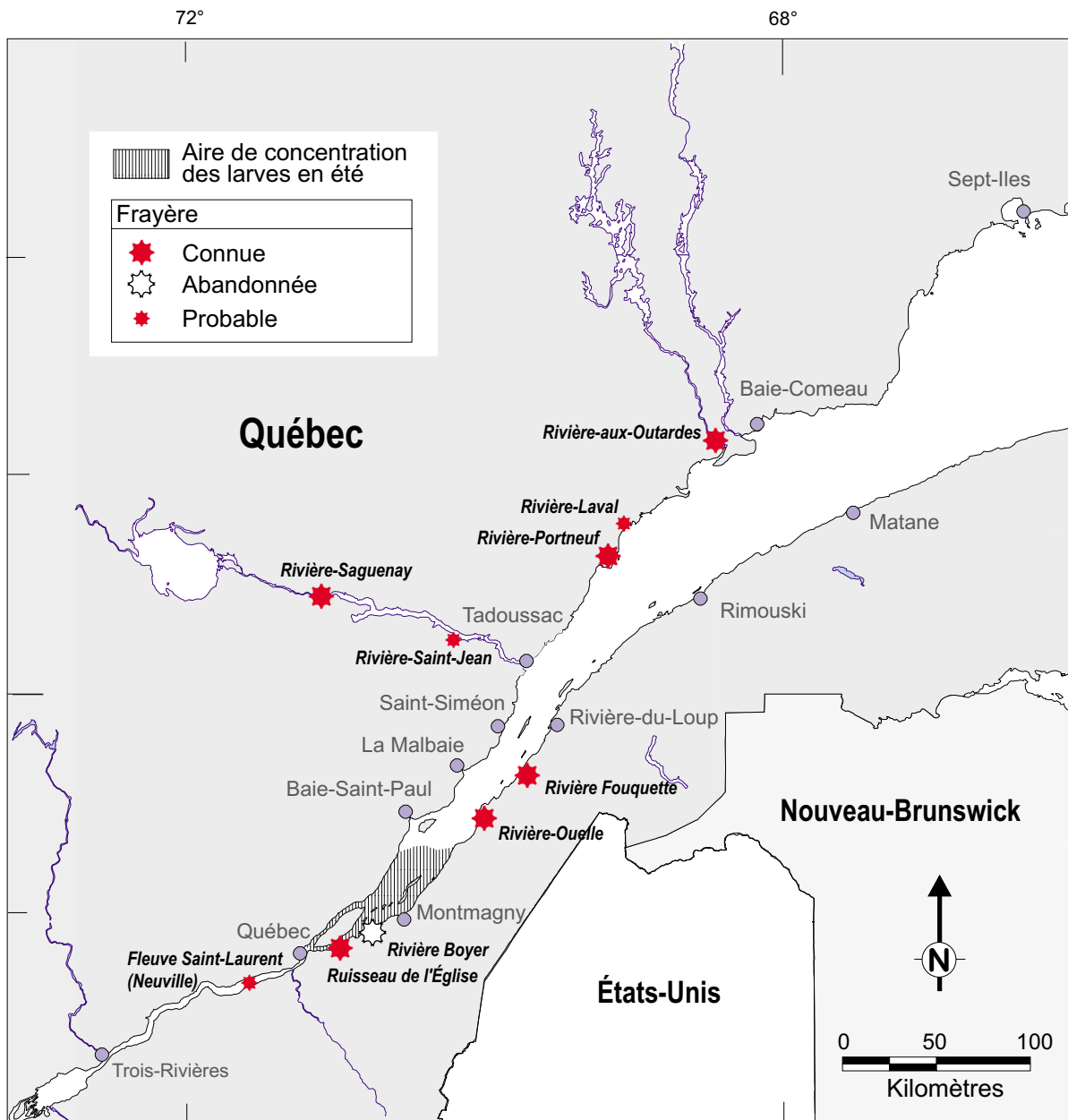


Figure 1

Localisation des frayères de l'Éperlan arc-en-ciel et de la principale aire de concentration des larves dans le fleuve et l'estuaire du Saint-Laurent.

Sources : adapté de Laprise et Dodson, 1989a,b; Trecia *et al.*, 1989; Lecomte et Dodson, 1998a.

Tableau 2

Sites connus de fraye des quatre populations d'Éperlan arc-en-ciel qui fréquentent la zone d'étude.

Site	Remarque
Population de la rive sud (Trencia <i>et al.</i> , 1989)	
Rivière Boyer	Abandonnée, principales frayères avant le milieu des années 1970
Rivière Ouelle	Principales frayères actuelles
Ruisseau de l'Église	Frayère d'importance secondaire
Rivière Fouquette	Frayère importante
Rivière Kamouraska	Indices de fraye
Rivière Trois-Pistoles	Abandonnée, ancienne frayère reconnue (Magnin et Beaulieu, 1965; Fréchet <i>et al.</i> , 1983)
Population de la rive nord (Lecomte et Dodson, 1998a)	
Fleuve Saint-Laurent, région de Neuville	La principale fraye est probablement située dans le fleuve; la localisation exacte n'est pas connue
Population du Saguenay	
Rivière Saguenay, région de Chicoutimi	Probablement les seules frayères du Saguenay; localisation précise indéterminée (Lesueur, 1998)
Rivière Saint-Jean	Fraye automnale probable (Lemieux, 1996)
Population de la Haute-Côte-Nord (Brassard et Beaudoin, 1996)	
Rivière Portneuf	frayère confirmée
Rivière Laval	frayère probable
Rivière aux Outardes	frayère confirmée

Montaison des géniteurs. Au printemps, lorsque la température de l'eau atteint 5 à 7 °C, selon la région, les géniteurs commencent à remonter le cours d'eau pour frayer (Vladykov et Michaud, 1957; Robitaille et Vigneault, 1990; Lesueur, 1998). On n'observe généralement qu'une seule grande movée de reproduction répartie sur plusieurs jours consécutifs. Durant cette movée, la montaison vers les frayères a surtout lieu la nuit. Les mâles sont généralement plus abondants que les femelles au cours des premières nuits de la montaison (Ouellet et Dodson, 1985a; Robitaille et Vigneault, 1990; Lesueur, 1998).

En raison de disparités régionales dans le réchauffement printanier de l'eau, la fraye a lieu plus tôt dans le fleuve que sur la rive sud de l'estuaire. La fraye la plus tardive a lieu dans les rivières de la Haute-Côte-Nord (Tableau 3).

Tableau 3
Sommaire des informations disponibles sur la période de fraye dans les cours d'eau utilisés par les éperlans de la zone d'étude.

<i>Rivière</i>	<i>Année</i>	<i>Dates extrêmes</i>		<i>Source</i>
		<i>début de la fraye</i>	<i>fin de la fraye</i>	
Fleuve Saint-Laurent	1997	éclosion des œufs une semaine plus tôt que ceux des rivières de la rive sud de l'estuaire		1
Ruisseau de l'Église	1990-1998	23/04-06/05	28/04-17/05	2, 3
Rivière Boyer	1969-1983	10/04-06/05	28/04-17/05	4
Rivière Ouelle	1980	29/04	?	2
Rivière Fouquette	1998	27/04	03/05	3
Rivière Saguenay, région de Chicoutimi	1995-1997	16/05-22/05	06/06-16/06	5
Rivière Portneuf	1995	10/06	29/06	6

Sources : 1) Lecomte et Dodson, 1998a; 2) Bergeron et Ménard, 1995; 3) Pettigrew et Verreault, 1999; 4) Robitaille et Vigneault, 1990; 5) Lesueur, 1998; 6) Brassard et Beaudoin, 1996.

Caractéristiques des frayères. Lorsqu'il n'y a pas d'obstacle infranchissable par les géniteurs (i.e. rivières Fouquette, Ouelle et Boyer), les frayères sont situées en eau douce près de la limite d'influence des marées (Robitaille et Vigneault, 1990). Par contre, les frayères de la rivière Saguenay, du ruisseau de l'Église et de la Haute-Côte-Nord sont situées en eaux douces tidales, un peu en aval d'obstacles infranchissables formant la limite amont des eaux tidales (Robitaille et Vigneault, 1990; Brassard et Beaudoin, 1996; Lesueur, 1998).

En rivière, les frayères sont situées en eau peu profonde (< 1,2 m), sur des substrats stables (gravier, cailloux, galets et/ou blocs), aux endroits où le courant est d'intensité moyenne (0,2 – 1,2 m·s⁻¹) (Robitaille et Vigneault, 1990; Brassard et Verreault, 1995).

2.2.2. Incubation des oeufs

Les oeufs sont démersaux et adhèrent à la surface de tout substrat stable incluant la végétation et les débris, lorsque présents (Robitaille et Vigneault, 1990; Brassard et Verreault, 1995).

L'incubation des oeufs dans la rivière Boyer en 1982 a duré dix jours à une température moyenne de 9 °C (Ouellet et Dodson, 1985a). L'éclosion des oeufs a surtout lieu pendant la nuit (Ouellet et Dodson, 1985a; 1985b).

2.2.3. Phase larvaire

Dévalaison des rivières. Dans les rivières de la rive sud de l'estuaire, les larves font éclosion à une taille de 5,0 à 6,0 mm et sont rapidement emportées jusque dans l'embouchure des rivières dans les heures qui suivent l'éclosion. La dévalaison a lieu pendant la nuit (Ouellet et Dodson, 1985a; 1985b).

Aires de croissance. Les larves issues des rivières de la rive sud de l'estuaire se concentrent en eau peu profonde (< 3 m de profondeur) le long de la rive sud de l'estuaire (Lecomte et Dodson, 1998b); elles ne constituent qu'une faible proportion des larves d'éperlans retrouvées dans les chenaux de la partie amont de l'estuaire moyen (Pigeon *et al.*, 1998). De leur côté, les larves de la population de la rive nord issues de la frayère située dans la région de Neuville sont entraînées vers l'aval jusque dans le bouchon de turbidité de la partie amont de l'estuaire moyen où elles se concentrent au début de l'été (Pigeon *et al.*, 1998).

Quant aux larves de la frayère de la rivière Saguenay, elles apparaissent à la tête du fjord (Saint-Fulgence) à la fin mai ou au début juin. Elles sont rapidement emportées vers l'aval du fjord dans la couche d'eau superficielle au cours du mois de juin (Lesueur, 1998). Le sort de ces larves dans la partie aval du fjord et de celles issues des rivières de la Haute-Côte-Nord est inconnu (Lecomte, 1999).

2.2.4. Phase juvénile

Juvéniles 0+. Les larves présentes dans la partie amont de l'estuaire moyen au début de l'été se métamorphosent en juvéniles au milieu de l'été à une taille d'environ 30 - 35 mm (Laprise et Dodson, 1989a; 1989b). Une partie des juvéniles 0+ fréquentent les marais de Kamouraska en août (Dutil et Fortin, 1983). Par contre, il est probable qu'une partie importante des juvéniles 0+ demeure dans le milieu pélagique de la partie amont de l'estuaire moyen dans les eaux de salinité entre 0,5 et 5 puisqu'on en retrouve de grandes quantités de août à novembre dans cette zone (Laprise, 1993; Fournier *et al.*, 1995). L'aire d'hivernage des juvéniles 0+ n'est pas connue.

Juvéniles 1+. Les juvéniles âgés d'un an ne sont pas présents sur les frayères avec les adultes (Bergeron et Ménard, 1995; Lesueur, 1998). On en retrouve en grands nombres dans les marais salés de la région de Kamouraska de la fin mai à la fin juin (Dutil et Fortin, 1983). Ils sont aussi abondants certaines années dans les eaux de faible salinité de la partie amont de l'estuaire moyen au printemps (avril, mai) et à la fin de l'été (septembre à octobre) mais ils sont pratiquement absents de ce milieu en août (Laprise, 1993; Fournier *et al.*, 1995).

2.2.5. Phase adulte

La majorité des éperlans atteignent la maturité sexuelle à l'âge de deux ou trois ans et la majorité des géniteurs sur les frayères et dans les captures commerciales et sportives ont deux ou trois ans. Les éperlans de plus de six ans sont rares (Trencia *et al.*, 1989; Robitaille et Vigneault, 1990; Bergeron et Ménard, 1995; Lesueur, 1998; Pettigrew et Verreault, 1999).

Il y a des lacunes importantes dans les connaissances sur les migrations des adultes des quatre populations. Les données de marquage (Vladykov et Michaud, 1957; Magnin et Beaulieu, 1965), morphométriques, méristiques et parasitologiques (Fréchet *et al.*, 1983; Lecomte et Dodson, 1998a) et génétiques (Bernatchez et Martin, 1996; Bernatchez, 1997; Lecomte *et al.*, 1999) indiquent que les groupes d'adultes qui fréquentent la rive nord de l'estuaire moyen sont distincts de ceux qui fréquentent la rive sud de l'estuaire et qu'il y a peu d'échanges entre les deux rives. Elles suggèrent aussi qu'il existe à l'intérieur de la population de la rive sud des sous-groupes avec des patrons de migration distincts.

Population de la rive sud. Des données de marquage datant des années 1950 (Vladykov et Michaud, 1957; Magnin et Beaulieu, 1965) suggèrent une ségrégation spatiale des stocks de géniteurs des rivières Boyer, Ouelle et Trois-Pistoles. À cette époque, les géniteurs de la rivière Boyer redescendaient rapidement l'estuaire après la fraye pour passer l'été entre Rivière-Ouelle et Métis. En automne, ils remontaient l'estuaire et plusieurs étaient recapturés dans la région de Québec en octobre et novembre (Vladykov et Michaud, 1957; Magnin et Beaulieu, 1965).

De leur côté, les géniteurs des rivières Ouelle et Trois-Pistoles se dispersaient progressivement après la fraye le long de la rive sud de l'estuaire en aval de leur rivière respective et passaient l'été dans ce secteur. En automne, on les retrouvait jusqu'à Matane et ils ne remontaient pas l'estuaire jusque dans la région de Québec (Vladykov et Michaud, 1957; Magnin et Beaulieu, 1965).

Ces données indiquent que les sous-populations des rivières de la rive sud se mélangent au cours de l'été et qu'elles ne fréquentent pas ou peu la rive nord de l'estuaire. Des études récentes ont démontré que seulement 2 p. 100 des éperlans capturés dans les pêches commerciales de la rive nord de l'estuaire moyen appartenaient au groupe génétique de la rive sud et qu'il n'était pas possible de distinguer les sous-populations de la rive sud entre elles sur la base des caractères génétiques, morphométriques et méristiques (Lecomte et Dodson, 1998b; Lecomte *et al.*, 1999).

Les aires d'hivernage de la population de la rive sud ne sont pas connues. Les éperlans capturés lors de la pêche blanche de l'éperlan à l'Isle-Verte (Robitaille *et al.*, 1994) font partie de la population de la rive sud (Lecomte, 1999).

Population de la rive nord. Des données récentes (Lecomte et Dodson, 1998a) suggèrent que les géniteurs de cette population remontent le Saint-Laurent vers le(s) site(s) de fraye de la région de Neuville en automne et hivernent dans cette région. Ces données seraient conformes aux données de marquage réalisé dans les années 1950 (Vladykov et Michaud, 1957; Magnin et Beaulieu, 1965) et aux inventaires au chalut réalisés dans la partie amont de l'estuaire moyen en 1989 et 1990 (Laprise, 1993). Les géniteurs retourneraient après la fraye dans l'estuaire moyen, le long de la rive nord, pour y passer tout l'été.

Population du Saguenay. Les géniteurs qui frayent dans la rivière Saguenay passent l'hiver dans la partie amont du fjord et se regroupent progressivement jusqu'en mai dans des aires de concentration préreproductrices situées dans la région de Saint-Fulgence (Lesueur, 1998). Fin-mai – début-juin, on assiste à une montaison des géniteurs vers les frayères de la région de Chicoutimi. Après la ponte, les femelles retournent rapidement dans la région de Saint-Fulgence (Lesueur, 1998). Il est possible que les géniteurs quittent le Saguenay après la fraye pour ne revenir qu'à partir de la fin de l'été et qu'ils hivernent dans l'embouchure des rivières (Lesueur, 1998).

Population de la Haute-Côte-Nord. Il est probable que les géniteurs qui frayent dans les rivières de la rive nord de l'estuaire maritime hivernent dans l'embouchure de ces rivières (Brassard, 1995). Il est aussi probable que ces éperlans demeurent dans les eaux côtières de la rive nord de l'estuaire maritime pendant l'été et l'automne (Fréchet *et al.*, 1983).

2.3. RÉGIME ALIMENTAIRE

Les juvéniles 0+ présents en août dans les marais de Kamouraska et de l'Anse-Saint-Jean consomment surtout des copépodes, des mysidacées, des larves d'insectes et des polychètes. Les juvéniles 1+ présents dans ces marais en juin consomment une plus grande variété de proies avec une dominance de copépodes, de polychètes (*Nereis (Neanthes) sp.*) et de mysidacées (Dutil et Fortin, 1983; Lemieux, 1996).

Le régime alimentaire des adultes dans l'estuaire moyen est dominé par les mysidacées et les gammarès (Lecomte, 1999).

2.4. CROISSANCE

Dans les marais salés de la région de Kamouraska (en 1980), les juvéniles 0+ croissaient de 0,52 mm par jour pendant l'été alors que les juvéniles 1+ croissaient de 0,14 mm par jour (Dutil et Fortin, 1983).

Le taux de croissance de l'éperlan adulte varie selon le sexe, la population et l'année (Fréchet *et al.*, 1983; Massicotte *et al.*, 1990; Bergeron et Ménard, 1995; Lesueur, 1998). Les longueurs typiques (longueur modale ou longueur moyenne) à l'âge observées en été (juillet – août) dans l'aire d'étude sont présentées au Tableau 4.

Tableau 4
Longueur totale (modale ou moyenne) à l'âge des éperlans de la zone d'étude en été.

Âge	Longueur totale (mm)
0	35 – 50
1	80 – 120
2	115 – 140
3	135 – 160
4	145 – 175
5	155 – 190
6	160 – 205

La croissance des éperlans de la population du Saguenay est plus lente que celle des éperlans de la rive sud et la croissance des mâles est plus lente que celle des femelles (Fréchet *et al.*, 1983, Lesueur, 1998).

3. DISTRIBUTION DANS LA ZONE D'ÉTUDE

3.1. ESTUAIRE DU SAINT-LAURENT

Il est très difficile de dresser un portrait précis de la répartition spatio-temporelle des éperlans juvéniles et adultes dans l'estuaire en raison des lacunes importantes dans les connaissances sur les migrations et sur la distribution en dehors des zones littorales qui sont peu fréquentées par les adultes en été. Les données sur les débarquements (Anderson et Gagnon, 1980, Bérubé, 1990; MPO, 1999), les résultats d'inventaires littoraux (Massicotte *et al.*, 1990; Gagnon *et al.*, 1992; Naturam, 1997) et pélagiques (Laprise, 1993) et du suivi de pêches fixes

intertidales (Bérubé et Lambert, 1999) permettent de dresser le portrait sommaire présenté sur la **Carte 1** dont les points saillants sont les suivants :

- durant la deuxième partie de l'été et en automne, les éperlans 0+ se concentreraient dans deux types d'habitats bien distincts : les marais à spartine, comme ceux de Kamouraska (Dutil et Fortin, 1983), de l'Isle-Verte (Lemieux et Michaud, 1995) et de Rimouski (Lemieux, 1995), et dans le milieu pélagique de la partie amont de l'estuaire moyen (Laprise, 1993; Fournier *et al.*, 1995). Leur aire d'hivernage n'est pas connue;
- les juvéniles 1+ fréquentent les mêmes milieux que les juvéniles 0+ mais à des périodes différentes, soit au début de l'été (fin mai – début juin) et à la fin de l'été (septembre – octobre) (Dutil et Fortin, 1983; Gagnon *et al.*, 1992; Laprise, 1993; Fournier *et al.*, 1995). Ils sont abondants dans les marais de la région de Rimouski à la mi-septembre (Lemieux, 1995);
- les éperlans adultes sont beaucoup plus abondants le long de la rive nord de l'estuaire moyen que le long de la rive sud de l'estuaire et que le long de la Haute-Côte-Nord (Anderson et Gagnon, 1980; Bérubé, 1990; Gagnon *et al.*, 1992; Bérubé et Lambert, 1999). La distribution des adultes en milieu pélagique n'est que partiellement documentée. Dans le milieu pélagique de l'estuaire moyen (île d'Orléans à Kamouraska), ils occupent les eaux de salinité entre 0,5 et 20 en septembre et entre 0,5 et 5 en novembre (Laprise, 1993);
- le long de la rive sud, il semble y avoir un déplacement graduel des adultes de l'estuaire moyen vers l'estuaire maritime au début de l'été (Bérubé et Lambert, 1999).

3.2. SAGUENAY

L'éperlan est peu abondant pendant l'été dans le Saguenay. Au fur et à mesure que la saison estivale progresse, on retrouve des bancs de plus en plus concentrés dans le fjord. Les éperlans forment alors des agrégations plus ou moins importantes, surtout aux endroits protégés des forts courants de marée tels que l'anse Saint-Jean et la baie de Saint-Fulgence (mais pas dans la baie Sainte-Marguerite) (Lemieux, 1996; Lesueur, 1996; 1998). Au cours de l'automne et de l'hiver, les éperlans se déplacent lentement vers l'amont et s'accumulent progressivement dans une aire de concentration dans la région de Saint-Fulgence jusqu'en mai (**Carte 1**).

Fin mai-début juin, on assiste à une montaison de cette agrégation vers les frayères de la région de Chicoutimi. Après la fraye, les adultes retournent rapidement dans la région de Saint-Fulgence (Lesueur, 1998).

4. ÉTAT DE LA RESSOURCE

4.1. STATUT

L'éperlan n'a pas été désigné par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada ou le ministère de l'Environnement du Québec comme étant une espèce vulnérable, menacée ou en danger de disparition et elle n'est pas susceptible d'être désignée comme telle.

4.2. ABONDANCE

La biomasse de chacune des quatre populations d'éperlans de la zone d'étude n'est pas connue.

Population de la rive sud. La population est en très mauvais état depuis le déclin catastrophique qu'elle a connu du milieu des années 1960 au milieu des années 1970 (Trencia *et al.*, 1989; Robitaille et Vigneault, 1990). Le déclin est principalement attribuable à l'abandon progressif de la rivière Boyer par l'éperlan. Cette rivière abritait les principales frayères de la population dans les années 1950. Des signes de déclin évidents ont été observés au milieu des années 1975, aucun oeuf n'a été observé dans la rivière depuis 1989 et seulement quelques géniteurs étaient présents dans l'embouchure de la rivière Boyer en mai 1993 (Trencia *et al.*, 1989; Robitaille et Vigneault, 1990; Tremblay et Mercier, 1993; Bergeron et Ménard, 1995).

L'abandon de la rivière Boyer par l'éperlan est surtout attribuable à la dégradation de la qualité de l'eau et, dans une moindre mesure, à l'altération physique des frayères (Trencia *et al.*, 1989; Robitaille et Vigneault, 1990). La qualité de l'eau et la qualité du substrat sont devenues impropres à la fixation et à la survie des œufs. De plus, la principale frayère dans la rivière a été détruite par la construction d'un viaduc de l'autoroute Jean-Lesage à l'emplacement précis de cette frayère en 1973 (Trencia *et al.*, 1989; Robitaille et Vigneault, 1990).

Présentement, le recrutement pour cette population provient de trois autres cours d'eau (ruisseau de l'Église, rivière Ouelle et rivière Fouquette), la rivière Ouelle constituant la principale rivière de reproduction. L'abondance de géniteurs lors de la fraye sur les deux autres cours d'eau est l'objet d'un suivi depuis 1994 (Pettigrew et Verreault, 1999). Les données recueillies dans le ruisseau de l'Église ne permettent pas d'obtenir une image juste de l'importance de la reproduction et ce cours d'eau ne sera plus l'objet d'un suivi à partir de 1999. Dans le cas de la rivière Fouquette, les données sont plus probantes. L'indice de reproduction dans cette rivière entre 1994 et 1998 a varié entre un minimum en 1996 et un maximum en 1997 qui fut 2,4 fois plus élevé qu'en 1996. Dans cette rivière, la taille moyenne des géniteurs a diminué progressivement de 1994 à 1998 indiquant un ralentissement de la croissance et une augmentation de l'âge moyen à la maturité sexuelle. La cause de ces changements n'est pas connue (Pettigrew et Verreault, 1999).

Les données provenant du suivi de trois pêches fixes intertidales de la rive sud de l'estuaire (Cacouna, Saint-Luce et Métis) de 1989 à 1997 (Bérubé et Lambert, 1999) ne permettent pas de dégager de tendance évidente dans l'évolution des prises par unité d'effort d'éperlans parce que la tendance varie considérablement selon le site.

Population de la rive nord. Cette population est dans un meilleur état que celle de la rive sud (Trencia *et al.*, 1989; Robitaille et Vigneault, 1990). Les débarquements de la pêche commerciale le long de la rive nord de l'estuaire moyen n'ont pas connu la baisse catastrophique qui a été observée le long de la rive sud depuis les années 1960. Ces débarquements ont même atteint un sommet de 49 t en 1993 (Bérubé, 1990; MPO, 1999).

Le suivi des captures dans deux pêches fixes intertidales (île aux Coudres et Saint-Irénée) depuis 1986, montre une augmentation importante des prises par unité d'effort entre les années

1980 et les années 1990. La stabilité de la structure des tailles de 1995 à 1997 et la présence d'une proportion non négligeable d'individus d'âge avancé suggèrent que cette population n'est pas surexploitée (Bérubé et Lambert, 1999; Lecomte *et al.*, 1999).

Population du Saguenay. La population du Saguenay semble en bon état. La pêche blanche de l'éperlan dans le Saguenay est l'objet d'un suivi depuis 1995. Les prises par unité d'effort d'éperlans ont augmenté de 216 p. 100 de 1995 à 1997 et sont demeurées, en 1998, semblables à celles de 1997. De plus, la stabilité de la structure de taille de 1995 à 1998 suggère que cette population n'est pas surexploitée et n'a pas été affectée par les inondations catastrophiques de l'été 1996 dans le Saguenay (Lambert, 1999).

Population de la Haute-Côte-Nord. On ne dispose d'aucune information permettant d'évaluer l'état de cette population. Dans la rivière Laval, la prise par unité d'effort de la pêche blanche en 1996 – 1997 a été 1,2 fois plus élevée qu'en 1995 – 1996 (Guérin, 1999).

4.3. CONTAMINATION PAR LES SUBSTANCES TOXIQUES

Les données fragmentaires disponibles (Tableau 5) indiquent que les éperlans de la zone d'étude sont peu contaminés par les substances toxiques. Les teneurs en BPC chez les adultes capturés en 1987 dans l'estuaire moyen (d'origine inconnue) étaient cependant un peu plus élevées que dans celles des poulamons et des capelans prélevés dans le même milieu et dépassaient le critère de protection des vertébrés piscivores.

4.4. ANOMALIES PATHOLOGIES

Quatre types d'anomalies externes relativement fréquentes ont été répertoriées chez les éperlans de la zone d'étude: des hyperplasies de l'épiderme, des tumeurs sur la gueule, des ulcères cutanés et le parasitisme par la douve de l'oeil. La première anomalie a été observée chez plusieurs individus capturés dans la région de Saint-Fulgence (Lesueur, 1998). Cette maladie virale produit des zones enflées et blanchâtres réparties aléatoirement sur le corps. Les deux autres anomalies ont été retrouvées lors du suivi de deux pêches fixes intertidales de la rive nord de l'estuaire moyen (île aux Coudres et Saint-Irénée). De 1995 à 1997, l'occurrence de ces anomalies est passée de 0,1 p. 100 à 1,3 p. 100 dans le cas des tumeurs (papillomes) sur la gueule et de 0,1 p. 100 à 0,9 p. 100 dans le cas des ulcères cutanés. Cette augmentation de cause inconnue est préoccupante (Bérubé et Lambert, 1999).

En 1991, 10 p. 100 des éperlans adultes capturés en zone littorale dans l'estuaire moyen étaient parasités par la douve de l'oeil. Ce parasite se développe dans l'oeil et peut causer la cécité. Le taux d'infestation chez l'éperlan était beaucoup moins élevé que chez le poulamon, la Plie lisse et les poissons dulcicoles des mêmes milieux (Gagnon *et al.*, 1992).

5. EXPLOITATION PAR L'HOMME

L'éperlan est exploité par la pêche commerciale et la pêche sportive. Les débarquements de la pêche sportive sont présentement environ dix fois plus importants que ceux de la pêche commerciale. Le taux d'exploitation des quatre populations par la pêche est inconnu.

Tableau 5
Concentration de substances toxiques dans la chair des éperlans de la zone d'étude.

<i>Localité</i>	<i>Année</i>	<i>Stade</i>	<i>Tissu</i>	<i>N</i>	<i>Concentration moyenne (min. – max.) en $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, poids humide</i>				<i>Source</i>
					<i>Mercure</i>	<i>Plomb</i>	<i>DDT</i>	<i>BPC</i>	
Saguenay	1994	Adulte	Chair	10	0,08 (0,05 – 0,11)	0,01 (0,01 – 0,02)	-	-	1
Estuaire moyen	1987	Adulte	Corps entier	26	-	-	-	0,156	2
		Juvenile	Corps entier	175	-	-	-	0,102	
		Larves	Corps entier	1400	-	-	-	0,044	
Saint-Jean-Port-Joli	1991	Adulte	Chair	5	0,11	-	-	0,030	3
Rivière Ouelle	1977-1978	Adulte	Chair	10	-	-	< 0,05	0,2 (0,1 – 0,6)	4

Sources : 1) Gobeil *et al.*, 1997; 2) Gagnon *et al.*, 1990; 3) Laliberté, 1994; 4) Sloterdijk, 1978.

5.1. PÊCHE COMMERCIALE

L'éperlan est exploité dans l'estuaire durant la saison estivale principalement à l'aide de pêches fixes intertidales visant une variété d'espèces dont l'éperlan. Les débarquements sont principalement réalisés le long de la rive nord de l'estuaire moyen et à l'île aux Coudres (Saint-Irénée, La Baleine) (Bérubé et Lambert, 1999; Lecomte *et al.*, 1999) Il n'y a pas de pêche commerciale visant l'espèce dans le fjord du Saguenay depuis 1972 (Lesueur, 1998).

Les débarquements dans la zone d'étude depuis 1985 ont oscillé entre 2,0 et 74,0 t (Tableau 6). En excluant l'année exceptionnelle de 1988, 88 p. 100 des débarquements ont été réalisés le long de la rive nord de l'estuaire moyen. En plus des débarquements présentés au Tableau 6, une pêche fixe située à Métis-sur-Mer (district de pêche 04) capture environ 0,5 t d'éperlans par année (Bérubé et Lambert, 1999).

Tableau 6
Débarquements d'éperlans dans la zone d'étude de 1985 à 1997.

Année	District de pêche ¹				Total
	2	3	16	17	
1985	0,0	0,0	16,1	0,0	16,1
1986	0,0	2,0	27,0	0,0	29,0
1987	0,0	1,0	11,0	0,0	12,0
1988	60,4	0,7	12,8	0,0	74,0
1989	0,3	0,3	14,7	0,0	15,4
1990	0,0	3,0	24,0	0,0	27,0
1991	0,0	3,0	33,0	7,0	43,0
1992	0,0	2,0	25,0	0,0	27,0
1993	0,0	2,0	49,0	0,0	51,0
1994	0,0	2,0	20,0	0,0	22,0
1995	0,1	0,2	1,7	0,0	2,0
1996	0,2	3,3	10,3	0,0	13,8
1997	0,2	1,3	8,6	0,0	10,0
Total	61,2	20,8	253,2	7,0	342,4

Source : MPO, 1999.

1 District 2 : La Pocatière à Saint-André; District 3 : Notre-Dame-du-Portage à Sainte-Flavie; District 16 : cap Tourmente à Baie-Sainte-Catherine; District 17 : Tadoussac à Bersimis.

5.2. PÊCHE SPORTIVE

Le Tableau 7 résume les données disponibles sur la pêche sportive et la **Carte 1** présente la localisation des principaux sites de pêche blanche et de pêche en eau libre de l'éperlan.

La pêche blanche dans le Saguenay constitue la principale pêche sportive de l'éperlan dans le Saint-Laurent. Suivent, par ordre d'importance décroissante, la pêche en eau libre le long de la rive nord de l'estuaire moyen, la pêche en eau libre le long de la rive sud de l'estuaire, la pêche en eau libre dans le Saguenay, la pêche blanche dans les rivières de la Haute-Côte-Nord et la pêche blanche à l'Isle-Verte.

Tableau 7

Sommaire de l'effort de pêche et des captures des principales pêches sportives à l'éperlan de la zone d'étude.

Pêche sportive	Année(s)	Effort de pêche annuel total		Captures totales x 10³ individus	Poids annuel total approximatif(t)	Saison	Source
		personnes-jours	heures-lignes				
Pêche blanche du Saguenay	1995-1997	35 000 - 40 000	-	1 054 - 1 994	65	Hiver	1
Pêche blanche à l'Isle-Verte	1991-1992	1 140	6 383	37 - 56	2	Hiver	2
Pêche blanche Haute-Côte-Nord ^a	1996-1997	-	25 245	67	3	Hiver	3
Eau libre rive sud	1991	-	33 695	91 - 273	7	Été et automne	4
Eau libre dans Charlevoix	1977	29 516	42 852	789	32	Automne	5
Eau libre dans le Saguenay (visant l'éperlan)	1995	5 200	-	-	(6) ^b	Automne	6
TOTAL	-	-	-	-	115		-

Sources : 1) Bérubé, 1999; 2) Robitaille *et al.*, 1995; 3) Guérin *et al.*, 1999; 4) Robitaille *et al.*, 1994; 5) Robitaille et Vigneault, 1990; 6) Lesueur, 1998.

a Rivières Portneuf et Laval.

b En utilisant la relation poids total/effort de pêche établie pour la pêche en eau libre dans Charlevoix.

6. PROBLÉMATIQUE ET ENJEUX

6.1. LACUNES DANS LES CONNAISSANCES

Les principales lacunes dans les connaissances concernent l'importance de l'espèce dans le régime alimentaire des odontocètes et des phoques ainsi que les migrations et la répartition spatio-temporelle des adultes (Tableau 8).

6.2. PROBLÉMATIQUE

Les principaux problèmes actuels sont le mauvais état de la population de la rive sud de l'estuaire en raison principalement de l'abandon de la principale frayère dans la rivière Boyer et le fait que les autres frayères connues ne sont pas l'objet d'une protection spécifique. De plus, la présence de pathologies chez une faible proportion des individus de la rive nord de l'estuaire et du Saguenay est préoccupante. Enfin, le niveau moyen de contamination par les BPC excède le critère de protection de la faune vertébrée piscivore (Tableau 9).

6.3. ENJEUX

Les principaux enjeux sont la perte d'habitats essentiels pour la reproduction de l'espèce, le déclin d'une ressource alimentaire potentiellement importante, le risque pour la santé associé à la contamination par les BPC pour le Béluga, les trois espèces de phoques, certaines ressources halieutiques et les oiseaux marins et le déclin de la pêche sportive de l'éperlan le long de la rive sud de l'estuaire (Tableau 10).

Tableau 8

Évaluation sommaire des connaissances sur l'Éperlan arc-en-ciel dans le contexte de l'établissement d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude.

Élément de connaissance	État des connaissances				Remarques
	Très insuffisantes	Insuffisantes	Suffisantes	Amplement suffisantes	
1. Importance dans le régime alimentaire des mammifères marins	✓				L'éperlan pourrait être une ressource alimentaire très importante pour le Béluga, le Phoque commun et le Phoque gris.
2. Biologie générale					
2.1. Population d'appartenance			✓		L'existence hypothétique d'une sous-population qui frayerait dans l'estuaire moyen reste à vérifier.
2.2. Cycle vital		✓			Les migrations des adultes sont mal connues.
2.3. Habitats		✓			
2.4. Régime alimentaire		✓			Aucune donnée pour les juvéniles 1+ en dehors des zones littorales et pour les adultes.
2.5. Croissance				✓	
2.6. Comportement en bancs et migrations verticales		✓			
3. Distribution dans la zone d'étude	✓				La distribution spatio-temporelle des juvéniles en dehors des zones littorales et des adultes n'est pas connue.
4. État de la ressource		✓			
4.1. Abondance		✓			L'abondance des stocks et le taux d'exploitation de la ressource par la pêche sportive ne sont pas connus.
4.2. Contamination par les substances toxiques		✓			Aucune donnée récente sur les substances toxiques organiques.
4.3. Anomalies et pathologies			✓		
5. Exploitation par l'homme			✓		

Tableau 9

Évaluation sommaire des problématiques associées à l'Éperlan arc-en-ciel dans le contexte de l'implantation d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude.

<i>État de la ressource et causes connues ou probables</i>	<i>Très problématique</i>	<i>Possiblement problématique</i>	<i>Inconnu</i>	<i>Peu problématique</i>	<i>Possiblement non problématique</i>	<i>Non problématique</i>	<i>Remarques</i>
Déclin de l'abondance de la ressource dans la zone d'étude							
• Réchauffement climatique			✓				
• Dégradation des frayères	✓						Principale cause du déclin de la ressource. Les frayères actives ne sont pas protégées.
• Obstacles à la migration		✓					La cause possible de l'arrêt de la remontée de l'éperlan en amont de Québec est la disparition de la sous-population de la rivière Boyer.
• Surexploitation				✓			
• Réduction des ressources alimentaires			✓				
• Régularisation des cours d'eau					✓		
• Braconnage						✓	
• Dérangement						✓	
Contamination par les substances toxiques		✓					La concentration moyenne de BPC excède le critère de protection de la faune vertébrée piscivore.
• Sources locales actives					✓		
• Sources locales historiques					✓		
• Sources éloignées actives		✓					Retombées atmosphériques.
• Sources éloignées historiques		✓					Sédiments contaminés.
Santé des individus		✓					Papillomes bucaux et ulcères cutanés chez la population de la rive nord de l'estuaire moyen et du Saguenay.
Conflits d'usage				✓			

Tableau 10
Enjeux relatifs à la problématique de l'Éperlan arc-en-ciel dans la zone d'étude.

<i>Problème</i>	<i>Type d'enjeu</i>	<i>Description de l'enjeu</i>
Dégradation des frayères et obstacles à la migration	• Pour l'espèce • Pour les ressources halieutiques et pour les oiseaux marins • Pour les mammifères marins • Pour l'homme	Perte d'habitats essentiels pour la reproduction. Déclin d'une ressource alimentaire possiblement importante pour certaines espèces. Déclin d'une ressource alimentaire possiblement importante pour le Béluga et les trois espèces de phoques. Déclin important de la pêche sportive le long de la rive sud de l'estuaire.
Contamination par les BPC	• Pour l'espèce • Pour les ressources halieutiques et pour les oiseaux marins • Pour les mammifères marins • Pour l'homme	Inconnu. Risques pour la santé des oiseaux marins. Risque pour la santé. Pas de risque important pour la santé.

RÉFÉRENCES

- Andersen, A. et M. Gagnon. 1980. Les ressources halieutiques de l'estuaire du Saint-Laurent. Rapp. can. ind. sci. halieut. aquat. 119 : iv + 56 p.
- Béland, P., S. DeGuise, S. Lair, D. Martineau et I. Mikaelian. 1995. Mortalités de bélugas observées dans le Saint-Laurent en 1995. Rapport non publié soumis au ministère des Pêches et Océans dans le cadre d'un contrat pour la récupération et l'analyse des bélugas échoués. Rapport disponible auprès de Michael Kingsley, MPO, Mont-Joli, Qc.
- Bergeron, P. et Y. Ménard. 1995. Structure de la population de l'Éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*) durant la fraye en 1990, 1991 et 1992 dans trois rivières de la rive sud de l'estuaire du Saint-Laurent. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune. Direction régionale de Québec. 45 p.
- Bernatchez, L. 1997. Mitochondrial DNA analysis confirms the existence of two glacial races of rainbow smelt (*Osmerus mordax*) and their reproductive isolation in the St. Lawrence river estuary (Québec, Canada). Molec. Ecol. 6 : 73-83.
- Bernatchez, L. et S. Martin. 1996. Mitochondrial DNA diversity in anadromous rainbow smelt (*Osmerus mordax*) : a genetic assessment of the member-vagrant hypothesis. J. can. sci. halieut. aquat. 53 : 424-433.
- Bérubé, S. 1999. Pêche blanche. Dans : Plan de conservation des écosystèmes du parc marin Saguenay – Saint-Laurent, Ébauche finale. 17 p.
- Bérubé, S. et J.-D. Lambert, 1999. Communautés ichthyennes côtières de l'estuaire du Saint-Laurent en 1996 et 1997 : suite du suivi ichthyologique (1986-1995). Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. (sous presse).
- Bérubé, Z. 1990. La pêche maritime au Québec, 1956 - 1985. Bureau de la statistique du Québec. 387 p.
- Biorex. 1995. Cartographie des ressources halieutiques et de leurs habitats dans l'estuaire moyen du Saint-Laurent. Rapport au ministère des Pêches et des Océans, Région du Québec, Division de la gestion et de l'habitat du poisson. 36 p. + annexes.
- Brassard, C. 1995. L'Éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*) sur la Côte-Nord du Saint-Laurent. MEF, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, Côte-Nord. Document de travail.
- Brassard, C. et G. Verreault. 1995. Indice de qualité de l'habitat de reproduction de l'Éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*) anadrome de l'estuaire du Saint-Laurent. MEF, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune. 33 p.
- Brassard, C. et S. Beaudoin. 1996. Habitat de reproduction de l'Éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*) anadrome de la Haute-Côte-Nord du Saint-Laurent (Portneuf à Franquelin). Rapport du Comité ZIP de Baie-Comeau, Plan d'action Saint-Laurent Vision 2000, 38 p.
- Dutil, J.-D. et M. Fortin. 1983. La communauté de poissons d'un marécage intertidal de l'estuaire du Saint-Laurent. Naturaliste can. 110 : 397-410.

- Fournier, D., N. Gélinas et F. Cotton. 1995. Chalutage expérimental dans l'estuaire moyen du fleuve Saint-Laurent de 1990 à 1993. MEF, Direction de la faune et des habitats. Service de la faune aquatique. 61 p.
- Fréchet, A., J.J. Dodson et H. Powles. 1983. Use of variation in biological characters for the classification of anadromous rainbow smelt (*Osmerus mordax*) groups. J. can. sci. halieut. aquat. 40 : 718-727.
- Gagnon, M.M., J.J. Dodson, M.E. Comba et K.L.E. Kaiser. 1990. Congener-specific analysis of the accumulation of polychlorinated biphenyls (PCBs) by aquatic organisms in the maximum turbidity zone of the St. Lawrence estuary, Québec, Canada. Sci. Total Environ. 97/98 : 739-759.
- Gagnon, M., Y. Ménard et J.M. Coutu. 1992. Structure de la communauté intertidale de l'estuaire moyen du Saint-Laurent. Cadre de référence pour le suivi à long terme de l'état de l'écosystème de l'estuaire du Saint-Laurent. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 1870 : 35 p.
- Gobeil, C., Y. Clermont et G. Paquette. 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. Rapp. stat. can. sci. halieut. aquat. 1011 : 83 p.
- Guérin, S. 1999. Premier bilan de la situation de l'Éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*) anadrome de la Côte-Nord. MEF, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, Sept-Îles. En préparation.
- Hammill, M.O., V. Lesage et S. Iverson. 1998. Niveau trophique et habitudes alimentaires des bélugas et des phoques communs de l'estuaire du Saint-Laurent déterminé à partir de l'analyse des rapports d'isotopes stables de carbone et d'azote. Rapport final présenté à Parcs Canada. 49 p.
- Laliberté, D. 1994. Contamination de la chair de poisson dans le fleuve Saint-Laurent. p. 93-108, Dans : F. Cotton et D. Fournier (éd.). Compte rendu de l'atelier sur la faune aquatique tenu à Pointe-du-Lac du 19 au 21 avril 1994. Fleuve Saint-Laurent: enjeux et perspectives des dossiers prioritaires. MEF, Direction de la faune et des habitats. 358 p.
- Lambert, J. 1999. Pêche sportive hivernale dans le fjord du Saguenay (1995-1998). MPO, Institut Maurice-Lamontagne. En préparation.
- Laprise, R. 1993. Communication personnelle. Université Laval, Département de Biologie, Sainte-Foy.
- Laprise, R. et J.J. Dodson. 1989a. Ontogenic changes in the longitudinal distribution of two species of larval fish in a turbid well-mixed estuary. J. Fish. Biol. 35 (Supp. A): 39-47.
- Laprise, R. et J.J. Dodson. 1989b. Ontogeny and importance of tidal vertical migrations in the retention of larval smelt (*Osmerus mordax*) in a well-mixed estuary. Mar. Ecol. Prog. Ser. 55 : 101-111.
- Lecomte, F. 1999. Communication personnelle. Université Laval, Département de biologie. Ste-Foy.

- Lecomte F. et J.J. Dodson. 1998a. Maintaining the genetic segregation of two sympatric populations of smelt in the St. Lawrence estuary : the importance of spawning time and place. CCFFR, 1998.
- Lecomte, F. et J.J. Dodson. 1998b. Using genetic markers to identify population – specific retention zones for larval rainbow smelt (*Osmerus mordax*); testing the member-vagrant hypothesis. Résumé d'une présentation à Seattle, printemps 1998.
- Lecomte, F. et J.J. Dodson. 1999. Discrimination morphologique des populations d'éperlans de l'estuaire du Saint-Laurent : implications et applications potentielles. Résumé d'une présentation au Premier atelier nord-américain sur l'Éperlan arc-en-ciel. Québec, 21-23 février 1999.
- Lecomte, F., J.J. Dodson et S. Georges. 1999. Caractérisation génétique de la récolte commerciale d'éperlans arc-en-ciel dans la région de Charlevoix (saison 1998). Résumé préparé pour le 4^e atelier sur les pêches commerciales, février 1999. 84 p.
- Lemieux, C. 1995. Acquisition de connaissances des habitats côtiers de la région de Rimouski (1995). Rapport du Groupe-Conseil Génivar pour le ministère des Pêches et des Océans du Canada. 52 p.
- 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). Rapport du Groupe-conseil Génivar inc. pour la Division de la gestion de l'habitat du poisson, ministère des Pêches et des Océans. 79 p. + 4 annexes.
- Lemieux, C. et G. Michaud. 1995. Mise en valeur de l'habitat du poisson de la Réserve nationale de faune de l'Isle-Verte (1994). Rapport conjoint de la Société de conservation de la baie de l'Isle-Verte et Groupe Environnement Shooner pour le ministère des Pêches et des Océans du Canada. 41 p. + 3 annexes.
- Lesueur, C. 1996. Acquisition de connaissances du milieu côtier dans la batture de Saint-Fulgence. Rapport au ministère des Pêches et des Océans du Canada. 38 p. + annexes.
- Lesueur, C. 1998. Acquisition de connaissances sur les poissons migrateurs et dulcicoles du Saguenay. Rapport du projet triennal : résultats obtenus de 1995 à 1998. Rapport du Comité ZIP-Saguenay au ministère des Pêches et des Océans du Canada, au ministère de l'Environnement et de la Faune et à Patrimoine Canada. 74 p. + annexes.
- Magnin, É. et G. Beaulieu. 1965. Quelques données sur la biologie de l'éperlan (*Osmerus eperlanus mordax*) du Saint-Laurent. Naturaliste can. 92 : 81-105.
- Massicotte, B., G. Verreault et D. Bergeron. 1990. Les communautés ichtyennes intertidales de l'estuaire du Saint-Laurent : structure et développement d'outils pour un suivi environnemental. Rapport de Lapel Groupe-Conseil inc. au ministère des Pêches et des Océans, Région du Québec. 74 p.
- Ministère des Pêches et des Océans (MPO). 1999. Communication personnelle. Service des statistiques, Québec.

- Naturam Environnement inc. 1997. Acquisition de connaissances et mise en valeur des habitats du poisson du complexe baie Verte/baie Laval, phase 3. Produit par la Corporation de développement de la Baie Verte avec l'aide du ministère des Pêches et des Océans dans le cadre du Plan d'action pour l'habitat du poisson. 38 p.
- Ouellet, P. et J.J. Dodson. 1985a. Dispersion and retention of anadromous rainbow smelt (*Osmerus mordax*) larvae in the middle estuary of the St. Lawrence river. J. can. sci. halieut. aquat. 42 : 332-341.
- Ouellet, P. et J.J. Dodson. 1985b. Tidal exchange of anadromous rainbow smelt (*Osmerus mordax*) larvae between a shallow spawning tributary and the St. Lawrence estuary. J. can. sci. halieut. aquat. 42 : 1352-1358.
- Pettigrew, P. et G. Verreault. 1999. Suivi de la reproduction de l'Éperlan arc-en-ciel de la rive sud de l'estuaire du Saint-Laurent en 1998. Faune et Parcs Québec, Direction régionale du Bas-Saint-Laurent, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune. 21 p.
- Pigeon, D., J.J. Dodson et L. Bernatchez. 1998. A mtDNA analysis of spatio-temporal distribution of two sympatric larval populations of rainbow smelt (*Osmerus mordax*) in the St. Lawrence estuary, Québec, Canada. J. can. sci. halieut. aquat. 55 : 1739-1747.
- Robitaille, J.A. et Y. Vigneault. 1990. L'éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*) anadrome de l'estuaire du Saint-Laurent: Synthèse des connaissances et problématique de la restauration des habitats de fraie dans la rivière Boyer. Rapp. manus. can. sci. halieut. aquat. 2057 : 56 p.
- Robitaille, J.A., L. Choinière, G. Trencia et G. Verreault. 1994. Pêche sportive de l'Éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*) sur la rive sud de l'estuaire du Saint-Laurent en 1991. MEF, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, Directions régionales de Québec et du Bas Saint-Laurent/Gaspésie/Îles-de-la-Madeleine. Rapp. tech. ix + 69 p.
- Robitaille, J.A., L. Choinière, G. Trencia et G. Verreault. 1995. Pêche sous la glace de l'éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*) à l'île-Verte pendant l'hiver 1991-1992. MEF, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune. 27 p.
- Sloterdijk, 1978. Contamination des organismes de l'estuaire. p. 713-819, Dans : Comité d'étude du fleuve Saint-Laurent en aval de Montmagny. Volume 4. Service de protection de l'environnement, Sainte-Foy, Québec.
- Tremblay, A. et G. Mercier. 1993. Capture de géniteurs d'éperlan arc-en-ciel à l'aide de la pêche à l'électricité dans l'anse Saint-Vallier. Ministère de l'environnement du Québec, Direction de la faune et des habitats. Rapp. tech. 5 p.
- Trencia, G., G. Verreault et D. Carrier. 1989. Le passé, le présent et le futur de l'éperlan de l'estuaire : une histoire de disparition ou de restauration. MLCP, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune. 27 p.
- Vladykov, V.D. 1946. Études sur les mammifères marins aquatiques. IV- Nourriture du marsouin blanc ou béluga (*Delphinapterus leucas*) du fleuve Saint-Laurent. Département des pêcheries, Québec. Contribution de l'institut de biologie générale et de zoologie 19 : 129 p.
- Vladykov, V.D. et A. Michaud. 1957. Les voyages de l'éperlan. Actualités marines 1(1) : 15-19.

ANNEXE CARTOGRAPHIQUE

Carte 1. Distribution et sites de pêche de l'Éperlan arc-en-ciel dans la zone d'étude.

PLEURONECTIDÉS

Plie lisse (*Liopsetta putnami*)

Plie rouge (*Pseudopleuronectes americanus*)

RÉSUMÉ

La Plie lisse et la Plie rouge sont les seuls poissons plats susceptibles de faire régulièrement partie du régime alimentaire de certains mammifères marins (Béluga, Phoque gris et Phoque commun). Ces deux espèces d'eaux peu profondes (< 40 m) sont sédentaires et il existe probablement une ou plusieurs populations locales de chaque espèce à l'intérieur de la zone d'étude. Il y a un décalage de la reproduction des deux espèces et, apparemment, une ségrégation importante sur le plan spatial (i.e. la Plie lisse est abondante dans l'estuaire moyen et la Plie rouge, dans l'estuaire maritime). Il y a des lacunes importantes dans les connaissances sur la biologie, la répartition spatio-temporelle, la structure et l'état des populations. Les deux espèces ne sont pas visées par les pêches sportives et commerciales mais peuvent constituer une partie importante des captures incidentes des pêches fixes intertidales.

TABLE DES MATIÈRES

	Page
Résumé.....	i
Liste des tableaux	iii
1. Importance dans le régime alimentaire des mammifères marins de la zone d'étude....	1
2. Biologie générale.....	1
2.1. Population d'appartenance	1
2.2. Cycle vital	1
2.2.1. Reproduction.....	1
2.2.2. Phase larvaire	1
2.2.3. Phase juvénile.....	1
2.2.4. Phase adulte	3
2.3. Habitats	3
2.4. Régime alimentaire	3
2.5. Croissance.....	4
2.6. Comportement en bancs et migrations verticales.....	4
3. Distribution dans la zone d'étude.....	4
4. État de la ressource.....	5
4.1. Statut	5
4.2. Abondance	5
4.3. Contamination par les substances toxiques	5
4.4. Anomalies et pathologies	5
5. Exploitation par l'homme	5
6. Problématique et enjeux	6
6.1. Lacunes dans les connaissances.....	6
6.2. Problématique.....	6
6.3. Enjeux	6
Références.....	9
Annexe cartographique	11

LISTE DES TABLEAUX

	Page
Tableau 1. Importance de la Plie lisse et de la Plie rouge dans le régime alimentaire des mammifères marins	2
Tableau 2. Taux de parasitisme chez la Plie lisse et la Plie rouge de l'estuaire moyen	5
Tableau 3. Évaluation sommaire de l'état des connaissances sur la Plie lisse et la Plie rouge dans le contexte de l'établissement d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude	7
Tableau 4. Évaluation sommaire des problématiques associées à la Plie lisse et la Plie rouge dans le contexte de l'implantation d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude	8

1. IMPORTANCE DANS LE RÉGIME ALIMENTAIRE DES MAMMIFÈRES MARINS DE LA ZONE D'ÉTUDE

Les plies lisse et rouge constituaient une ressource alimentaire secondaire des bélugas qui fréquentaient le banc de la Manicouagan dans les années 1930 (Vladykov, 1946) et il est possible que ces deux espèces sont des proies du Béluga et du Phoque commun aujourd'hui (Tableau 1). Contrairement à ces deux espèces d'eaux peu profondes, la Plie grise (*Glyptocephalus cynoglossus*), le Flétan atlantique (*Hippoglossus hippoglossus*), la Plie canadienne (*Hippoglossoides platessoides*) et le Flétan du Groenland (*Reinhardtius hippoglossoides*) ne font qu'exceptionnellement partie de la diète des mammifères marins dans la zone d'étude.

2. BIOLOGIE GÉNÉRALE

2.1 POPULATION D'APPARTENANCE

La structure des populations des deux espèces n'est pas connue. Les deux espèces n'effectuent pas de migrations de grande amplitude comme le font la morue, le hareng et le capelan, par exemple (Scott et Scott, 1988) et il est probable qu'une ou plusieurs populations locales de chaque espèce fréquentent la zone d'étude. La croissance de la Plie rouge de l'estuaire maritime est beaucoup plus lente que dans le sud du golfe (Vaillancourt *et al.*, 1985) ce qui indique qu'il s'agit d'une population distincte.

2.2. CYCLE VITAL

2.2.1. Reproduction

La distribution spatio-temporelle des larves dans l'estuaire indique que les deux espèces frayent en eaux peu profondes près des rives et au printemps. La Plie lisse frayerait plus tôt (avril/début mai) que la Plie rouge (fin mai/début juin) (Powles *et al.*, 1984; de Lafontaine, 1990).

Les oeufs des deux espèces sont démersaux; ceux de la Plie rouge sont adhérents alors que ceux de la Plie lisse ne le sont pas (Scott et Scott, 1988). L'emplacement des frayères des deux espèces dans la zone d'étude n'est pas connu.

2.2.2. Phase larvaire

Les larves des deux espèces sont pélagiques et font éclosion à une taille de moins de 5,0 mm (Powles *et al.*, 1984). Le long de la rive sud de l'estuaire, les larves de Plie lisse sont surtout abondantes en mai et à moins de 0,5 km des rives alors que les larves de Plie rouge sont abondantes de la fin mai au début de juillet et sont moins concentrées près des côtes (Powles *et al.*, 1984; de Lafontaine, 1990).

2.2.3. Phase juvénile

La taille à la métamorphose des deux espèces n'est pas connue. Des juvéniles 0+ de Plie lisse migrent dans le marais de Kamouraska en juillet à une longueur modale de 34 mm (Dutil et Fortin, 1983).

Tableau 1
Importance de la Plie lisse et de la Plie rouge dans le régime alimentaire des mammifères marins.

<i>Espèce</i>	<i>Région</i>	<i>Saison</i> ¹	<i>N</i> ²	<i>Fréquence et abondance relative dans les contenus stomacaux</i> ³	<i>Référence</i> ⁴
Béluga	Estuaire maritime ⁵	E	105	Rares (Manicouagan et Les Escoumins)	Vladykov, 1946
	Estuaire	P, E	2	Une Plie rouge dans une des deux carcasses avec contenu stomacal	Béland <i>et al.</i> , 1995
	Estuaire moyen ⁵	A	2	Absentes (Rivière-Ouelle)	Vladykov, 1946
Marsouin commun	Golfe	P, E	111	Pleuronectidés rares	Fontaine <i>et al.</i> , 1994
Petit Rorqual	NOA ⁶	-	-	Pas mentionnées comme proies	Kawamura, 1980; Mitchell, 1974; Ménard, 1998
Rorqual commun	NOA ⁶	-	-	Pas mentionnées comme proies	Kawamura, 1980; Sears <i>et al.</i> , 1981; Leatherwood <i>et al.</i> , 1981; Sears <i>et al.</i> , 1982; MPO, 1989
Rorqual bleu	NOA ⁶	-	-	Pas mentionnées comme proies	Yochem et Leatherwood, 1985
Phoque commun	Estuaire	A	5	Absentes	Lavigueur <i>et al.</i> , 1993
	Est du Canada	E, A	279	Poissons plats sont fréquents	Boulva et McLaren, 1979
	Nouvelle-Écosse	P, E	250	Poissons plats sont peu fréquents	Bowen et Harrison, 1996
Phoque gris	Estuaire	A	8	Absentes	Lavigueur <i>et al.</i> , 1993
	Estuaire et golfe	E	316	Absentes	Benoît et Bowen, 1990
	N-O du golfe	E, A	44	Absentes	Murie et Lavigne, 1992
Phoque du Groenland	Estuaire	H	41	Absentes	Murie et Lavigne, 1991
	Estuaire	P	9	Absentes	Murie et Lavigne, 1991
	Estuaire	H	25	Absentes	Beck <i>et al.</i> , 1993
Rorqual à bosse	NOA ⁶	-	-	Pas mentionnées comme proies	Winn et Reichley, 1985; MPO, 1989
Cachalot	NOA ⁶	-	-	Pas mentionnées comme proies	MPO, 1989; Rice, 1989
Dauphin à flancs blancs	NOA ⁶	-	-	Pas mentionnées comme proies	MPO, 1989; Reeves <i>et al.</i> , 1985
Baleine noire	NOA ⁶	-	-	Pas mentionnées comme proies	MPO, 1989

1 P : printemps; E : été; A : automne et H : hiver.

2 N : nombre d'estomacs.

3 Très fréquent : présence dans plus de 40 p. 100 des estomacs; Fréquent : présence dans 10 à 40 p. 100 des estomacs; Peu fréquent : présence dans 1 à 10 p. 100 des estomacs; Rare : présence dans moins de 1 p. 100 des estomacs.

4 Les références de ce tableau sont données dans l'introduction du chapitre 6.

5 Ces données datent de 60 ans.

6 NOA : nord-ouest de l'Atlantique.

2.2.4. Phase adulte

L'âge à maturité et la longévité de la Plie lisse de la zone d'étude ne sont pas documentés. Dans la rivière Miramichi (Nouveau-Brunswick), la taille à 50 p. 100 de maturité est de 96 mm et 135 mm chez les mâles et les femelles, respectivement (âgés d'un an ou plus) (Hanson et Courtenay, 1996).

L'âge à maturité de la Plie rouge de la zone d'étude n'est pas documenté. Dans le sud du golfe, les femelles sont matures à 4 ans et les mâles à 2 ou 3 ans (Scott et Scott, 1988). Les adultes de plus de 12 ans sont rares le long de la rive sud de l'estuaire maritime (Vaillancourt *et al.*, 1985).

2.3. HABITATS

La Plie lisse préfère les fonds vaseux alors que la Plie rouge préfère les fonds sableux ou hétérogènes (Scott et Scott, 1988). La Plie lisse tolère des températures plus élevées et des salinités plus faibles que la Plie rouge (Scott et Scott, 1988).

Dans le sud du golfe, la plie lisse réalise tout son cycle vital à l'intérieur des estuaires où la salinité varie de 0 à 25. En été, elle est surtout abondante près de la limite de pénétration des eaux salées. Les adultes sont alors retrouvés à des profondeurs de plus de 5 m et les juvéniles, uniquement en zone intertidale. En automne, les juvéniles migrent vers les eaux profondes et les adultes migrent vers les eaux plus salées dans la partie inférieure des estuaires où ils hivernent et se reproduisent (Hanson et Courtenay, 1997).

De leur côté, les adultes de la Plie rouge ne fréquentent les eaux saumâtres des estuaires du sud du golfe qu'en hiver. En mai, lors de la crue, ils quittent les estuaires pour frayer le long des côtes et passent l'été dans les eaux peu profondes du golfe (< 40 m) (Hanson et Courtenay, 1996). Les juvéniles (0+ et 1+) tolèrent des températures plus élevées que les adultes et demeurent dans les estuaires à l'année (Casterlin et Reynolds, 1984).

2.4. RÉGIME ALIMENTAIRE

Dans les marais de Kamouraska, les juvéniles 0+ de Plie lisse consomment des polychètes et, surtout, des copépodes, alors que les juvéniles 1+ se nourrissent de copépodes et, surtout, de polychètes (*Nereis (Neanthes)* sp.) (Dutil et Fortin, 1983). La diète des adultes dans la zone d'étude n'est pas connue. Dans l'estuaire de la Miramichi, les adultes se nourrissent presque exclusivement de mollusques bivalves (*Macoma balthica*) (Hanson et Courtenay, 1997).

La diète de la Plie rouge dans la zone d'étude n'est pas connue. Dans le sud du golfe, les adultes se nourrissent de polychètes, de crustacés benthiques, de petits mollusques (dont la Mye commune) et d'œufs de capelan et de hareng (Scott et Scott, 1988).

Les deux espèces ne se nourrissent pas en hiver (Hanson et Courtenay, 1996; 1997)

2.5. CROISSANCE

La croissance de la Plie lisse n'est pas documentée. L'espèce atteint une taille maximale de 320 mm dans la baie des Chaleurs (Scott et Scott, 1988) et de 320 mm dans l'estuaire de la Miramichi (Nouveau-Brunswick) (Hanson et Courtenay, 1997).

La croissance de la Plie rouge de la rive sud de l'estuaire maritime est plus lente que dans d'autres régions de l'est du Canada en raison de la température relativement peu élevée de l'eau dans l'estuaire. La taille maximale est de l'ordre de 350 mm (Vaillancourt *et al.*, 1985).

2.6. COMPORTEMENT EN BANCS ET MIGRATIONS VERTICALES

On ne dispose d'aucune information sur le comportement en bancs des deux espèces et sur leur utilisation de la colonne d'eau. Le régime alimentaire des adultes indique qu'ils ne migrent pas dans la colonne d'eau.

3. DISTRIBUTION DANS LA ZONE D'ÉTUDE

Les données sur la distribution des juvéniles et adultes de Plie lisse et de Plie rouge sont très fragmentaires. La Plie lisse est présente dans l'anse St-Jean (Lemieux, 1996), sur le banc de la Manicouagan (Vladykov, 1946), dans la baie de Rimouski (Lemieux, 1995) et dans l'ensemble de l'estuaire moyen en aval de la limite de pénétration des eaux salées (Gagnon *et al.*, 1992). Le long du littoral de l'estuaire moyen, les juvéniles et les adultes sont plus abondants en été dans le tronçon central (Petite-Rivière-Saint-François/pointe aux Orignaux) que plus en amont ou en aval (**Carte 1**). Dans ce secteur, d'avril à octobre, les adultes présents sur la batture vaseuse ne fréquentent pas les marais salés alors que les juvéniles 1+ (taille modale de 76 à 80 mm) les fréquentent de la fin juin à la mi-juillet et les jeunes de l'année (taille modale de 30 – 35 mm au début de juillet et 46 – 50 mm à la fin juillet) les fréquentent du début de juillet à septembre (Dutil et Fortin, 1983). Dans la baie de Rimouski et dans la région de l'île Verte, les plies lisses juvéniles sont relativement abondantes dans les marais (Lemieux et Michaud, 1995; Lemieux, 1995). La Plie lisse ne fréquente cependant pas le marais de Saint-Fulgence (Lesueur, 1996), la baie Verte (Naturam, 1997), la baie Laval (Naturam, 1996) et l'embouchure des rivières de la Haute-Côte-Nord (Pilote, 1989). La distribution de l'espèce dans l'estuaire en dehors des zones littorales en été et sa distribution en hiver ne sont pas documentées.

La Plie rouge est apparemment peu abondante dans le fjord du Saguenay et dans l'estuaire moyen (Drainville, 1970; Dutil et Fortin, 1983; Gagnon *et al.*, 1992; Lemieux, 1996; Lesueur, 1996) et est absente des fonds de plus de 100 m de profondeur dans l'estuaire maritime (**Carte 1**) (Tremblay *et al.*, 1984). Elle ne fréquente apparemment pas les zones littorales de l'estuaire maritime en été (Lemieux, 1995; Naturam, 1996; 1997). La distribution de la Plie rouge en été sur les fonds de 2 à 100 m ainsi que sa distribution en hiver ne sont pas documentées.

4. ÉTAT DE LA RESSOURCE

4.1. STATUT

La Plie lisse et la Plie rouge ne sont pas des espèces désignées vulnérables, menacées, en situation précaire ou en danger de disparition et ne sont pas susceptibles d'être désignées comme telles.

4.2. ABONDANCE

Aucune donnée ne permet de juger de l'état des populations locales de Plie lisse et de Plie rouge dans la zone d'étude.

4.3. CONTAMINATION PAR LES SUBSTANCES TOXIQUES

On ne dispose d'aucune donnée récente sur la contamination des deux espèces par les substances toxiques. Les seules données disponibles concernant la Plie rouge datent de 1977-1978 et ne sont pas représentatives de la situation actuelle.

4.4. ANOMALIES ET PATHOLOGIES

Dans l'estuaire moyen, la fréquence d'occurrence de parasites dans la cavité abdominale et de la douve de l'œil chez les adultes des deux espèces est présentée au Tableau 2. Les impacts de ce parasitisme ne sont pas connus.

Tableau 2
Taux de parasitisme chez la Plie lisse et la Plie rouge de l'estuaire moyen.

	<i>Parasites dans la cavité abdominale</i>	<i>Douve de l'oeil</i>
Plie lisse	28,2	14,7
Plie rouge	5,0	2,5

Source : Gagnon *et al.*, 1992.

De 1989 à 1991, la fréquence d'anomalies morphologiques, de tumeurs et d'ulcères était faible (< 1 p. 100) chez les deux espèces (Massicotte *et al.*, 1990; Gagnon *et al.*, 1992)

5. EXPLOITATION PAR L'HOMME

Dans l'estuaire, on ne pratique aucune pêche visant la Plie lisse et la Plie rouge. En raison de leur petite taille, les deux espèces n'ont pas de valeur commerciale. Par contre, des quantités inconnues de plies sont capturées accidentellement dans les pêches fixes intertidales. Les pêcheurs ne distinguent généralement pas les deux espèces dans leur compte rendu. Dans les cinq pêches fixes faisant l'objet d'un suivi dans l'estuaire depuis 1986 (La Baleine, Saint-Irénée, Cacouna, Sainte-Luce et Métis), les captures de plies (non identifiées à l'espèce mais présumément en majorité des plies lisses et rouges) sont parfois abondantes (maximum d'environ 14 t en 1992 pour l'ensemble des cinq sites; Bérubé et Lambert, 1999).

6. PROBLEMATIQUE ET ENJEUX

6.1. LACUNES DANS LES CONNAISSANCES

Les connaissances sur les deux espèces de plie sont très limitées (Tableau 3).

6.2. PROBLEMATIQUE

En raison des importantes lacunes dans les connaissances, la problématique relative aux deux espèces ne peut pas être établie (Tableau 4).

6.3. ENJEUX

En raison des importantes lacunes dans les connaissances, les enjeux associés à la problématique de ces deux espèces ne peuvent pas être définis.

Tableau 3

Évaluation sommaire des connaissances sur la Plie lisse et la Plie rouge dans le contexte de l'établissement d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude.

<i>Élément de connaissance</i>	<i>État des connaissances</i>				<i>Remarques</i>
	<i>Très insuffisantes</i>	<i>Insuffisantes</i>	<i>Suffisantes</i>	<i>Amplement suffisantes</i>	
1. Importance dans le régime alimentaire des mammifères marins		✓			
2. Biologie générale					
2.1. Population d'appartenance		✓			Il est probable qu'une ou plusieurs populations locales de chaque espèce fréquentent la zone d'étude.
2.2. Cycle vital		✓			
2.3. Habitats		✓			L'emplacement des frayères des deux espèces n'est pas connu.
2.4. Régime alimentaire		✓			La diète des adultes dans la zone d'étude n'est pas connue.
2.5. Croissance		✓	✓		Insuffisantes pour la Plie lisse, suffisantes pour la Plie rouge.
2.6. Comportement en bancs et migrations verticales		✓			
3. Distribution dans la zone d'étude		✓			Données très fragmentaires.
4. État de la ressource		✓			
4.1. Abondance		✓			Aucune donnée ne permet de juger de l'état des populations locales de ces deux espèces dans la zone d'étude.
4.2. Contamination par les substances toxiques		✓			Aucune donnée récente.
4.3. Anomalies et pathologies			✓		
5. Exploitation par l'homme		✓			Les prises incidentes rejetées à la mer ne sont pas comptabilisées.

Tableau 4

Évaluation sommaire des problématiques associées à la Plie lisse et à la Plie rouge dans le contexte de l'implantation d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude.

État de la ressource et causes connues ou probables	Très problématique	Possiblement problématique	Inconnu	Peu problématique	Possiblement non problématique	Non problématique	Remarques
Déclin de l'abondance de la ressource dans la zone d'étude			✓				
• Réchauffement climatique			✓				
• Dégradation des frayères			✓				
• Obstacles à la migration					✓		
• Surexploitation			✓				Prises incidentes dans les pêches fixes de l'estuaire.
• Réduction des ressources alimentaires			✓				
• Régularisation des cours d'eau					✓		
• Braconnage						✓	
• Dérangement					✓		
Contamination par les substances toxiques			✓				
• Sources locales actives			✓				
• Sources locales historiques			✓				
• Sources éloignées actives			✓				
• Sources éloignées historiques			✓				
Santé des individus			✓				
Conflits d'usage						✓	

RÉFÉRENCES

- Bérubé, S. et J.-D. Lambert. 1999. Communautés ichthyennes côtières de l'estuaire du Saint-Laurent en 1996 et 1997 : suite du suivi ichthyologique (1986-1995). Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. (sous presse).
- Biorex. 1995. Cartographie des ressources halieutiques et de leurs habitats dans l'estuaire moyen du Saint-Laurent. Rapport au ministère des Pêches et des Océans, Région du Québec, Division de la gestion et de l'habitat du poisson. 36 p. + annexes.
- Biorex. 1996. Base de données géoréférencées sur les ressources halieutiques et leurs habitats : estuaire maritime du Saint-Laurent et fjord du Saguenay. Rapport au ministère des Pêches et des Océans, Région du Québec, Division de la gestion et de l'habitat du poisson. Volume 1 : 38 p. + annexes et Volume 2 : 34 p. + annexes.
- Casterlin, M.E. et W.W. Reynolds. 1984. Thermoregulatory behaviour and diel activity of yearling winter flounder, *Pseudopleuronectes americanus*. Environ. Biol. Fishes 7 : 177-180.
- de Lafontaine, Y. 1990. Ichthyoplankton communities in the St. Lawrence estuary : composition and dynamics. p. 321-343, Dans : M.I. El-Sabh et N. Silverberg (éd.). Oceanography of a large-scale estuarine system : the St. Lawrence Estuary. Coastal and estuarine studies. 39.
- Drainville, G. 1970. Le fjord du Saguenay. II. La faune ichthyologique et les conditions écologiques. Naturaliste can. 88 : 129-177.
- Dutil, J.-D. et M. Fortin. 1983. La communauté de poissons d'un marécage intertidal de l'estuaire du Saint-Laurent. Naturaliste can. 110 : 397-410.
- Gagnon, M., Y. Ménard et J.M. Coutu. 1992. Structure de la communauté intertidale de l'estuaire moyen du Saint-Laurent. Cadre de référence pour le suivi à long terme de l'état de l'écosystème de l'estuaire du Saint-Laurent. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 1870: 35 p.
- Hanson, J.M. et S.C. Courtenay. 1996. Seasonal use of estuaries by winter flounder in the southern gulf of St. Lawrence. Trans. Am. Fish. Soc. 125 : 705-718.
- Hanson, J.M. et S.C. Courtenay. 1997. Seasonal distribution, maturity, condition and feeding of smooth flounder (*Pleuronectes putnami*) in the Miramichi estuary, southern gulf of St. Lawrence. Can. J. Zool. 75 : 1226-1240.
- Lemieux, C. 1995. Acquisition de connaissances des habitats côtiers de la région de Rimouski (1995). Rapport du Groupe-Conseil Génivar pour le ministère des Pêches et des Océans du Canada. 52 p.
- 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). Rapport du Groupe-conseil Génivar inc. pour la Division de la gestion de l'habitat du poisson, ministère des Pêches et des Océans. 79 p. + 4 annexes.

- Lemieux, C. et G. Michaud. 1995. Mise en valeur de l'habitat du poisson de la Réserve nationale de faune de l'Isle-Verte (1994). Rapport conjoint de la Société de conservation de la baie de l'Isle-Verte et Groupe Environnement Shooner pour le ministère des Pêches et des Océans du Canada. 41 p. + 3 annexes.
- Lesueur, C. 1996. Acquisition de connaissances du milieu côtier dans la batture de Saint-Fulgence. Rapport au ministère des Pêches et des Océans du Canada. 38 p. + annexes.
- Massicotte, B., G. Verreault et D. Bergeron. 1990. Les communautés ichthyennes intertidales de l'estuaire du Saint-Laurent: structure et développement d'outils pour un suivi environnemental. Rapport de Lapel Groupe-Conseil Inc. au ministère des Pêches et des Océans, Région du Québec. 74 p.
- Naturam Environnement inc. 1996. Caractérisation complémentaire des habitats côtiers et marins de la baie Laval. Produit par la Corporation de développement de la Baie Verte avec l'aide du ministère des Pêches et des Océans dans le cadre du Plan d'action pour l'habitat du poisson. 42 p.
- Naturam Environnement inc. 1997. Acquisition de connaissances et mise en valeur des habitats du poisson du complexe baie Verte/baie Laval, phase 3. Produit par la Corporation de développement de la Baie Verte avec l'aide du ministère des Pêches et des Océans dans le cadre du Plan d'action pour l'habitat du poisson. 38 p.
- Pilote, S. 1989. Avis scientifique sur l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) sur la Côte-Nord du Saint-Laurent. MAPAQ, Direction de la recherche scientifique et technique, Doc. rech. 89/09 : 17 p.
- Powles, H., F. Auger et G.J. Fitzgerald. 1984. Nearshore ichthyoplankton of a north temperate estuary. J. can. sci. halieut. aquat. 41: 1653-1663.
- Scott, W.B. et M.G. Scott. 1988. Atlantic fishes of Canada. Bull. can. sci. halieut. aquat. 219 : 731 p.
- Tremblay, C. , B. Portelance et J. Fréchette. 1984. Inventaire au chalut de fond des espèces de poissons et crustacés dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation, Direction de la recherche scientifique et technique. Cahier d'information n° 103 : 96 p.
- Vaillancourt, R., J.-C. F. Brêthes et G. Desrosiers. 1985. Croissance de la plie rouge, *Pseudopleuronectes americanus*, de l'estuaire maritime du Saint-Laurent. Can. J. Zool. 63 : 1610-1616.
- Vladykov, V.D. 1946. Études sur les mammifères marins aquatiques. IV- Nourriture du marsouin blanc ou béluga (*Delphinapterus leucas*) du fleuve Saint-Laurent. Département des pêcheries, Québec. Contribution de l'institut de biologie générale et de zoologie 19 : 129 p.

ANNEXE CARTOGRAPHIQUE

Carte 1. Distribution et sites de pêche de la Plie lisse et de la Plie rouge dans la zone d'étude.

ANGUILLE D'AMÉRIQUE (*Anguilla rostrata*)

RÉSUMÉ

L'importance de l'anguille dans la diète des phoques et des odontocètes de la zone d'étude n'est pas connue. L'anguille pourrait constituer un vecteur important de la contamination du Béluga, du Phoque commun et du Phoque gris par les substances organochlorées. En effet, cette espèce est parmi les plus contaminées par les organochlorés du système du Saint-Laurent et est abondante dans la zone d'étude lors de sa migration automnale vers l'Atlantique. Cependant, l'abondance du stock migrateur connaît un déclin important depuis plusieurs années relié à des causes potentielles multiples. Il pourrait connaître un déclin encore plus marqué dans les prochaines années en raison d'une baisse catastrophique du recrutement probablement associée à des conditions océanographiques défavorables à la migration ou à la survie des jeunes de l'année dans l'Atlantique du nord-ouest. On observe aussi une baisse importante du niveau de contamination des anguilles par les organochlorés depuis le début des années 1980. La distribution de la ressource dans la zone d'étude lors de la migration automnale n'est pas connue.

TABLE DES MATIÈRES

	Page
Résumé.....	i
Liste des tableaux	iii
Liste des figures	iv
1. Importance dans le régime alimentaire des mammifères marins de la zone d'étude....	1
2. Biologie générale.....	1
2.1. Population d'appartenance	1
2.2. Cycle vital	1
2.2.1. Reproduction.....	1
2.2.2. Phase larvaire	1
2.2.3. Phase juvénile.....	1
2.2.4. Phase adulte	4
2.3. Habitats	4
2.4. Régime alimentaire	4
2.5. Croissance.....	5
2.6. Comportement en bancs et migrations verticales.....	5
3. Distribution dans la zone d'étude.....	5
3.1. Stocks des rivières tributaires de la zone d'étude	5
3.2. Stocks littoraux de l'estuaire	5
3.3. Stocks du bassin supérieur du fleuve Saint-Laurent et du Lac Ontario.....	5
4. État de la ressource.....	6
4.1. Statut	6
4.2. Abondance	6
4.2.1. Stocks du fleuve Saint-Laurent et du lac Ontario.....	6
4.2.2. Stocks des rivières tributaires de la zone d'étude	7
4.2.3. Causes du déclin.....	7
4.3. Contamination par les substances toxiques	8
4.4. Anomalies et pathologies	10
5. Exploitation par l'homme	12
6. Problématique et enjeux	14
6.1. Lacunes dans les connaissances.....	14
6.2. Problématique.....	14
6.3. Enjeux	14
Références.....	18
Annexe cartographique	22

LISTE DES TABLEAUX

	Page
Tableau 1. Importance de l'anguille dans le régime alimentaire des mammifères marins	2
Tableau 2. Écart de sept moyennes géométriques hebdomadaires des concentrations des huit substances toxiques les plus abondantes dans les anguilles migratrices capturées à Kamouraska au cours de la migration automnale de 1990	9
Tableau 3. Pourcentage des anguilles migratrices capturées à Kamouraska et des anguilles résidentes de la rivière aux Pins excédant la norme de protection de la santé humaine en 1982 et 1990 selon la substance analysée	9
Tableau 4. Prévalence d'anomalies morphologiques et histologiques et de parasites en 1990 chez les anguilles migratrices capturées à Kamouraska et chez les anguilles résidentes de la rivière aux Pins	11
Tableau 5. Débarquements d'anguilles dans la zone d'étude de 1980 à 1997	12
Tableau 6. Distribution des trappes à anguilles dans la zone d'étude en 1995 et en 1997	13
Tableau 7. Évaluation sommaire de l'état des connaissances sur l'anguille dans le contexte de l'établissement d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude.....	15
Tableau 8. Évaluation sommaire des problématiques associées à l'anguille dans le contexte de l'implantation d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude	16
Tableau 9. Enjeux relatifs à la problématique de l'anguille dans la zone d'étude	17

LISTE DES FIGURES

	Page
Figure 1. Représentation schématique des migrations ontogéniques des anguilles du Saint-Laurent.....	3

1. IMPORTANCE DANS LA RÉGIME ALIMENTAIRE DES MAMMIFÈRES MARINS DE LA ZONE D'ÉTUDE

L'importance de l'anguille dans le régime alimentaire des mammifères marins de la zone d'étude n'est pas connue. Il est probable que l'anguille constitue une ressource alimentaire secondaire du Béluga, du Phoque commun et du Phoque gris lors de la migration automnale de l'espèce dans la zone d'étude de la fin septembre au début de novembre (Vladykov, 1946). On ne dispose cependant d'aucune donnée sur le régime alimentaire des mammifères marins de la zone d'étude en octobre lorsque l'anguille est abondante dans la zone d'étude (Tableau 1). L'espèce ne constituerait pas une proie facile en raison de sa grande taille, de sa vigueur et de l'abondance de mucus sur le corps en période de migration (Vladykov, 1946).

2. BIOLOGIE GÉNÉRALE

2.1. POPULATION D'APPARTENANCE

Toutes les anguilles du système du Saint-Laurent font partie de la seule et unique population de l'Amérique du Nord (et de l'espèce) qui se reproduit dans l'Atlantique et dont les aires de croissance sont situées dans les cours d'eau de la côte est de l'Amérique du Nord, entre la Floride et le Labrador. Des études génétiques ont démontré que la population est panmictique (Castonguay *et al.*, 1994a).

2.2. CYCLE VITAL

2.2.1. Reproduction

À l'atteinte de la maturité sexuelle, les anguilles quittent les eaux douces et saumâtres à la fin de l'été pour aller frayer entre février et juillet dans la mer des Sargasses, au sud des Bermudes (Figure 1). Tous les géniteurs meurent après la fraye (Scott et Scott, 1988).

2.2.2. Phase larvaire

Les oeufs et les larves (leptocéphales) sont pélagiques et dérivent vers le nord dans le Gulf Stream. Les larves se métamorphosent en civelles cristallines (juvéniles 0+) à une taille de 60 – 65 mm au cours de l'hiver (Scott et Scott, 1988; Castonguay *et al.*, 1994a).

2.2.3. Phase juvénile

Juste après la métamorphose, les civelles sont transparentes ; elles migrent du Gulf Stream vers le plateau continental nord-américain, entre la Floride et le Labrador. Elles apparaissent dans l'embouchure des rivières de la Nouvelle-Écosse en mai et juin à une longueur de moins de 70 mm (Jessop, 1997a). Dans une rivière du nord-ouest du golfe (rivière de la Trinité), les civelles arrivent dans l'embouchure du cours d'eau de la mi-juin à la fin juillet. Les civelles ont alors une taille moyenne de 59 à 69 mm et la majorité ont déjà acquis une pigmentation présumément lors de leur migration dans le golfe (Dutil *et al.*, 1989). L'alimentation des civelles ne commence qu'à un stade de pigmentation avancé. Pratiquement toutes les rivières tributaires du golfe et de l'estuaire sont colonisées par les civelles (Caron et Verreault, 1997b).

Tableau 1
Importance de l'anguille dans le régime alimentaire des mammifères marins.

<i>Espèce</i>	<i>Région</i>	<i>Saison¹</i>	<i>N²</i>	<i>Fréquence et abondance relative dans les contenus stomacaux³</i>	<i>Référence⁴</i>
Béluga	Estuaire maritime ⁵	E	105	Absente (Manicouagan et Les Escoumins)	Vladykov, 1946
	Estuaire	P, E	2	Absente dans deux carcasses avec contenu stomacal	Béland <i>et al.</i> , 1995
	Estuaire moyen ⁵	A	2	Absente à Rivière-Ouelle en novembre	Vladykov, 1946
Marsouin commun	Golfe	P, E	111	Absente	Fontaine <i>et al.</i> , 1994
Petit Rorqual	NOA ⁶	-	-	Pas mentionnée comme proie	Kawamura, 1980; Mitchell, 1974; Sears <i>et al.</i> , 1981
Rorqual commun	NOA ⁶	-	-	Pas mentionnée comme proie	Kawamura, 1980; Sears <i>et al.</i> , 1981; Leatherwood <i>et al.</i> , 1981; Sears <i>et al.</i> , 1982; MPO, 1989
Rorqual bleu	NOA ⁶	-	-	Pas mentionnée comme proie	Yochem et Leatherwood, 1985
Phoque commun	Estuaire	A	5	Absente	Lavigueur <i>et al.</i> , 1993
	Est du Canada	E, A	279	Absente	Boulva et McLaren, 1979
	Nouvelle-Écosse	P, E	250	Absente	Bowen et Harrison, 1996
Phoque gris	Estuaire	A	8	Absente	Lavigueur <i>et al.</i> , 1993
	Estuaire et golfe	E	316	Absente	Benoît et Bowen, 1990
	N-O du golfe	E, A	44	Absente	Murie et Lavigne, 1992
Phoque du Groenland	Estuaire	H	41	Absente	Murie et Lavigne, 1991
	Estuaire	P	9	Absente	Murie et Lavigne, 1991
	Estuaire	H	25	Absente	Beck <i>et al.</i> , 1993
Rorqual à bosse	NOA ⁶	-	-	Pas mentionnée comme proie	Winn et Reichley, 1985; MPO, 1989
Cachalot	NOA ⁶	-	-	Pas mentionnée comme proie	MPO, 1989; Rice, 1989
Dauphin à flancs blancs	NOA ⁶	-	-	Pas mentionnée comme proie	MPO, 1989; Reeves <i>et al.</i> , 1985
Baleine noire	NOA ⁶	-	-	Pas mentionnée comme proie	MPO, 1989

1 P : printemps; E : été; A : automne et H : hiver.

2 N : nombre d'estomacs.

3 Très fréquent : présence dans plus de 40 p. 100 des estomacs; Fréquent : présence dans 10 à 40 p. 100 des estomacs; Peu fréquent : présence dans 1 à 10 p. 100 des estomacs; Rare : présence dans moins de 1 p. 100 des estomacs.

4 Les références de ce tableau sont données à l'introduction du chapitre 6.

5 Ces données datent de 60 ans.

6 NOA : nord-ouest de l'Atlantique.

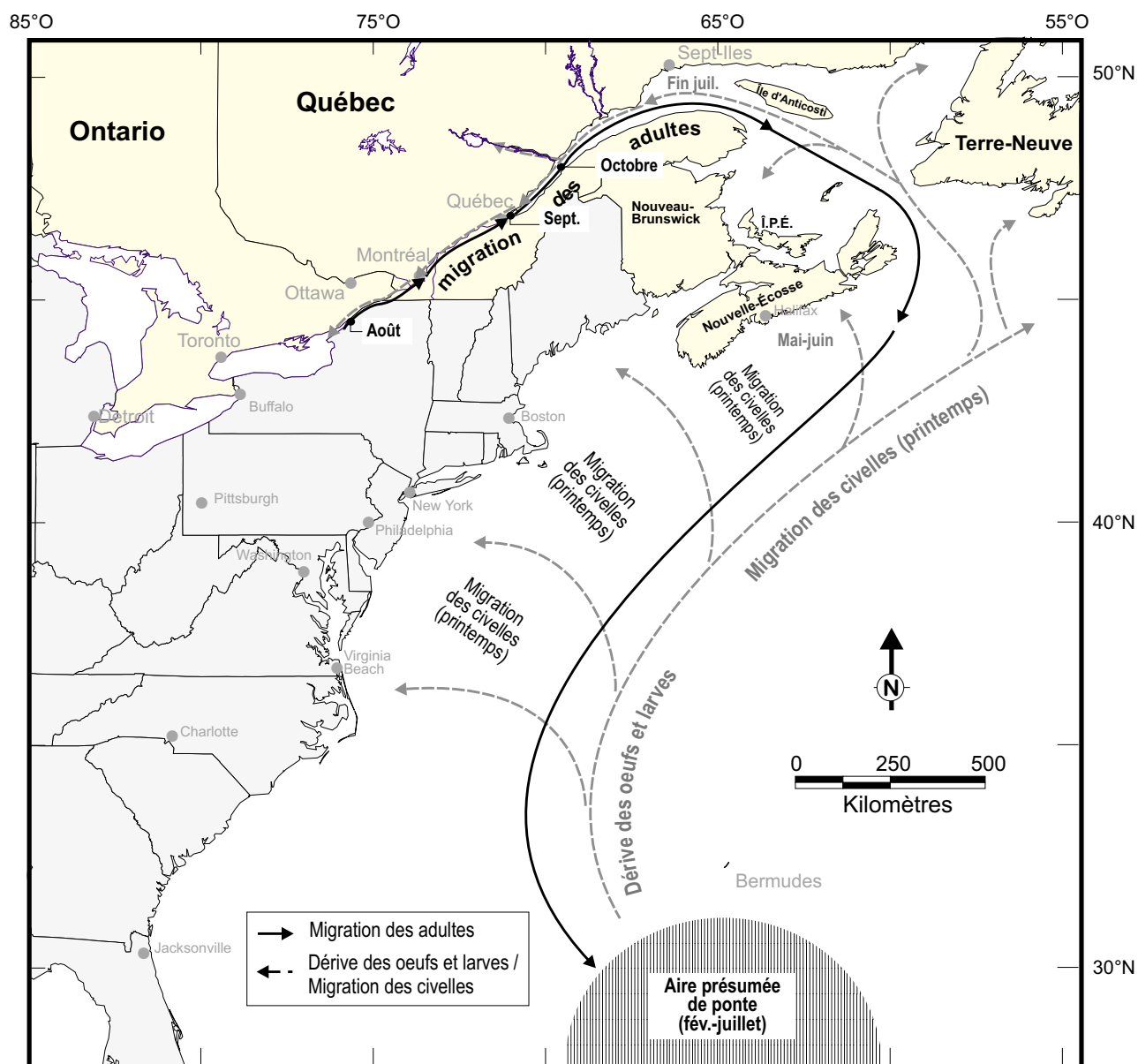


Figure 1

Représentation schématique des migrations ontogéniques des anguilles du Saint-Laurent.

Sources : adapté de Scott et Scott, 1988; Dutil *et al.*, 1989; Pilote, 1989; Castonguay *et al.*, 1994a.

La majorité des civelles passent une année dans l'embouchure des rivières avant d'entreprendre la montaison. Cette montaison est nocturne (Dutil *et al.*, 1989).

Une partie importante des civelles remontent le cours principal du Saint-Laurent pour coloniser le bassin de drainage du fleuve Saint-Laurent et du lac Ontario. La remontée du fleuve jusqu'au barrage de Cornwall est très lente. Selon l'auteur, l'âge des anguillettes capturées dans la passe migratoire de ce barrage varie de 4 à 15 ans (Caron et Verreault, 1997b), est en moyenne de 5 ans (Castonguay *et al.*, 1994a) ou est en moyenne de 12 ans (Casselman *et al.*, 1997a).

Une fois dans leur habitat de croissance, les anguilles sont plutôt sédentaires (Scott et Scott, 1988; Jessop, 1997a). Dans le golfe, il ne semble pas y avoir d'échanges d'individus entre rivières voisines (Vladykov, 1971).

La phase juvénile dans le système du Saint-Laurent dure de 10 à 20 ans (Scott et Scott, 1988; Castonguay *et al.*, 1994a; Casselman *et al.*, 1997a). Les anguilles résideraient une dizaine d'années dans les rivières tributaires du golfe (Scott et Scott, 1988; Pilote, 1989) ainsi que dans le lac Ontario (Castonguay *et al.*, 1994a; Casselman *et al.*, 1997a).

2.2.4. Phase adulte

Toutes les anguilles du système du Saint-Laurent sont des femelles, les mâles étant surtout abondants sur la côte est des États-Unis (Castonguay *et al.*, 1994a). La maturité sexuelle est atteinte à un âge de 15 à 20 ans dans le lac Ontario (Castonguay *et al.*, 1994a; Casselman *et al.*, 1997a) et à l'âge de 11-12 ans dans les rivières de la Côte-Nord (Pilote, 1989).

Dès l'atteinte de la maturité sexuelle, les anguilles dévalent les cours d'eau en été et au début de l'automne et se dirigent vers leur aire de reproduction dans l'Atlantique. Durant cette migration, les ovocytes se développent progressivement (Hodson *et al.*, 1994; Couillard *et al.*, 1997) et on assiste à un changement de la couleur de la peau qui passe du vert olive au noir avec des reflets argentés (Vladykov, 1971).

2.3. HABITATS

Bien que la majorité des anguilles croissent en eaux franchement douces, une certaine proportion demeure en milieux saumâtres pendant toute leur croissance (Dutil *et al.*, 1989). De plus, dans certaines rivières de l'île d'Anticosti, les anguilles migrent vers l'embouchure des cours d'eau pour y passer l'été (Raymond et Tremblay, 1996). Dans la zone d'étude (milieu marin), l'anguille fréquenterait surtout les zones littorales durant l'été (Vladykov, 1946).

2.4. RÉGIME ALIMENTAIRE

Dans l'embouchure de la rivière de la Trinité, les civelles se nourrissent principalement de larves d'insectes (chironomidés et simuliidés) (Dutil *et al.*, 1989).

En eau douce, l'anguille se nourrit surtout pendant la nuit d'une grande variété d'organismes benthiques et de petits poissons (Castonguay *et al.*, 1994a). Dans l'estuaire moyen, le poulamon est une proie importante des anguilles qui résident durant l'été dans la région de

Kamouraska (Dutil et Fortin, 1983). Les anguilles matures ne se nourrissent pas lors de leur migration vers l'Atlantique (Scott et Scott, 1988).

2.5. CROISSANCE

Dans la rivière de la Trinité, les civelles ont une taille de 59 – 69 mm au cours du premier été et de 75 à 125 mm au cours de leur deuxième été dans l'embouchure de la rivière (Dutil *et al.*, 1989).

La détermination de l'âge des anguilles est problématique parce que plus d'un anneau de croissance peut se former sur les otolithes au cours d'une année (Castonguay *et al.*, 1994a). Les anguilles argentées en migration dans l'estuaire moyen en automne ont une taille moyenne variant entre 800 et 1 000 mm (Couillard *et al.*, 1997; Caron et Verreault, 1997a). Par contre, les anguilles matures en dévalaison dans les rivières de la Côte-Nord et de Terre-Neuve ont une taille de 600 à 700 mm (Scott et Scott, 1988; Pilote, 1989), présumément parce que la phase juvénile est moins longue (Scott et Scott, 1988).

2.6. COMPORTEMENT EN BANCS ET MIGRATIONS VERTICALES

On ne dispose d'aucune information sur le comportement en bancs et les migrations verticales des anguilles dans la zone d'étude.

3. DISTRIBUTION DANS LA ZONE D'ÉTUDE

3.1. STOCKS DES RIVIÈRES TRIBUTAIRES DE LA ZONE D'ÉTUDE

On retrouve des stocks d'anguilles dans pratiquement toutes les rivières tributaires de la zone d'étude (Pilote, 1989; Caron et Verreault, 1997b). Les données fragmentaires sur la dévalaison des anguilles matures dans ces rivières indiquent que les anguilles de ces stocks sont surtout abondantes dans les embouchures en septembre lors de leur dévalaison vers l'Atlantique (Pilote, 1989; Caron et Verreault, 1997a). Les données disponibles ne permettent pas d'établir l'abondance de ces stocks.

3.2. STOCKS LITTORAUX DE L'ESTUAIRE

Les données sur les communautés ichthyennes littorales de l'estuaire indiquent que les anguilles de grande taille sont présentes partout en milieu littoral mais qu'elles sont peu abondantes dans la zone d'étude durant l'été (Dutil et Fortin, 1983; Lapointe, 1984; Pilote, 1989; Gagnon *et al.*, 1992; Lemieux et Michaud, 1995; Lemieux, 1995;1996; Lesueur, 1996; Naturam, 1997).

3.3. STOCKS DU BASSIN SUPÉRIEUR DU FLEUVE SAINT-LAURENT ET DU LAC ONTARIO

Les anguilles sont très abondantes dans la zone d'étude de la fin septembre au début de novembre, lorsque les stocks d'anguilles matures du bassin supérieur du fleuve Saint-Laurent (notamment les stocks du lac Saint-Pierre et de la rivière Richelieu) et ceux du lac Ontario dévalent l'estuaire en route vers l'Atlantique.

La migration à travers la zone d'étude débute généralement à la fin septembre et se termine dans les premiers jours de novembre avec un pic d'abondance prononcé à la mi-octobre (Bergeron, 1970; Hodson *et al.*, 1994; Caron et Verreault, 1997a). La vitesse de dévalaison dans la partie amont de l'estuaire moyen est relativement lente (6 – 10 km par jour) (Caron et Verreault, 1997a).

Environ 70 p. 100 des anguilles capturées durant la migration le long de la rive sud appartiennent aux stocks du Lac Ontario et du couloir fluvial du fleuve, les autres provenant des tributaires moins contaminés du lac Ontario, du fleuve et de l'estuaire moyen (Dutil *et al.*, 1985; Couillard *et al.*, 1997).

Les données sur le niveau de contamination par les substances toxiques et sur le taux de parasitisme et de malformations vertébrales suggèrent que les anguilles migrent en groupes d'origine différente et que les stocks du bassin du Lac Ontario arrivent plus tard dans la région de Kamouraska que les autres stocks (Hodson *et al.*, 1994; Couillard *et al.*, 1997).

L'abondance des anguilles en migration automnale en 1996 a été sommairement établie à environ 500 000 individus et 650 t (Caron et Verreault, 1997a). Cette année-là, l'abondance d'anguilles était à un niveau beaucoup plus bas qu'au cours des années 1980 (voir l'item 4 ci-après).

La distribution spatiale des anguilles dans la zone d'étude en octobre n'est pas connue ([Carte 1](#)). Les anguilles se déplaceraient surtout la nuit et auraient tendance à se rapprocher de la rive sud lorsque les vents du nord-est dominant (Bergeron, 1970). Les données de débarquements et sur les caractéristiques écotoxicologiques des anguilles indiquent que les anguilles en migration longent les deux rives avec une préférence marquée pour la rive sud (Bergeron, 1970; Hodson *et al.*, 1994). On ne sait cependant pas si elles utilisent toute la largeur de l'estuaire ou seulement les eaux riveraines et si elles voyagent en bancs ou non.

4. ÉTAT DE LA RESSOURCE

4.1. STATUT

L'anguille n'a pas été désignée vulnérable, menacée ou en danger de disparition par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) ou le ministère de l'Environnement du Québec et n'est pas susceptible d'être désignée comme telle.

4.2. ABONDANCE

Plusieurs séries chronologiques de prises par unité d'effort dans des pêches commerciales et scientifiques indiquent que les stocks d'anguille du Saint-Laurent sont en déclin depuis plusieurs décennies et que ce déclin pourrait être considérablement accéléré dans les prochaines années.

4.2.1. Stocks du fleuve Saint-Laurent et du lac Ontario

Les prises par unité d'effort (PUE) des pêches commerciales dans l'estuaire du Saint-Laurent sont à la baisse depuis plusieurs décennies. Une série chronologique inédite de PUE (1930 –

1965) montre que le déclin a débuté en même temps que les grandes perturbations du Saint-Laurent qui ont eu cours dans les années 1950 (Castonguay *et al.*, 1997). Par ailleurs, on a observé une diminution des PUE d'anguilles en migration de 36 p. 100 dans l'ensemble de l'estuaire de 1986 à 1993 et de 69 p. 100 dans le comté de Kamouraska de 1981 à 1995. La baisse est graduelle et presque constante d'une année à l'autre (Axelsen, 1997). Une baisse encore plus importante (95 p. 100 de 1986 à 1996) a été observée dans la rivière Richelieu (Axelsen, 1997).

De 1986 à 1992, on a observé une baisse de plus de 99 p. 100 du nombre d'anguillettes en montaison vers le tronçon international du fleuve et le lac Ontario dans la passe migratoire du barrage de Cornwall (Casselman *et al.*, 1997b). Cette baisse catastrophique du recrutement coïncide, avec un décalage d'environ six ans, avec une baisse de plus de 50 p. 100 observée dans les débarquements commerciaux du lac Ontario et du tronçon international du fleuve depuis 1992. Le décalage de six ans correspond approximativement au nombre moyen d'années écoulées entre la montaison des anguilles au barrage de Cornwall et leur capture dans les pêches commerciales du lac Ontario (Casselman *et al.*, 1997a; 1997b).

Le nombre moyen d'années écoulées entre la montaison des anguilles marquées au barrage de Cornwall et leur recapture dans la zone d'étude a été établi à 10 ans (Castonguay *et al.*, 1994a). Il est donc probable que l'abondance d'anguille dans la zone d'étude en octobre va diminuer à un rythme encore plus rapide que ce qui a été observé jusqu'ici.

4.2.2. Stocks des rivières tributaires de la zone d'étude

Le recrutement d'anguillettes (1+ ou 2+) dans la rivière de la Trinité (Côte-Nord) a connu une baisse très importante de 1982 à 1987 et une reprise importante de 1994 à 1996 (Caron et Verreault, 1997b). D'autre part, on a observé au cours des années 1980 et 1990 une baisse importante du nombre d'anguilles dans les rivières du sud du Golfe (rivières Matapédia, Restigouche, Miramichi, Morell) (Castonguay *et al.*, 1994a; Chaput *et al.*, 1997).

4.2.3. Causes du déclin

Les causes de la forte diminution du recrutement dans le lac Ontario depuis 1986 et un peu plus tôt dans les rivières du Golfe ne sont pas connues mais il y a des preuves indirectes qu'elle est due à un changement des conditions océanographiques dans l'Atlantique du nord-ouest (Castonguay *et al.*, 1997). En effet, l'âge moyen des anguilles en montaison au barrage de Cornwall se situe selon les auteurs entre 5 (Castonguay *et al.*, 1994a) et 12 ans (Casselman *et al.*, 1997b). Ce déclin pourrait donc être attribuable au déclin du recrutement de civelles cristallines (1+) dans le golfe à partir de 1982 ou de 1975, respectivement. Or, un tel déclin coïnciderait avec celui du recrutement dans l'est du Canada du calmar, une espèce dont la première partie du cycle vital ressemble à celui de l'anguille (voir la section 10). D'autre part, le déclin de la population d'Anguille d'Amérique coïncide avec celui de l'Anguille européenne qui se reproduit aussi dans la mer des Sargasses (Jessop, 1997b). La faiblesse du recrutement pourrait donc être attribuable aux changements du climat océanographique dans le nord-ouest de l'Atlantique au cours des années 1980 (Castonguay *et al.*, 1994b; 1997).

D'autre part, les facteurs qui pourraient être responsables de la baisse graduelle de l'abondance d'anguilles en migration dans la zone d'étude depuis les années 1950 sont les suivants (Robitaille et Tremblay, 1994; Castonguay *et al.*, 1994a):

- le niveau élevé de contamination par les substances organochlorées et l'incidence élevée de malformations et de lésions précancéreuses dans le foie (voir l'item 4.4 ci-après) ainsi que des mortalités dues à la toxicité de certains effluents industriels (Dutil, 1984, Couillard *et al.*, 1997);
- la mortalité élevée des anguilles qui passent au travers des turbines des barrages de Cornwall et de Beauharnois (Kolenosky, 1976; Desrochers, 1995);
- les travaux de la voie maritime du Saint-Laurent de 1954 à 1960 (MEF, 1995);
- la multiplication des obstacles à la montaison des anguilles dans les rivières (réduction de la superficie d'habitats disponibles) (Castonguay *et al.*, 1994a; MEF, 1995);
- la perturbation des habitats utilisés par les anguilles (Castonguay *et al.*, 1994a; MEF, 1995);
- la surexploitation de l'espèce dans l'ensemble de son aire de distribution (voir l'item 5 ci-après).

4.3. CONTAMINATION PAR LES SUBSTANCES TOXIQUES

Plusieurs études ont été consacrées à la contamination des anguilles du Saint-Laurent par les substances toxiques (Desjardins *et al.*, 1983a, 1983b; Dutil *et al.*, 1985; Castonguay *et al.*, 1989; Hodson *et al.*, 1994; Couillard *et al.*, 1997). Les principales conclusions de ces études sont résumées ci-dessous.

- Une partie importante des anguilles en migration dans la zone d'étude en octobre sont fortement contaminées par les substances organochlorées. Le niveau de contamination varie entre les individus en raison du mélange de différents stocks lors de la migration.
- Les concentrations moyennes de substances toxiques dans les carcasses (tous les résultats résumés ci-dessous) ne sont pas significativement différentes de celles retrouvées dans les anguilles entières. Les conclusions données ci-dessous sont donc applicables à la problématique de la contamination des mammifères marins (consommation de l'anguille entière).
- Les substances toxiques les plus abondantes sont les BPC, le DDT et ses dérivés, le mirex et la dieldrine (Tableau 2).
- Le niveau de contamination des anguilles augmente du début à la fin de la migration automnale (fin septembre à début novembre) présumément parce que les anguilles les plus contaminées ont une vitesse de migration réduite ou, encore plus plausible, parce les anguilles les plus contaminées (celles du lac Ontario) ont un trajet plus long à parcourir jusque dans la zone d'étude.
- Le pourcentage d'anguilles dont la concentration des toxiques dépasse la norme de consommation humaine a considérablement diminué de 1982 à 1990 (Tableau 3).
- Le potentiel toxique des BPC de huit anguilles a été sommairement établi à 100 fois la norme de consommation humaine et il est probable que la consommation d'anguilles constitue un risque important pour la santé des mammifères marins.

Tableau 2

Écart de sept moyennes géométriques hebdomadaires des concentrations des huit substances toxiques les plus abondantes dans les anguilles migratrices capturées à Kamouraska au cours de la migration automnale de 1990.

Substance	Concentration ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, poids humide)¹	Critère de la protection de la santé humaine ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, poids humide)	Critère de protection des vertébrés piscivores ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, poids humide)
BPC (arochlor 1254)	0,61 – 2,13	2,0	0,1
Mercure	0,18 – 0,26	0,5	0,1
DDT total	0,13 – 0,46	5,0	0,014
Mirex	< 0,01 – 0,09	0,1	-
Dieldrine	0,03 – 0,07	0,1	-
2 – chlordane	0,02 – 0,04	0,1	-
Epoxide d'heptachlore	0,01 – 0,02	0,1	-
Hexachlorobenzène	< 0,01 – 0,02	0,1	-

Source : Hodson *et al.*, 1994.

- 1 Toutes les moyennes géométriques hebdomadaires pour l'heptachlore, le lindane, l'aldrine, l'endrine, l'oxychlordane, le 1 – chlordane et le ∞ - BHC étaient inférieures à $0,02 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$.

Tableau 3

Pourcentage des anguilles migratrices capturées à Kamouraska et des anguilles résidentes de la rivière aux Pins excédant la norme de protection de la santé humaine en 1982 et en 1990 selon la substance analysée.

	Pourcentage de dépassements de la norme		
	Kamouraska		Rivière aux Pins¹
	1982 n = 104	1990 n = 89	1990 n = 7
BPC (arochlor 1254)	80	36	Aucun dépassement
Mirex	52	29	Aucun dépassement
DDT	0	0	Aucun dépassement
Autres pesticides	13,5	15,7 ²	Aucun dépassement
Dioxines et furanes	-	0	Aucun dépassement
Mercure	8,6	2,3	Aucun dépassement

Source : Hodson *et al.*, 1994

- 1 Affluent de la rivière Laval sur la rive nord de l'estuaire maritime.
2 Dieldrine dans tous les cas.

- Le potentiel toxique des BPC chez huit anguilles a été sommairement établi à deux fois le seuil de toxicité pour les poissons.
- En 1990, la concentration moyenne de BPC, DDT, mirex et dieldrine était de 10 à 100 fois (selon la substance) plus élevée dans les anguilles migratrices que dans les anguilles résidentes de la rivière aux Pins (tributaire de la rivière Laval). Par contre, la contamination par le mercure était peu élevée et comparable entre les deux stocks ce qui indique que la contamination par ce métal lourd provient surtout du transport atmosphérique à grande distance.
- Entre 1982 et 1990, la contamination moyenne de substances toxiques dans les anguilles migratrices a baissé de 68 p. 100 dans le cas des BPC et de 56 p. 100 dans le cas du mirex. Une diminution importante a aussi été observée dans le cas du DDT et du mercure mais pas dans le cas de la dieldrine, le seul pesticide organochloré encore utilisé dans le bassin du Saint-Laurent de nos jours. La réduction du niveau de contamination observée serait surtout attribuable à la diminution de la contamination du lac Ontario entre les années 1970 et les années 1980.
- En 1990, les anguilles du Saint-Laurent étaient beaucoup moins contaminées que celles de certains fleuves européens.
- On a émis l'hypothèse que les anguilles migratrices pouvaient constituer un des principaux vecteurs de contamination des bélugas par les substances organochlorées même si ceux-ci en faisaient une consommation limitée (Lum *et al.*, 1987; Hickie *et al.*, 1991; Béland *et al.*, 1993; Hodson *et al.*, 1994; Muir *et al.*, 1996).

4.4. ANOMALIES ET PATHOLOGIES

L'anguille migratrice est, avec le poulamon, l'espèce de poisson de la zone d'étude chez laquelle la prévalence de pathologies et d'anomalies morphologiques est la plus élevée. Cependant, dans l'ensemble, la santé apparente des individus, même celle des individus les plus contaminés, n'est pas mauvaise (Couillard *et al.*, 1997).

Les principales anomalies retrouvées jusqu'ici chez les anguilles migratrices capturées à Kamouraska sont des malformations de la colonne vertébrale, des lésions vertébrales et des lésions précancéreuses dans le foie (Couillard *et al.*, 1997). Le Tableau 4 présente la fréquence d'occurrence de ces anomalies dans les anguilles migratrices et dans les anguilles résidentes de la rivière aux Pins.

Malformations et lésions vertébrales. Les malformations vertébrales sont plus fréquentes chez les anguilles migratrices que chez les anguilles résidentes de la rivière aux Pins (Couillard *et al.*, 1997). En 1992, ce type d'anomalies chez les anguilles migratrices de Kamouraska était six fois plus fréquente que chez les anguilles résidentes du lac Ontario (Dutil *et al.*, 1997). Environ 20 p. 100 des anguilles matures injectées expérimentalement dans les turbines au barrage de Beauharnois en sont ressorties mortes avec des blessures cutanées et des fractures de la colonne vertébrale alors que les survivants n'avaient pas de lésions externes (Desrochers, 1995).

Tableau 4

Prévalence d'anomalies morphologiques et histologiques et de parasites en 1990 chez les anguilles migratrices capturées à Kamouraska et chez les anguilles résidentes de la rivière aux Pins.

	Pourcentage des individus avec l'anomalie (nombre d'individus examinés)	
	Kamouraska	Rivière aux Pins
Malformations vertébrales	1,9 (474)	0 (100)
Lésions vertébrales internes	19,0 (?)	Non déterminé
Lésions précancéreuses dans le foie	14,0 (105)	0 (15)
Parasite (trématodes digénéens)	2,7	0 (100)
Parasite (nématodes méésentériques)	23,0	9,0 (100)
Nageoire caudale incomplète	1,5 (474)	Non déterminé
Ulcères cutanés	< 1,0 (474)	Non déterminé
Oeil brisé	< 1,0 (474)	Non déterminé
Malocclusion de la mâchoire	< 1,0 (474)	Non déterminé
Masses abdominales	< 1,0 (474)	Non déterminé
Nodules et kystes sur le foie	< 1,0 (105)	Non déterminé

Sources : Hodson *et al.*, 1994; Couillard *et al.*, 1997

La prévalence de malformations vertébrales à Kamouraska augmente considérablement du début à la fin de la migration automnale et est positivement corrélée au niveau de contamination des anguilles (Couillard *et al.*, 1997). Ceci indique que ce type d'anomalie est surtout fréquente chez les anguilles provenant du bassin supérieur du Saint-Laurent et du lac Ontario.

En 1990, des lésions des vertèbres (fusion, compression, dislocation et difformité des vertèbres) ont été retrouvées chez 19 p. 100 des anguilles migratrices de Kamouraska sans malformation vertébrale visible lors de l'examen externe (Couillard *et al.*, 1997).

Lésions précancéreuses dans le foie. Ce type de lésions est considéré comme un bon indicateur d'exposition aux substances toxiques, notamment aux HAP. De telles lésions ont été retrouvées chez 14 p. 100 des anguilles migratrices et aucune anguille résidente. En 1990, le pourcentage d'individus affectés est passé de 0 p. 100 au début de la migration à 27 p. 100 lors de la cinquième semaine de la migration à Kamouraska (Couillard *et al.*, 1997).

Développement des gonades. Aucune relation n'a été observée entre le niveau de contamination des anguilles et le taux de maturation des gonades (rapport gonado-somatique), le diamètre des ovocytes et le taux de maturation des ovocytes (Couillard *et al.*, 1997).

Parasites. Des nématodes méésentériques ont surtout été retrouvés chez les anguilles moins contaminées capturées au début de la migration alors que la fréquence d'occurrence des trématodes digénéens n'a pas varié significativement au cours de la migration (Couillard *et al.*, 1997).

5. EXPLOITATION PAR L'HOMME

Débarquements. La population d'Anguille d'Amérique est exploitée dans toute son aire de croissance, de la Floride au Labrador. En 1995, au moins 1 500 t d'anguilles ont été récoltées dont 60 p. 100 au Canada et un peu moins de 20 p. 100 au Québec. Les débarquements aux États-Unis et dans les Provinces Maritimes sont fort probablement sous-estimés (Peterson, 1997).

On retrouve dans la zone d'étude la principale concentration de pêche de l'anguille en Amérique du Nord. Depuis 1917, les débarquements dans cette zone ont atteint un sommet de 418 t en 1980 (Bérubé, 1990; Axelsen, 1997). La baisse importante des débarquements entre 1982 et 1984 est attribuable à la perte temporaire du marché européen en raison de la contamination des anguilles par le mirex (Tableau 5). Par ailleurs, on observe une forte tendance à la baisse des débarquements depuis 1991 alors que l'effort de pêche a été plutôt stable (Tableau 5).

Tableau 5
Débarquements d'anguilles dans la zone d'étude de 1980 à 1997.

Année	District de pêche ¹				Total
	02	03	16	17	
1980	296,8	110,6	9,6	0,9	417,9
1981	313,2	80,0	4,7	0,6	398,5
1982	148,9	75,0	4,4	1,3	229,6
1983	169,1	45,0	1,0	0,0	216,1
1984	252,3	28,2	1,9	0,0	282,4
1985	243,1	92,8	2,2	0,0	338,1
1986	263,0	46,0	3,0	0,0	312,0
1987	270,0	97,0	4,0	1,0	372,0
1988	245,8	71,3	6,0	0,0	323,1
1989	263,5	56,6	1,4	0,0	321,5
1990	317,0	70,0	3,0	0,0	390,0
1991	347,0	57,0	3,0	0,0	407,0
1992	228,0	47,0	2,0	0,0	277,0
1993	233,0	42,0	1,0	0,0	276,0
1994	180,0	31,0	2,0	0,0	213,0
1995	120,0	27,5	1,0	0,0	148,5
1996	136,7	25,5	0,9	0,0	163,0
1997	84,1	15,0	0,5	0,0	99,6

Sources : Bérubé, 1990; MPO, 1999.

- 1 District 02 : La Pocatière à Saint-André; District 03 : Notre-Dame-du-Portage à Sainte-Flavie; District 16 : Cap-Tourmente à Baie-Sainte-Catherine; District 17 : Tadoussac à Bersimis.

Localisation des pêches à anguille dans la zone d'étude. L'effort de pêche dans la zone d'étude cible uniquement les anguilles en migration automnale. Les stocks des rivières tributaires ne sont pas directement visés par une pêche à l'embouchure des rivières (Pilote, 1989). La pêche visant l'espèce est ouverte du 1^{er} septembre au 30 novembre et est réalisée à l'aide de pêches fixes intertidales spécialement conçues à cette fin (trappes à anguilles) (Tremblay, 1997). Presque la totalité des 139 trappes à anguilles de l'estuaire du Saint-Laurent sont situées dans la zone d'étude (Tableau 6 et [Carte 1](#)). Le principal secteur de pêche est situé entre La Pocatière et Saint-André (district de pêche 02), sur la rive sud (Tableaux 5 et 6).

Tableau 6
Distribution des trappes à anguilles dans la zone d'étude en 1995 et 1997.

Secteur / Localité	Nombre de trappes	Source
• Estuaire moyen et estuaire maritime en 1997		
▪ Total, approuvées	139	Tremblay, 1997
▪ Total, actives	105	Caron et Verreault, 1997a
- actives, rive sud	96	
- actives, rive nord	6	
- actives, Île aux Coudres	3	
• Approuvées, rive sud en 1995		MEF, 1995
- Saint-Jean-Port-Joli	1	
- Saint-Roch-des-Aulnaies	9	
- La Pocatière	10	
- Rivière-Ouelle	23	
- Saint-Denis	12	
- Kamouraska	15	
- Saint-André	19	
- Notre-Dame-du-Portage	6	
- Rivière-du-Loup	9	
- Cacouna	11	
- Isle-Verte et île Verte	6	
- Trois-Pistoles	7	
- Saint-Simon	1	
- Saint-Fabien	1	
- Bic	2	
- Sainte-Luce	1	
- Métis-sur-Mer	1	
▪ Total, approuvées, rive sud en 1995	134	

6. PROBLÉMATIQUE ET ENJEUX

6.1. LACUNES DANS LES CONNAISSANCES

Les principales lacunes dans les connaissances concernent l'importance de l'espèce dans le régime alimentaire des odontocètes et des phoques, les causes du déclin du recrutement depuis le milieu des années 1980 et la répartition spatio-temporelle des anguilles migratrices dans la zone d'étude (Tableau 7).

6.2. PROBLÉMATIQUE

Les stocks d'anguille du lac Ontario et du haut Saint-Laurent sont présentement en situation précaire. L'abondance de l'espèce est en baisse depuis plusieurs décennies et pourrait diminuer encore plus rapidement aux cours des prochaines années. De plus, les anguilles migratrices sont les poissons les plus contaminés par les substances toxiques organochlorées de la zone d'étude. Le niveau moyen de contamination par le mercure, les BPC et le DDT excède largement le critère de protection de la faune vertébrée piscivore. Ces poissons pourraient constituer le principal vecteur de contamination du Béluga, du Phoque commun et du Phoque gris par les substances organochlorées. Par ailleurs, le niveau maximal de contamination par le mercure, les BPC, le mirex et la dieldrine excède le critère de protection de la santé humaine (Tableau 8).

6.3. ENJEUX

Les principaux enjeux associés à la problématique de l'anguille sont le déclin de la principale pêcherie de l'estuaire moyen, la contamination potentielle du Béluga et du Phoque commun et du Phoque gris par les substances organochlorées (Tableau 9).

Tableau 7

Évaluation sommaire des connaissances sur l'anguille dans le contexte de l'établissement d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude.

<i>Élément de connaissance</i>	<i>État des connaissances</i>				<i>Remarques</i>
	<i>Très insuffisantes</i>	<i>Insuffisantes</i>	<i>Suffisantes</i>	<i>Amplement suffisantes</i>	
1. Importance dans le régime alimentaire des mammifères marins	✓				Cette espèce pourrait être le principal vecteur de la contamination du Béluga et des phoques communs et gris par les substances organochlorées.
2. Biologie générale					
2.1. Population d'appartenance				✓	
2.2. Cycle vital		✓			La montaison des anguillettes dans le Saint-Laurent est un phénomène mal connu.
2.3. Habitats		✓			
2.4. Régime alimentaire				✓	
2.5. Croissance		✓			Les problèmes de détermination de l'âge des anguilles constituent un handicap important à la compréhension de la problématique.
2.6. Comportement en bancs et migrations verticales		✓			
3. Distribution dans la zone d'étude		✓			La distribution spatiale des anguilles en migration dans la zone d'étude est mal connue.
4. État de la ressource			✓		
4.1. Abondance			✓		
4.2. Contamination par les substances toxiques			✓		Les données les plus récentes datent de 1990.
4.3. Anomalies et pathologies				✓	
5. Exploitation par l'homme				✓	

Tableau 8

Évaluation sommaire des problématiques associées à l'anguille dans le contexte de l'implantation d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude.

État de la ressource et causes connues ou probables	Très problématique	Possiblement problématique	Inconnu	Peu problématique	Possiblement non problématique	Non problématique	Remarques
Déclin de l'abondance de la ressource dans la zone d'étude	✓						L'espèce connaît un déclin sérieux depuis plusieurs années et pourrait en connaître un encore pire dans les prochaines années.
• Réchauffement climatique			✓				Le déclin pourrait être attribuable en partie à des conditions océanographiques défavorables dans l'Atlantique du nord-ouest. Le réchauffement climatique pourrait être favorable à l'espèce.
• Dégradation des frayères					✓		
• Obstacles à la migration	✓						Obstacles à la migration des civelles et mortalité des adultes en dévalaison associés aux barrages et centrales hydroélectriques.
• Surexploitation		✓					Possibilité d'une surexploitation de la population sur les côtes américaines; moins probable au Québec.
• Réduction des ressources alimentaires					✓		
• Régularisation des cours d'eau	✓						Le déclin pourrait en partie être attribuable à la régularisation de plusieurs cours d'eau, notamment le fleuve Saint-Laurent.
• Braconnage						✓	
• Dérangement						✓	
Contamination par les substances toxiques		✓					Il s'agit de l'espèce la plus contaminée par les substances organochlorées parmi celles qui fréquentent la zone d'étude.
• Sources locales actives						✓	
• Sources locales historiques						✓	
• Sources éloignées actives		✓					Retombées atmosphériques.
• Sources éloignées historiques	✓						Contamination des sédiments et de la chaîne trophique du Saint-Laurent supérieur et des Grands Lacs.
Santé des individus		✓					Il s'agit de l'espèce avec le plus d'anomalies et de pathologies qui fréquente la zone d'étude.
Conflits d'usage					✓		

Tableau 9
Enjeux relatifs à la problématique de l'anguille dans la zone d'étude.

<i>Problème</i>	<i>Type d'enjeu</i>	<i>Description de l'enjeu</i>
Déclin de l'abondance de l'espèce	• Pour l'espèce • Pour les ressources halieutiques et pour les oiseaux marins • Pour les mammifères marins • Pour l'homme	Non applicable. Inconnu. Réduction potentielle des ressources alimentaires disponibles pour le Phoque commun et le Béluga en automne. Déclin de la principale pêche commerciale de l'estuaire moyen.
Contamination par les substances toxiques	• Pour les ressources halieutiques et pour les oiseaux marins • Pour les mammifères marins • Pour l'homme	Inconnu. L'anguille a potentiellement été un vecteur important de la contamination du Béluga et du Phoque commun par le mercure et les substances organochlorées. La contamination de l'anguille représente un risque important pour la santé humaine; cependant la consommation de cette espèce au Québec est peu importante.

RÉFÉRENCES

- Axelsen, F. 1997. The status of the American eel (*Anguilla rostrata*) stock in Québec. p. 121-133, Dans : R.H. Peterson (éd.). The American eel in eastern Canada : stock status and management strategies. Proceedings of eel management workshop, January 13-14, 1997, Québec City. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 2196.
- Béland, P. S. DeGuise, C. Girard, A. Lagacé, D. Martineau, R. Michaud, D.C. G. Muir, R. J. Norstrom, É. Pelletier, S. Ray et L. R. Shugart. 1993. Toxic compounds and health and reproductive effects in St. Lawrence beluga whales. J. Great Lakes Res. 19 : 766-775.
- Bergeron, J. 1970. Travaux sur l'anguille. Québec. Ministère de l'industrie et du commerce, Service de biologie. Rapp. ann. 1969 : 129-142.
- Bérubé, Z. 1990. La pêche maritime au Québec, 1956 - 1985. Bureau de la statistique du Québec, 387 p.
- Caron, F. et G. Verreault, 1997a. Estimation du stock d'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) argentée en dévalaison dans le bas Saint-Laurent et son taux d'exploitation en 1996. p. 94-105, Dans : R.H. Peterson (éd.). The American eel in eastern Canada : stock status and management strategies. Proceedings of eel management workshop, January 13-14, 1997, Québec City. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 2196.
- Caron, F. et G. Verreault. 1997b. Le réseau sentinelle de l'anguille. p. 144-160, Dans : R.H. Peterson (éd.). The American eel in eastern Canada : stock status and management strategies. Proceedings of eel management workshop, January 13-14, 1997, Québec City. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 2196.
- Casselman, J.M., A. Marcogliese, T. Stewart et P.V. Hodson. 1997a. Status of the upper St. Lawrence river and lake Ontario American eel stock. p. 106-120, Dans : R.H. Peterson (éd.). The American eel in eastern Canada : stock status and management strategies. Proceedings of eel management workshop, January 13-14, 1997, Québec City. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 2196.
- Casselman, M., J.A. Marcogliese et P.V. Hodson. 1997b. Recruitment index for the upper St. Lawrence river and lake Ontario eel stock : a re-examination of eel passage at the R.H. Saunders hydroelectric generating station at Cornwall, Ontario, 1974-1995. p. 161-169, Dans : R.H. Peterson (éd.). The American eel in eastern Canada : stock status and management strategies. Proceedings of eel management workshop, January 13-14, 1997, Québec City. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 2196.
- Castonguay, M., J.-D. Dutil et C. Desjardins. 1989. Distinction between American eels (*Anguilla rostrata*) of different geographic origins on the basis of their organochlorine contaminant levels. J. can. sci. halieut. aquat. 46 : 836-843.
- Castonguay, M., P.V. Hodson et C.M. Couillard. 1997. Chemical contamination, habitat loss and potential impact of oceanic factors on American eel recruitment in the St. Lawrence river. p. 3-5, Dans : R.H. Peterson (éd.). The American eel in eastern Canada : stock status and management strategies. Proceedings of eel management workshop, January 13-14, 1997, Québec City. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 2196.

- Castonguay, M., P.V. Hodson, C.M. Couillard, M.J. Eckersley, J.D. Dutil et G. Verreault. 1994a. Why is recruitment of the American eel (*Anguilla rostrata*) declining in the St. Lawrence river and Gulf ? J. can. sci. halieut. aquat. 51 : 479-488.
- Castonguay, M., P.V. Hodson, C. Moriarty, K.F. Drinkwater et B.M. Jessop. 1994b. Is there a role of ocean environment in American and European eel decline ? Fish. Oceanogr. 3 : 197-203.
- Chaput, G., A. Locke et D. Cairns. 1997. Status of American eel (*Anguilla rostrata*) from the southern Gulf of St. Lawrence. p. 69-94, Dans : R.H. Peterson (éd.). The American eel in eastern Canada : stock status and management strategies. Proceedings of eel management workshop, January 13-14, 1997, Québec City. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 2196.
- Couillard, C.M., P.V. Hodson et M. Castonguay. 1997. Correlations between pathological changes and chemical contamination in American eels *Anguilla rostrata* from the St. Lawrence River. J. can. sci. halieut. aquat. 54 : 1916-1927.
- Desjardins, C., J.-D. Dutil et R. Gélinas. 1983a. Contamination de l'anguille (*Anguilla rostrata*) du bassin du fleuve Saint-Laurent par le mirex. Rapp. can. ind. sci. halieut. aquat. 141 : 52 p.
- Desjardins, C., J.-D. Dutil et R. Gélinas. 1983b. Contamination de l'anguille (*Anguilla rostrata*) du bassin du fleuve Saint-Laurent par les biphényles polychlorés. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 144 : 55 p.
- Desrochers, D. 1995. Suivi de la migration de l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) au complexe Beauharnois - 1994. Rapport préparé pour Hydro-Québec par Milieu & Associés Inc., Saint-Bernard-de-Lacolle, Qué.
- Dutil, J.-D. 1984. Electrolyte changes of serum and muscle, and related mortalities in maturing *Anguilla rostrata* migrating down the St. Lawrence Estuary (Canada). Helgol. Meeresunters 37 : 425-432.
- Dutil, J.-D. et M. Fortin. 1983. La communauté de poissons d'un marécage intertidal de l'estuaire du Saint-Laurent. Naturaliste can. 110 : 397-410.
- Dutil, J.-D., B. Légaré et C. Desjardins. 1985. Discrimination d'un stock de poisson, l'anguille (*Anguilla rostrata*), basée sur la présence d'un produit chimique de synthèse, le mirex. J. can. sci. halieut. aquat. 42 : 455-458.
- Dutil, J.-D., M. Michaud et A. Giroux. 1989. Seasonal and diel patterns of stream invasion by American eels (*Anguilla rostrata*) in the northern Gulf of St. Lawrence. Can. J. Zool. 67 : 182-188.
- Dutil, L.T., C.M. Couillard et D. Bélanger. 1997. An epi-demiologic study on external lesions of American eels (*Anguilla rostrata*) from Lake Ontario and the St. Lawrence River, Canada : results from a processing plant survey. Vet. Prev. Med. 31 : 19-32.
- Gagnon, M., Y. Ménard et J.M. Coutu. 1992. Structure de la communauté intertidale de l'estuaire moyen du Saint-Laurent. Cadre de référence pour le suivi à long terme de l'état de l'écosystème de l'estuaire du Saint-Laurent. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 1870 : 35 p.

- Hickie, B.E., D. Mackay, P. Béland et P.V. Hodson. 1991. Modelling contaminant accumulation in the St. Lawrence belugas. Dans : Proceedings, 12th Annual Meeting of the Society of Environmental Contamination and Chemistry, Seattle, Wash., November 1991. Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Pensacola, Fla.
- Hodson, P.V., M. Castonguay, C.M. Couillard, C. Desjardins, É. Pelletier et R. McLeod. 1994. Spatial and temporal variations in chemical contamination of American eels (*Anguilla rostrata*) captured in the estuary of the St. Lawrence River. J. can. sci. halieut. aquat. 51 : 464-478.
- Jessop, B.M. 1997a. American eel elvers and their fishery in Scotia-Fundy area of Atlantic Canada : an overview. p. 134-143, Dans : R.H. Peterson (éd.). The American eel in eastern Canada : stock status and management strategies. Proceedings of eel management workshop, January 13-14, 1997, Québec City. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 2196.
- Jessop, B.M. 1997b. An overview of European and American eel stocks, fisheries, and management issues. p. 6-20, Dans : R.H. Peterson (éd.). The American eel in eastern Canada : stock status and management strategies. Proceedings of eel management workshop, January 13-14, 1997, Québec City. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 2196.
- Kolenosky, D. 1976. Eel mortality resulting from Robert H. Saunders St. Lawrence generating station. Ontario Ministry of Natural Resources, Lake Ontario Fisheries Assessment Unit, Manuscript report, 14 p.
- Lapointe, A. 1984. Vérification des captures de trois pêches en fascines de la rivière Saguenay, été 1983. MLCP, Direction régionale du Saguenay – Lac-Saint-Jean. Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune. 72 p.
- Lemieux, C. 1995. Acquisition de connaissances des habitats côtiers de la région de Rimouski (1995). Rapport du Groupe-Conseil Génivar pour le ministère des Pêches et des Océans du Canada. 52 p.
- 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). Rapport du Groupe-conseil Génivar inc. pour la Division de la gestion de l'habitat du poisson, ministère des Pêches et des Océans. 79 p. + 4 annexes.
- Lemieux, C. et G. Michaud. 1995. Mise en valeur de l'habitat du poisson de la Réserve nationale de faune de l'Isle-Verte (1994). Rapport conjoint de la Société de conservation de la baie de l'Isle-Verte et Groupe Environnement Shooner pour le ministère des Pêches et des Océans du Canada. 41 p. + 3 annexes.
- Lesueur, C. 1996. Acquisition de connaissances du milieu côtier dans la batture de Saint-Fulgence. Rapport au ministère des Pêches et des Océans du Canada. 38 p. + annexes.
- Lum, K.R., K.L.E. Kaiser et M.E. Comba. 1987. Export of mirex from Lake Ontario to the St. Lawrence estuary. Sci. Total Environ. 67 : 41-51.
- Ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF). 1995. Atlas des emplacements des pêches à l'anguille d'Amérique de Saint-Jean-Port-Joli à Métis-sur-Mer. Direction de la faune et des habitats. 41 p.

- Ministère des Pêches et des Océans (MPO). 1999. Communication personnelle. Service des statistiques, Québec.
- Muir, D.C.G., A. Ford, B. Rosenberg, R. J. Norstrom, M. Simon et P. Béland. 1996. Persistent organochlorines in beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the St. Lawrence River Estuary. I. Concentrations and patterns of specific PCBs, chlorinated pesticides and polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans. Environ. Pollut. 93 : 219-234.
- Naturam Environnement inc. 1997. Acquisition de connaissances et mise en valeur des habitats du poisson du complexe baie Verte/baie Laval, phase 3. Produit par la Corporation de développement de la Baie Verte avec l'aide du ministère des Pêches et des Océans dans le cadre du Plan d'action pour l'habitat du poisson. 38 p.
- Peterson, R.H. (Editor). 1997. The American eel in eastern Canada : stock status and management strategies. Proceedings of eel management workshop, January 13-14, 1997, Québec City. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 2196 : 6-20.
- Pilote, S. 1989. Avis scientifique sur l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) sur la Côte-Nord du Saint-Laurent. MAPAQ, Direction de la recherche scientifique et technique, Doc. rech. 89/09 : 17 p.
- Raymond, C. et S. Tremblay. 1996. Inventaire des anguillettes (*Anguilla rostrata*) à la pêche à l'électricité sur la rivière Bec-Scie en 1995. MEF, Direction de la faune et des habitats. Service de la faune aquatique. Rapport d'opération. 23 p.
- Robitaille, J.A. et S. Tremblay. 1994. Problématique de l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) dans le réseau du Saint-Laurent. MEF, Direction de la faune et des habitats. Rapp. tech. 70 p.
- Scott, W.B. et M.G. Scott. 1988. Atlantic fishes of Canada. Bull. can. sci. halieut. aquat. 219 : 731 p.
- Tremblay, S. 1997. La gestion et la réglementation de la pêche commerciale de l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) au Québec. p. 47-53, Dans : R.H. Peterson (éd.). The American eel in eastern Canada : stock status and management strategies. Proceedings of eel management workshop, January 13-14, 1997, Québec City. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 2196.
- Vladykov, V.D. 1946. Études sur les mammifères marins aquatiques. IV- Nourriture du marsouin blanc ou béluga (*Delphinapterus leucas*) du fleuve Saint-Laurent. Département des pêcheries, Québec. Contribution de l'institut de biologie générale et de zoologie 19 : 129 p.
- Vladykov, V.D. 1971. Homing of the American eel (*Anguilla rostrata*) as evidenced by returns of transplanted tagged eels in New Brunswick. Can. Field- Nat. 85 : 241-248.

ANNEXE CARTOGRAPHIQUE

Carte 1. Distribution et sites de pêche de l'Anguille d'Amérique dans la zone d'étude.

CALMAR À NAGEOIRES COURTES (*Illex illecebrosus*)

RÉSUMÉ

L'abondance du calmar dans la zone d'étude varie considérablement selon les années en fonction de fluctuations importantes du recrutement de la population du nord-ouest de l'Atlantique. Les années de fort recrutement, une partie des juvéniles produits dans l'Atlantique pénètre au printemps dans le Golfe et peut remonter pendant l'été le chenal Laurentien en profondeur jusqu'à la partie aval de la zone d'étude. Le calmar ne fréquenterait les eaux de la zone d'étude qu'à la fin de l'été et au début de l'automne, lorsque la température de l'eau est plus élevée, et retournerait en automne dans l'Atlantique pour se reproduire. Il est possible que le calmar constitue une ressource alimentaire importante pour le Béluga à la fin de l'été et en automne. Il est aussi possible que la présence occasionnelle du Cachalot macrocéphale et du Globicéphale noir de l'Atlantique dans la zone d'étude soit directement associée à l'abondance occasionnelle du calmar dans la zone d'étude.

TABLE DES MATIÈRES

	Page
Résumé.....	i
Liste des tableaux	iii
Liste des figures	iv
1. Importance dans le régime alimentaire des mammifères marins de la zone d'étude....	1
2. Biologie générale.....	1
2.1. Population d'appartenance	1
2.2. Cycle vital	1
2.2.1. Ponte.....	1
2.2.2. Dérive des oeufs et des larves	1
2.2.3. Phase juvénile.....	1
2.2.4. Phase adulte	4
2.3. Habitats	4
2.4. Régime alimentaire.....	4
2.5. Croissance.....	4
2.6. Comportement en bancs et migrations verticales.....	4
3. Distribution dans la zone d'étude.....	4
4. État de la ressource.....	5
4.1. Statut	5
4.2. Abondance	5
4.3. Contamination par les substances toxiques, anomalies et pathologies	7
5. Exploitation par l'homme	7
6. Problématique et enjeux	7
6.1. Lacunes dans les connaissances.....	7
6.2. Problématique.....	9
6.3. Enjeux	9
Références.....	12

LISTE DES TABLEAUX

	Page
Tableau 1. Importance du calmar dans le régime alimentaire des mammifères marins	2
Tableau 2. Évaluation sommaire de l'état des connaissances sur le calmar dans le contexte de l'établissement d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude.....	8
Tableau 3. Évaluation sommaire des problématiques associées au calmar dans le contexte de l'implantation d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude.....	10
Tableau 4. Enjeux relatifs à la problématique du calmar dans la zone d'étude.....	11

LISTE DES FIGURES

	Page
Figure 1. Représentation schématique des migrations ontogéniques du Calmar à nageoires courtes dans le nord-ouest de l'Atlantique	3
Figure 2. Évolution annuelle du nombre moyen de calmars à nageoires courtes par trait de chalut au cours des croisières d'évaluation des poissons de fond en septembre dans le sud du golfe du Saint-Laurent	6

1. IMPORTANCE DANS LE RÉGIME ALIMENTAIRE DES MAMMIFÈRES MARINS DE LA ZONE D'ÉTUDE

Le calmar constituait une ressource alimentaire importante pour les bélugas qui fréquentaient le banc de la Manicouagan dans les années 1930 (Vladykov, 1946). Cette ressource était alors surtout consommée par les bélugas femelles et principalement en août et septembre, en période de faible abondance du capelan dans ce secteur. Le calmar constitue la proie presque exclusive du Cachalot macrocéphale et du Globicéphale noir de l'Atlantique, deux mammifères marins qui fréquentent occasionnellement la partie aval de la zone d'étude (Tableau 1).

2. BIOLOGIE GÉNÉRALE

2.1. POPULATION D'APPARTENANCE

Les calmars qui fréquentent la zone d'étude font partie de la population du Calmar à nageoires courtes du nord-ouest de l'Atlantique qui fraye au large de la côte est des États-Unis en hiver (Black *et al.*, 1987).

2.2. CYCLE VITAL

2.2.1. Ponte

Des masses d'œufs pouvant contenir jusqu'à 100 000 œufs sont pondus en milieu pélagique, en décembre et janvier, dans la zone frontale entre les eaux du Gulf Stream et les eaux de pente du plateau continental, au sud du cap Hatteras (Figure 1). Les sites précis de fraye ne sont pas connus (Black *et al.*, 1987).

2.2.2. Dérive des œufs et des larves

Les masses d'œufs dérivent dans les eaux superficielles du Gulf Stream vers le nord et font éclosion en 9-16 jours. Après l'éclosion, les larves poursuivent leur dérive vers le nord dans les mêmes eaux (Black *et al.*, 1987).

2.2.3. Phase juvénile

À la fin de l'hiver et au début du printemps, les juvéniles migrent activement du Gulf Stream vers le plateau continental et les eaux peu profondes de la Nouvelle-Angleterre, de la Nouvelle-Écosse et de Terre-Neuve et, certaines années, pénètrent en grands nombres dans le golfe du Saint-Laurent (Figure 1; Black *et al.*, 1987). Les juvéniles ont alors une taille de 100 à 150 mm (longueur du manteau) (Roche, 1983). Les juvéniles s'alimentent activement dans ces régions jusqu'à l'atteinte de la maturité sexuelle à la fin de l'été (Black *et al.*, 1987).

Tableau 1
Importance du calmar dans le régime alimentaire des mammifères marins.

<i>Espèce</i>	<i>Région</i>	<i>Saison¹</i>	<i>N²</i>	<i>Fréquence et abondance relative dans les contenus stomacaux³</i>	<i>Référence⁴</i>
Béluga	Estuaire maritime ⁵	E	105	Fréquent et abondant à la fin de l'été	Vladykov, 1946
	Estuaire	P, E	2	Absent dans deux carcasses avec contenu stomacal	Béland <i>et al.</i> , 1995
	Estuaire moyen ⁵	A	2	Absent	Vladykov, 1946
Marsouin commun	Golfe	P, E	111	Peu fréquent	Fontaine <i>et al.</i> , 1994
Petit rorqual	NOA ⁶	-	-	Proie secondaire	Kawamura, 1980; Mitchell, 1974; Sears <i>et al.</i> , 1981; MPO, 1989
Rorqual commun	NOA ⁶	-	-	Proie secondaire	Kawamura, 1980; Sears <i>et al.</i> , 1981; Leatherwood <i>et al.</i> , 1981; Sears <i>et al.</i> , 1982; MPO, 1989
Rorqual bleu	NOA ⁶	-	-	Pas mentionné comme proie	Yochem et Leatherwood, 1985
Phoque commun	Estuaire	A	5	Absent	Lavigne <i>et al.</i> , 1993
	Est du Canada	E, A	279	Fréquent	Boulva et McLaren, 1979
	Nouvelle-Écosse	P, E	250	Fréquent	Bowen et Harrison, 1996
Phoque gris	Estuaire	A	8	Absent	Lavigne <i>et al.</i> , 1993
	Estuaire et golfe	E	316	Peu fréquent	Benoît et Bowen, 1990
	N-O du golfe	E, A	44	Absent	Murie et Lavigne, 1992
Phoque du Groenland	Estuaire	H	41	Absent	Murie et Lavigne, 1991
	Estuaire	P	9	Absent	Murie et Lavigne, 1991
	Estuaire	H	25	Absent	Beck <i>et al.</i> , 1993
Rorqual à bosse	NOA ⁶	-	-	Proie secondaire	Winn et Reichley, 1985; MPO, 1989
Cachalot	NOA ⁶	-	-	Principale proie	MPO, 1989; Rice, 1989
Dauphin à flancs blancs	NOA ⁶	-	-	Proie importante	MPO, 1989; Reeves <i>et al.</i> , 1985
Baleine noire	NOA ⁶	-	-	Pas mentionné comme proie	MPO, 1989

1 P : printemps; E : été; A : automne et H : hiver.

2 N : nombre d'estomacs.

3 Très fréquent : présence dans plus de 40 p. 100 des estomacs; Fréquent : présence dans 10 à 40 p. 100 des estomacs; Peu fréquent : présence dans 1 à 10 p. 100 des estomacs; Rare : présence dans moins de 1 p. 100 des estomacs.

4 Les références de ce tableau sont données dans l'introduction du chapitre 6.

5 Ces données datent de 60 ans.

6 NOA : nord-ouest de l'Atlantique.

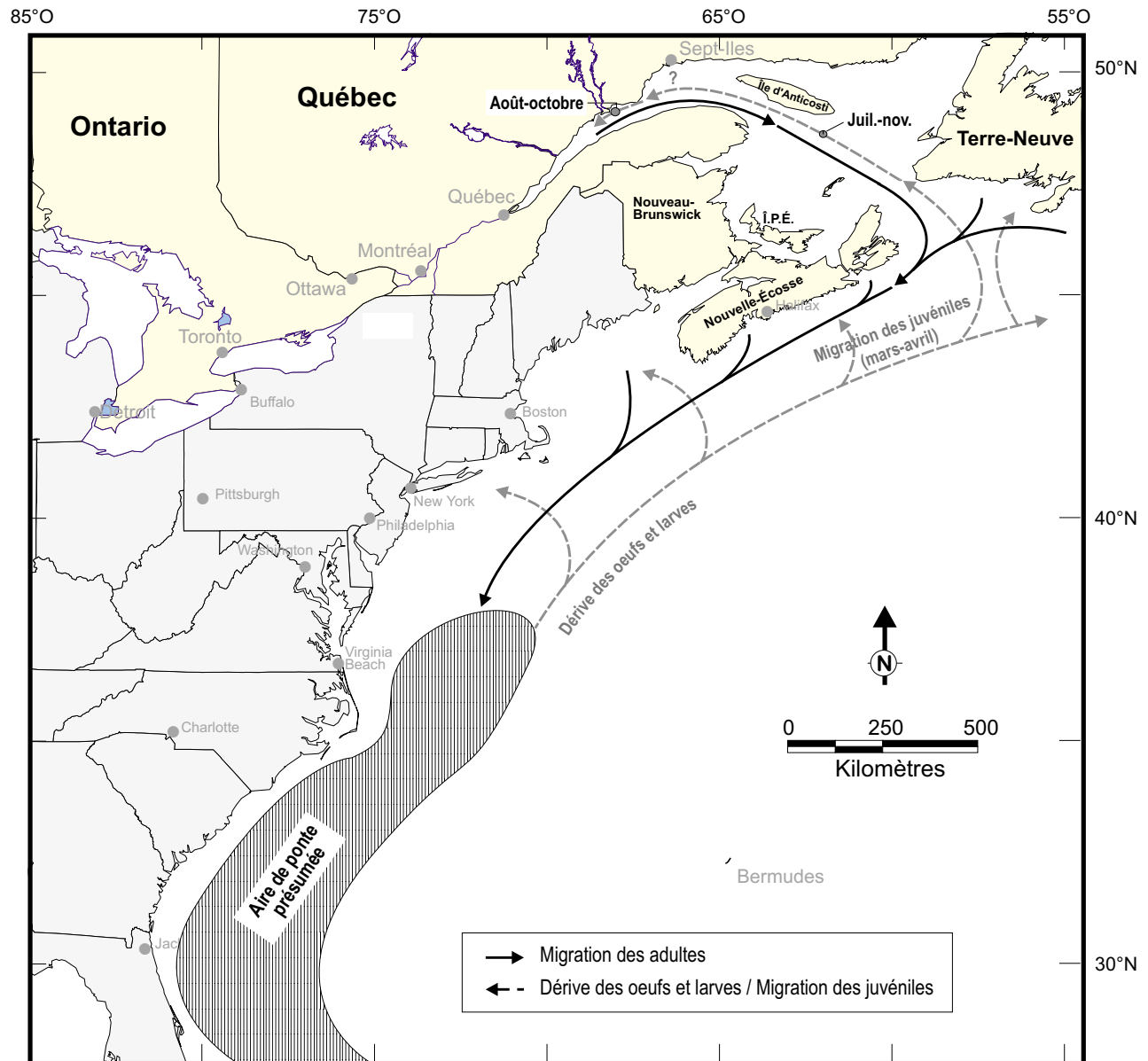


Figure 1

Représentation schématique des migrations ontogéniques du Calmar à nageoires courtes dans le nord-ouest de l'Atlantique.

Sources : adapté de Koeller et LeGresley, 1981; Black *et al.*, 1987.

2.2.4. Phase adulte

Les adultes quittent les eaux canadiennes et retournent vers les aires de ponte dès qu'ils atteignent la maturité sexuelle. Les mâles atteignent la maturité sexuelle en septembre alors que les femelles l'atteignent en novembre-décembre. La copulation peut avoir lieu quelques mois avant la ponte. Tous les adultes meurent après la reproduction (longévité de 1 à 1,5 an) (Black *et al.*, 1987).

2.3. HABITATS

Sur la côte atlantique canadienne, les juvéniles se concentrent dans les eaux dont la température varie de 5 à 7 °C et la salinité de 31 à 36 ‰ et évitent les eaux saumâtres (salinité < 26) (Black *et al.*, 1987). Dans le golfe du Saint-Laurent, les calmars fréquentent surtout les eaux profondes du chenal Laurentien et sont généralement peu abondants près des côtes au-dessus des fonds de moins de 100 m (Koeller et LeGresley, 1981). La profondeur à laquelle se concentrent les calmars augmente avec la croissance (Black *et al.*, 1987).

2.4. RÉGIME ALIMENTAIRE

Sur la côte atlantique canadienne, les juvéniles de petite taille consomment surtout des chaetognates et des copépodes; les euphausiides deviennent de plus en plus importants avec la croissance et prédominent chez les juvéniles de grande taille. La consommation de poissons et de calmar (cannibalisme) devient importante chez les juvéniles de grande taille et prédomine chez les adultes (Black *et al.*, 1987). Sur la côte atlantique de Terre-Neuve, les principales espèces de poisson consommées par les calmars sont, par ordre d'importance décroissante, la Morue franche juvénile, le lançon, le saïda, le Capelan, les merluches et le hareng (Dawe *et al.*, 1997).

2.5. CROISSANCE

La croissance des juvéniles pendant l'été est très rapide. Sur la côte atlantique canadienne, les juvéniles mâles atteignent en novembre une taille de 210-240 mm (longueur du manteau) et les femelles, de 250-260 mm (Black *et al.*, 1987).

2.6. COMPORTEMENT EN BANCS ET MIGRATIONS VERTICALES

Le calmar juvénile effectue des migrations verticales journalières qui l'amènent près de la surface la nuit et près du fond le jour (Hurley, 1980). Il se déplace généralement en bancs souvent constitués d'individus du même sexe (Roche, 1983).

3. DISTRIBUTION DANS LA ZONE D'ÉTUDE

La distribution du calmar dans la zone d'étude n'est pas connue principalement parce que cette espèce n'y est pas visée par la pêche commerciale depuis plusieurs décennies. On rapporte l'arrivée massive de calmars dans la région de Trois-Pistoles en août 1930 (Vladykov, 1946). De plus, le calmar était abondant dans les estomacs de béluga du banc de la Manicouagan en 1938 (Vladykov, 1946).

Les données sur les débarquements au Québec et à Terre-Neuve (Hurley, 1980; Roche, 1983) et une enquête auprès des pêcheurs du Québec (Hébert et Cliche, 1986) indiquent que le calmar arrive dans la zone d'étude environ deux mois plus tard que sur la côte atlantique canadienne et quelques semaines plus tard qu'en Gaspésie, soit à la fin août, et qu'il la quitte à partir de la mi-octobre et en novembre.

Dans le sud du golfe, le calmar n'a été présent sur les fonds de moins de 100 m de profondeur qu'au cours des années où la température de l'eau près de ces fonds était bien au-dessus de la normale, soit en 1978 et 1979 (Koeller et LeGresley, 1981). Le calmar évite apparemment de traverser la couche intermédiaire froide et de fréquenter les fonds où la température de l'eau est inférieure à 2 °C.

4. ÉTAT DE LA RESSOURCE

4.1. STATUT

Le calmar n'est pas une espèce désignée vulnérable, menacée, en situation précaire ou en danger de disparition ou susceptible d'être désignée comme telle.

4.2. ABONDANCE

La population de Calmar à courtes nageoires du nord-ouest de l'Atlantique est caractérisée par des variations extrêmement importantes de l'importance du recrutement. Puisque cette espèce a une longévité de seulement un an, les variations de recrutement se répercutent directement sur l'abondance de la ressource.

De 1920 à 1996, la force de l'unique classe d'âge présente en été près des côtes canadiennes a été extrêmement variable avec des pics de très grande abondance en 1926, 1939, 1947, 1956, 1961, 1965 et 1979 séparés par des creux de très faible abondance qui ont été particulièrement prolongés de 1969 à 1976 et de 1983 à 1996 (Beck *et al.*, 1998; Dawe *et al.*, 1998). On assiste depuis 1996 à une augmentation très importante de l'abondance du calmar sur la côte atlantique canadienne (Beck *et al.*, 1998; Dawe *et al.*, 1998). Par contre, les relevés au chalut de fond dans le sud du golfe indiquent que l'abondance du calmar dans le golfe n'a pas encore augmenté et qu'elle est très faible depuis le début des années 1980 (Figure 2).

Les causes de ces variations extrêmes d'abondance ne sont pas bien connues (Black *et al.*, 1987). La force des classes d'âge est fortement corrélée avec les variations des conditions océanographiques dans l'Atlantique du nord-ouest et, notamment, avec la position du front du Gulf Stream au large des côtes canadiennes, la température de l'eau près du fond et l'épaisseur de la couche d'eau intermédiaire sur le plateau continental au large de Terre-Neuve (Dawe *et al.*, 1998).

Les années de grande abondance de calmars dans le golfe (1976–1979; Koeller et LeGresley, 1981) et de débarquements importants dans le golfe (1979; Roche, 1983) et au Québec (1921, 1926, 1935 et 1956; Lamoureux, 1977) correspondent étroitement aux années de fort recrutement dans l'Atlantique canadien.

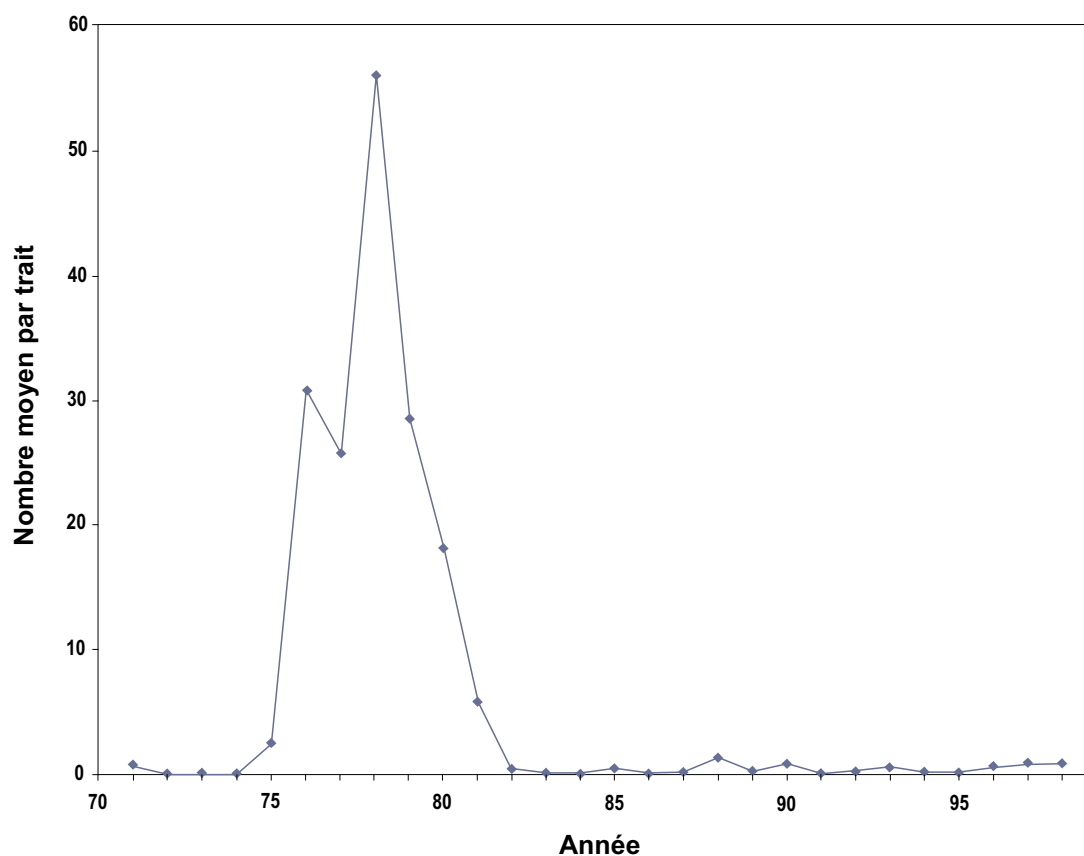


Figure 2

Évolution annuelle (1971 à 1999) du nombre moyen de calmars à nageoires courtes par trait de chalut au cours des croisières d'évaluation des poissons de fond en septembre dans le sud du golfe du Saint-Laurent.

Source : Swain, 1999.

Les céphalopodes ont apparemment une grande résilience à la pêche intensive qui a été associée à leur stratégie reproductive particulière (œufs de grande taille et taux de mortalité présumément faible des œufs et des larves) (Black *et al.*, 1987).

4.3. CONTAMINATION PAR LES SUBSTANCES TOXIQUES, ANOMALIES ET PATHOLOGIES

On ne dispose d'aucune donnée sur le niveau de contamination des calmars par les substances toxiques, sur la prévalence d'anomalies et de pathologies. Le calmar est fort probablement peu contaminé par les substances toxiques en raison de sa longévité très courte.

5. EXPLOITATION PAR L'HOMME

La population de Calmar à courtes nageoires du nord-ouest de l'Atlantique est exploitée commercialement depuis près d'un siècle. Jusqu'à la fin des années 1960, la pêche de cette espèce était côtière et réalisée à l'aide de turlottes et de trappes; les débarquements se situaient alors à moins de 20 000 t par année. La pêche hauturière au chalut a débuté à la fin des années 1960 et a atteint son apogée en 1979 avec des débarquements totaux d'environ 180 000 t. La population aurait été surexploitée à la fin des années 1970 et au début des années 1980. La pêche a considérablement diminué par la suite en raison de la diminution de l'abondance de l'espèce (Black *et al.*, 1987).

Dans le golfe du Saint-Laurent, les débarquements annuels ont eux aussi atteint un maximum en 1979 avec un total de seulement 2 700 t. Les principaux débarquements sont réalisés sur la côte ouest de Terre-Neuve, principalement de août à novembre inclusivement (Roche, 1983).

Dans la zone d'étude, on ne rapporte aucun débarquement depuis de nombreuses années et il n'existe aucune pêche visant cette espèce au Québec depuis 1962 (Lamoureux, 1977; Roche, 1983). Avant 1962, la pêche au Québec était marginale (débarquements maximum de 55,3 t en 1956) et était principalement réalisée en Gaspésie.

La pêche hauturière dans l'Atlantique est réglementée depuis 1974. En 1980, le total des prises admissibles dans la zone canadienne a été fixé à 150 000 t afin de maintenir la mortalité attribuable à la pêche inférieure à 40 p. 100 pour les années où l'espèce est modérément abondante. L'industrie réduit son effort de pêche en période de faible abondance (Black *et al.*, 1987).

6. PROBLÉMATIQUE ET ENJEUX

6.1. LACUNES DANS LES CONNAISSANCES

Les principales lacunes dans les connaissances concernent la distribution spatio-temporelle dans la zone d'étude et l'importance dans la diète des mammifères marins du calmar au cours des années où l'espèce est abondante dans le golfe du Saint-Laurent (Tableau 2). Les causes des variations importantes de l'abondance du calmar sur la côte atlantique canadienne ne sont pas bien connues.

Tableau 2

Évaluation sommaire des connaissances sur le calmar dans le contexte de l'établissement d'une ZPM
visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude.

<i>Élément de connaissance</i>	<i>État des connaissances</i>				<i>Remarques</i>
	<i>Très insuffisantes</i>	<i>Insuffisantes</i>	<i>Suffisantes</i>	<i>Amplement suffisantes</i>	
1. Importance dans le régime alimentaire des mammifères marins		✓			Les données indiquant que cette espèce est importante pour le Béluga datent de 60 ans et sont pour un secteur que le Béluga n'utilise plus en été.
2. Biologie générale					
2.1. Population d'appartenance				✓	
2.2. Cycle vital				✓	
2.3. Habitats			✓		
2.4. Régime alimentaire				✓	
2.5. Croissance				✓	
2.6. Comportement en bancs et migrations verticales			✓		
3. Distribution dans la zone d'étude	✓				Il n'existe présentement aucun programme d'inventaire permettant de déterminer l'abondance et la répartition de l'espèce dans la zone d'étude.
4. État de la ressource					
4.1. Abondance		✓			Les causes des variations d'abondance ne sont pas bien connues.
4.2. Contamination par les substances toxiques		✓			Aucune donnée.
4.3. Anomalies et pathologies			✓		
5. Exploitation par l'homme				✓	

6.2. PROBLÉMATIQUE

Le seul problème identifié est la surexploitation potentielle de l'espèce dans l'Atlantique les années où l'abondance du stock est faible (Tableau 3).

6.3. ENJEUX

Le seul enjeu important est la perte potentielle d'une ressource alimentaire potentiellement importante pour les mammifères marins certaines années, à la fin de l'été et en automne, attribuable à la surexploitation de la ressource dans le nord-ouest de l'Atlantique (Tableau 4).

Tableau 3

Évaluation sommaire des problématiques associées au calmar dans le contexte de l'implantation d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude.

État de la ressource et causes connues ou probables	Très problématique	Possiblement problématique	Inconnu	Peu problématique	Possiblement non problématique	Non problématique	Remarques
Déclin de l'abondance de la ressource dans la zone d'étude							
• Réchauffement climatique					✓		L'abondance de l'espèce dans la zone d'étude dépend essentiellement du climat marin et pourrait être favorisée par le réchauffement climatique.
• Dégradation des frayères						✓	
• Obstacles à la migration						✓	
• Surexploitation		✓					L'espèce est vulnérable à la surexploitation dans l'Atlantique les années où le stock est peu abondant.
• Réduction des ressources alimentaires					✓		
• Régularisation des cours d'eau						✓	
• Braconnage						✓	
• Dérangement						✓	
Contamination par les substances toxiques					✓		
• Sources locales actives						✓	
• Sources locales historiques						✓	
• Sources éloignées actives				✓			Retombées atmosphériques.
• Sources éloignées historiques						✓	
Santé des individus					✓		
Conflits d'usage						✓	L'espèce n'a jamais été exploitée dans la zone d'étude.

Tableau 4
Enjeux relatifs à la problématique du calmar dans la zone d'étude.

<i>Problème</i>	<i>Type d'enjeu</i>	<i>Description de l'enjeu</i>
Surexploitation (potentielle) de la ressource dans l'Atlantique.	• Pour l'espèce • Pour les ressources halieutiques et pour les oiseaux marins • Pour les mammifères marins • Pour l'homme	Effondrement de la ressource pendant plusieurs années. Perte d'une ressource alimentaire importante pour certaines espèces (Morue franche, oiseaux pélagiques). Perte d'une ressource alimentaire potentiellement importante à la fin de l'été et en automne pour le Béluga. Absence dans la zone d'étude d'espèces de mammifères marins recherchant activement le calmar pour leur alimentation (cachalot et globicéphale).

RÉFÉRENCES

- Beck, P.C., E.G. Dawe et J. Drew. 1998. An update of the fishery for short-finned squid (*Illex illecebrosus*) in the Newfoundland area during 1994-1997 with descriptions of some biological characteristics. NAFO SCR Doc. 98/55 : 16 p.
- Black, G.A.P., T.W. Rowell et E.G. Dawe. 1987. Atlas of the biology and distribution of the squids *Illex illecebrosus* and *Loligo pealei* in the northwest Atlantic. Publ. spéc. can. sci. halieut. aquat. 100 : 62 p.
- Dawe, E.G., E.L. Dalley et W.W. Lidster. 1997. Fish prey spectrum of short-finned squid (*Illex illecebrosus*) at Newfoundland. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54 (suppl. 1) : 200-208.
- Dawe, E.G., E.B. Colbourne et K.F. Drinkwater. 1998. Environmental effects on short-finned squid recruitment to canadian fishing areas. NAFO SCR Doc. 98/54 : 14 p.
- Hébert, S. et G. Cliche. 1986. Résultats de l'enquête sur la pêche au maquereau (*Scomber scombrus*) et à l'encornet (*Illex illecebrosus*). MAPAQ, Direction de la recherche scientifique et technique. Doc. rech. 86/26 : 80 p.
- Hurley, G.V. 1980. Recent developments in the squid, *Illex illecebrosus*, fishery of Newfoundland, Canada. Mar. Fish. Rev. 42 : 15-22.
- Koeller, P.A. et M. LeGresley. 1981. Abundance and distribution of finfish and squid from E.E. Prince trawl surveys in the southern Gulf of St. Lawrence 1970-79. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 1028 : 56 p.
- Lamoureux, P. 1977. Estimation des stocks commerciaux de myes (*Mya arenaria*) au Québec - Biologie et aménagement des pêcheries. Ministère de l'Industrie et du Commerce. Cahier d'information n° 78 : 109 p.
- Roche associés Ltée. 1983. Synthèse des connaissances biogéographiques du calmar *Illex illecebrosus* et importance de la ressource dans le golfe du Saint-Laurent. Rapport au ministère des Pêches et des Océans, Région du Québec. 86 p.
- Swain, D. 1999. Communication personnelle. MPO, Moncton.
- Vladykov, V.D. 1946. Études sur les mammifères marins aquatiques. IV- Nourriture du marsouin blanc ou béluga (*Delphinapterus leucas*) du fleuve Saint-Laurent. Département des pêcheries, Québec. Contribution de l'institut de biologie générale et de zoologie 19 : 129 p.

BENTHOS

RÉSUMÉ

Les données fragmentaires disponibles ne permettent pas d'évaluer adéquatement l'importance du benthos dans la diète du Béluga et des trois espèces de phoques de la zone d'étude. Le polychète *Nereis (Neanthes) virens*, certains bivalves infralittoraux et certaines espèces de crevettes, dont la crevette de sable (*Crangon septemspinosa*), sont des ressources potentiellement importantes pour le Béluga. Contrairement au Béluga, les phoques ne semblent pas consommer de proies endobenthiques (polychètes et bivalves). Par ailleurs, les échinodermes sont remarquablement absents des contenus stomacaux de toutes les espèces étudiées malgré leur grande abondance dans la zone d'étude. Dans l'ensemble, le niveau de contamination des invertébrés benthiques dans l'estuaire est peu élevé.

TABLE DES MATIÈRES

	Page
Résumé.....	i
Liste des tableaux	iii
1. Importance du benthos dans le régime alimentaire des mammifères marins	1
2. Caractéristiques du benthos dans les aires fréquentées intensivement par le Béluga	1
3. Distribution de certaines espèces potentiellement importantes.....	5
4. Sources de perturbation	5
5. Contamination par les substances toxiques.....	6
6. Problématique et enjeux	7
6.1. Lacunes dans les connaissances.....	7
6.2. Problématique.....	7
6.3. Enjeux	7
Références.....	10

LISTE DES TABLEAUX

	Page
Tableau 1. Importance du benthos dans le régime alimentaire des mammifères marins	2
Tableau 2. Nombre d'espèces endobenthiques répertoriées dans les trois principaux groupes faunistiques à trois sites fréquentés régulièrement par le Béluga au cours de la saison estivale	4
Tableau 3. Concentration moyenne de différents contaminants mesurés chez les organismes benthiques à trois sites fréquentés intensivement par les bélugas	6
Tableau 4. Évaluation sommaire des connaissances sur le benthos dans le contexte de l'établissement d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude	8
Tableau 5. Évaluation sommaire des problématiques associées au benthos dans le contexte de l'implantation d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude.....	9

1. IMPORTANCE DU BENTHOS DANS LE RÉGIME ALIMENTAIRE DES MAMMIFÈRES MARINS

L'importance du benthos dans le régime alimentaire des mammifères marins dans la zone d'étude est difficile à établir. En effet, les données disponibles sont très fragmentaires (Tableau 1). De plus, ces données peuvent entraîner une sous-estimation de l'importance d'espèces benthiques qui n'ont pas de structures anatomiques résistantes à la digestion (contrairement aux poissons (vertèbres et otolithes), au calmar (becs), aux néréidés (mandibules), aux gastéropodes (opercules) et aux bivalves). Par ailleurs, ces données peuvent aussi surestimer l'importance du benthos en tant que ressource visée par les mammifères parce que sa présence dans les contenus stomacaux peut parfois être attribuable au fait qu'il a été consommé par les poissons ciblés par les mammifères marins.

Les données disponibles suggèrent que le benthos ne constitue pas une ressource alimentaire pour les rorquals, le Marsouin commun, le cachalot, le Dauphin à flancs blancs, le globicéphale et la Baleine noire.

Dans le cas du Béluga, des données datant de 60 ans et provenant en grande partie d'un secteur de l'estuaire qui n'est plus fréquenté par le Béluga durant l'été et qui est situé hors de la zone d'étude (banc de la Manicouagan) permettent néanmoins de dégager des généralités intéressantes. La très grande majorité des invertébrés benthiques retrouvés dans les estomacs des bélugas sont des organismes abondants dans l'étage infralittoral (et aussi, dans certains cas, dans l'étage intertidal). Les invertébrés dominants dans les étages circalittoral ou bathyal ne sont pas présents (par exemple, le polychète *Maldane sarsi*, l'ophiure *Ophiura sarsi* et le Crabe des neiges). Contrairement aux autres espèces de mammifères marins, le Béluga consomme des proies endobenthiques (polychètes et bivalves). Des quantités importantes de sable ont d'ailleurs été retrouvées dans certains estomacs par Vladykov (1946). Enfin, les échinodermes (oursins, étoiles de mer, concombres de mer, ophiures), très abondants dans le milieu infralittoral de la zone d'étude, sont remarquablement absents de tous les contenus stomacaux examinés à ce jour.

Contrairement au Béluga, les phoques ne semblent pas exploiter les proies endobenthiques (polychètes, bivalves). Les proies épibenthiques (gammars, crabes, crevettes, etc.) sont parfois fréquentes mais rarement abondantes dans les estomacs (Tableau 1). Les phoques consommeraient aussi plus d'invertébrés benthiques infralittoraux (par exemple les crabes du genre *Cancer* et *Hyas* et la Crevette de sable) que d'invertébrés circalittoraux ou bathyaux (par exemple le Crabe des neiges et la Crevette nordique, *Pandalus borealis*).

2. CARACTÉRISTIQUES DU BENTHOS DANS LES AIRES FRÉQUENTÉES INTENSIVEMENT PAR LE BÉLUGA

La faune macrobenthique (> 1 mm) a été caractérisée à trois sites fréquentés régulièrement par le Béluga, au large des îles de Kamouraska, de l'île aux Fraises et de Saint-Simon (voir le Chapitre 5, section 1). Parmi les trois sites visités dans l'estuaire, celui de l'île aux Fraises est le plus diversifié (117 espèces) en raison de l'hétérogénéité plus grande du substrat et de l'étendue plus grande des profondeurs échantillonnées (Tableau 2). Les polychètes, les crustacés et les bivalves sont les trois principaux groupes taxonomiques retrouvés dans les

Tableau 1
Importance du benthos dans le régime alimentaire des mammifères marins.

<i>Espèce</i>	<i>Région</i>	<i>Saison</i> ¹	<i>N</i> ²	<i>Groupe/famille</i>	<i>Genre/espèce</i>	<i>Abondance</i> ³	<i>Étage bathymétrique</i> ⁴	<i>Source</i> ⁵				
Béluga	Estuaire maritime (banc de la Manicouagan et Les Escoumins)	E	105	Polychètes	<i>Nereis (Neanthes) virens</i> <i>Pectinaria gouldii</i>	Très fréquent Fréquent	M, I M, I	Vladykov, 1946				
				Gastéropodes	<i>Buccinum undatum</i> <i>Littorina</i> sp.	Peu fréquent Rare	M, I, C, B M, I, C, B					
				Bivalves	<i>Crenella</i> sp. <i>Cyrtodaria siliqua</i> <i>Macoma balthica</i> <i>Mesodesma arctatum</i> <i>Mesodesma deauratum</i> <i>Mya</i> sp. <i>Yoldia limatula</i>	Peu fréquent Peu fréquent Rare Fréquent Peu fréquent Rare Peu fréquent	I, C, B I, C M, I, C, B M, I M, I M, I, C, B I, C					
					Céphalopodes	<i>Bathypolypus bairdii</i>	Fréquent		I, C, B			
					Crabes	-	Rare		-			
					Crevettes	<i>Argis</i> sp. <i>Crangon</i> sp. <i>Pandalus montagui</i> <i>Pandalus</i> sp.	Très fréquentes		-			
						Amphipodes	-		Fréquents	-		
						Cumacés	-		Rares	-		
				Tuniciers	-	Rares	-					
				Échinodermes	-	Absents	-					
				Estuaire	?	6	Polychètes		Néréidés	Rares	M, I	Béland <i>et al.</i> , 1995
							Gastéropodes		<i>Buccinum</i> sp.	Rares	M, I, C, B	
	Crevettes	<i>Crangon septemspinosa</i>	Rares				M, I					
	Estuaire moyen ⁶	A	2	Polychètes	<i>Nereis (Neanthes) virens</i>	Présents	M, I	Vladykov, 1946				
				Décapodes	-	Présents	-					
				Amphipodes	-	Présents	-					
				Bivalves	-	Présents	-					
	Marsouin commun	Golfe	P, E	111	Pas mentionné comme proie				Fontaine <i>et al.</i> , 1994			
	Petit Rorqual	NOA ⁷	-	-	Pas mentionné comme proie				Kawamura, 1980; Mitchell, 1974; Sears <i>et al.</i> , 1981			
Rorqual commun	NOA ⁷	-	-	Pas mentionné comme proie				Kawamura, 1980; Sears <i>et al.</i> , 1981; Fontaine, 1998; Leatherwood <i>et al.</i> , 1981; Sears <i>et al.</i> , 1982; MPO, 1989				
Rorqual bleu	NOA ⁷	-	-	Pas mentionné comme proie				Yochem et Leatherwood, 1985				

Espèce	Région	Saison ¹	N ²	Groupe/famille	Genre/espèce	Abondance ³	Étage bathymétrique ⁴	Source ⁵	
Phoque commun	Estuaire	A	5	Pas mentionné comme proie				Lavigneur <i>et al.</i> , 1993	
	Est du Canada	E, A	279	Crevettes	-	Peu fréquentes	-	Boulva et McLaren, 1979	
				Crabes	-	Rares	-		
				Chitons	-	Rares	-		
			Bivalves	-	Rares	-			
	Nouvelle-Écosse	P, E	250	Crevettes	-	Rares	-	Bowen et Harrison, 1996	
Phoque gris	Estuaire	A	8	Pas mentionné comme proie				Lavigneur <i>et al.</i> , 1993	
	Estuaire et golfe	E	316	Polychètes	-	Rares	-	Benoît et Bowen, 1990	
				Crabes	<i>Hyas</i> sp. <i>Cancer</i> sp.	Peu fréquent Peu fréquent	I, C M, I, C		
				Crevettes	<i>Spirontocaris</i> sp. <i>Crangon</i> sp.	Peu fréquent Peu fréquent	I, C, B I		
				Patelles	-	Rares	-		
				Chitons	-	Rares	-		
				Bivalves	<i>Mytilus edulis</i> Palourde	Rare Rare	M, I -		
	Nord-ouest du golfe	E, A	44	Crabes	<i>Hyas</i> sp. <i>Cancer</i> sp.	Fréquent Fréquent	I I	Murie et Lavigne, 1992	
				Gammarés	-	Fréquents	-		
				Isopodes	-	Peu fréquents	-		
				Crevettes	<i>Crangon</i> sp.	Peu fréquent	M, I		
	Phoque du Groenland	Estuaire maritime	H	41	Corail mou	<i>Gersemia</i> sp.	Fréquent	I, C	Murie et Lavigne, 1991
					Crevettes	<i>Pandalus</i> sp.	Peu fréquent	-	
Estuaire maritime		P	9	Pas mentionné comme proie				Murie et Lavigne, 1991	
Estuaire maritime		H	25	Crevettes	<i>Pandalus</i> sp.	Peu fréquentes	-	Beck <i>et al.</i> , 1993	
				Amphipodes	-	Peu fréquents	-		
	Cirripèdes			-	Peu fréquents	-			
			Ascidies	-	Rares	-			
Rorqual à bosse	NOA ⁷	-	-	Pas mentionné comme proie				Winn et Reichley, 1985; MPO, 1989	
Cachalot	NOA ⁷	-	-	Pas mentionné comme proie				MPO, 1989; Rice, 1989	
Dauphin à flancs blancs	NOA ⁷	-	-	Pas mentionné comme proie				MPO, 1989; Reeves <i>et al.</i> , 1985	
Baleine noire	NOA ⁷	-	-	Pas mentionné comme proie				MPO, 1989	

1 P : printemps; E : été; A : automne et H : hiver.

2 N : nombre d'estomacs.

3 Très fréquent : présence dans plus de 40 p. 100 des estomacs; Fréquent : présence dans 10 à 40 p. 100 des estomacs; Peu fréquent : présence dans 1 à 10 p. 100 des estomacs et Rare : présence dans moins de 1 p. 100 des estomacs.

4 Étages bathymétriques où l'espèce est rencontrée dans l'estuaire et le golfe (Brunel *et al.*, 1998); M : intertidal; I : infralittoral; C : circalittoral; B : bathyal.

5 Les sources du Tableau 1 sont présentées dans l'introduction du chapitre 6.

6 Ces données datent de 60 ans.

7 NOA : nord-ouest de l'Atlantique.

Tableau 2
 Nombre d'espèces endobenthiques répertoriées dans les trois principaux groupes faunistiques à trois sites
 fréquentés régulièrement par le Béluga au cours de la saison estivale.

Site	Nombre de stations	Profondeur (m)	Nombre d'espèces				Espèces dominantes (en nombre)
			Polychètes	Mollusques	Crustacés	Total	
Îles de Kamouraska	15	19 – 47	37	17	15	78	<i>Maldane sarsi</i> <i>Terebellides stroemi</i>
Île aux Fraises	15	32 – 88	56	32	16	117	<i>Maldane sarsi</i> <i>Yoldia myalis</i>
Saint-Simon	14	27 – 37	38	22	12	78	<i>Thyasira flexuosa</i> <i>Maldane sarsi</i> <i>Ophiura sarsi</i>

Source : Dalcourt *et al.*, 1992.

sédiments à chacun de ces sites. Le groupe des polychètes est le mieux représenté et compte entre 37 et 56 espèces selon le site. Le polychète *Maldane sarsi* est de loin l'espèce la plus abondante à Kamouraska et à l'île aux Fraises. Les autres espèces dominantes sont le polychète *Terebellides stroemi*, les bivalves *Yoldia myalis* et *Thyasira flexuosa* de même que l'ophiure *Ophiura sarsi*.

En comparant la liste des espèces retrouvées dans ces habitats avec celles mentionnées au Tableau 1, il ressort qu'aucune des espèces retrouvées dans les estomacs de bélugas par Vladykov (1946) et Béland *et al.* (1995) n'est présente dans le benthos des trois sites étudiés à l'exception de *Crenella* sp. et *Macoma balthica*, deux espèces d'eau peu profonde rares dans les trois sites étudiés. Cette comparaison suggère que le Béluga utilise des milieux moins profonds que ceux étudiés par Dalcourt *et al.* (1992) pour son alimentation benthique.

3. DISTRIBUTION DE CERTAINES ESPÈCES POTENTIELLEMENT IMPORTANTES

***Nereis (Neanthes) virens*.** Ce polychète très fréquent et abondant dans les estomacs de bélugas tués sur le banc de la Manicouagan en 1938, occupe les substrats meubles des étages intertidal et infralittoral. Dans l'estuaire, ce polychète est très abondant sur toutes les rives situées en aval de Rivière-Ouelle et de Petite-Rivière-Saint-François (Cardinal et Breton-Provencher, 1978).

***Mesodesma arctatum*.** L'espèce de bivalve la plus abondante dans les estomacs de bélugas est retrouvée principalement dans des substrats sableux. On la retrouve en abondance à partir de la zone intertidale jusqu'à 10 m de profondeur le long des rives de l'estuaire maritime. Sur la côte nord du golfe, elle domine la faune endobenthique des milieux à haute énergie (barres sableuses et deltas de rivières) (Brêthes *et al.*, 1985). Ce bivalve est l'espèce dominante dans la diète des macreuses à front blanc qui s'alimentent activement le long de la Haute-Côte-Nord en été (voir le Chapitre 9).

***Crangon septemspinosa*.** Une des espèces de crevette les plus fréquentes dans les estomacs de bélugas et de phoques, la Crevette de sable est abondante partout dans l'estuaire du Saint-Laurent dans les étages intertidal et infralittoral. Les juvéniles de cette crevette se développent dans les marelles de marais salés et les adultes fréquentent en été les fonds sableux dans des eaux de salinité pouvant varier entre 2 et 30 (Cardinal et Breton-Provencher, 1978). L'espèce aurait tendance à se concentrer dans la partie amont de l'estuaire moyen au début de l'été (Laprise et Dodson, 1994).

4. SOURCES DE PERTURBATION

Les deux principales sources d'altération physique des fonds meubles infralittoraux sont les engins de pêche traînés sur le fond (drague, chalut de fond) et l'immersion en mer de déblais de dragage. Comme la pêche au chalut et à la drague est peu importante dans l'estuaire (voir le Chapitre 4), cette source de perturbation apparaît peu importante dans la zone d'étude.

Il existe quelques sites actifs d'immersion de déblais de dragage en mer (notamment ceux au large de Rivière-du-Loup et de Rimouski) mais aucun d'entre eux n'a fait l'objet d'un suivi afin

d'examiner les impacts de la sédimentation de ces matériaux sur la faune benthique. Un tel suivi réalisé dans la baie des Chaleurs (Anse à Beaufile) a permis d'établir que la sédimentation des matériaux de dragage largués en mer a des effets importants sur la structure de la communauté benthique et qu'une période minimale de deux ans est requise pour son rétablissement à un niveau semblable à ce qui prévalait avant l'immersion des déblais (Harvey *et al.*, 1998).

Les principaux agents physiques naturels susceptibles d'affecter la structure et la dynamique des communautés benthiques des fonds meubles infralittoraux de l'estuaire sont la resuspension des sédiments par les courants de fond et les vagues, la sédimentation de matières particulaires en suspension de même que l'érosion glacielle. Le rôle et l'importance de ces facteurs sur la structure et la dynamique des peuplements benthiques des fonds meubles de la zone d'étude ne sont pas connus.

5. CONTAMINATION PAR LES SUBSTANCES TOXIQUES

Certains des groupes taxonomiques recueillis par Dalcourt *et al.* (1992) à trois sites de l'estuaire fréquentés intensivement par le Béluga ont été l'objet d'analyses de la teneur en contaminants. Le mercure, les biphényles polychlorés (BPC), les hydrocarbures aromatiques polycycliques et les pesticides totaux ont été retrouvés en concentrations faibles chez les ophiures, les bivalves et les gastéropodes (Tableau 3). Les teneurs mesurées ne sont pas significativement différentes entre les trois sites inventoriés et sont toutes sous le critère de protection de la faune vertébrée ($0,1 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de poids humide pour le mercure et les BPC) à l'exception d'une valeur obtenue pour les BPC dans un échantillon de gastéropodes.

Tableau 3

Concentration moyenne ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, poids humide) de différents contaminants mesurés chez les organismes benthiques à trois sites fréquentés intensivement par les bélugas.

Site (profondeur)	Organisme ¹	Mercure	BPC _t	HAP _t ²	Pesticides totaux ³
Kamouraska (18 – 48 m)	Ophiures	0,012	0,035	0,047	0,002
	Bivalves	-	0,020	-	0,003
	Gastéropodes	-	0,105	-	0,009
Île aux Fraises (32 – 89 m)	Ophiures	0,015	0,021	0,051	0,003
	Bivalves	-	0,053	-	0,004
	Gastéropodes	0,064	0,049	0,094	0,004-0,008
Saint-Simon (26 – 37 m)	Ophiures	0,009	0,005	0,053	0,003
	Bivalves	0,033	0,007	0,083	0,002

Source : Dalcourt *et al.*, 1992.

1 Plusieurs espèces non précisées par les auteurs ont été regroupées pour l'analyse des contaminants.

2 Somme de 16 composés.

3 Somme des BHC (hexachlorobenzène), heptachlores, DDT et endrines.

Les faibles concentrations des contaminants mesurés suggèrent que le benthos ne constitue par une source importante de contamination pour les mammifères marins qui en consomment (Dalcourt *et al.*, 1992). Toutefois, les données disponibles concernent des espèces qui ne sont probablement pas consommées par les bélugas et les phoques. On ne dispose d'aucune donnée pour les espèces retrouvées fréquemment dans les estomacs du Béluga et des phoques (*Nereis (Neanthes) virens*, *Mesodesma* sp., *Crangon septemspinosa*, etc.).

Des travaux récents montrent que le polychète *Maldane sarsi*, l'espèce dominante des fonds meubles dans les zones fréquentées intensivement par le Béluga et sur le fond du chenal Laurentien (Ouellet, 1982), accumule les contaminants organochlorés persistants présents dans les sédiments du chenal Laurentien (IML, 1999). Cette bioaccumulation s'effectue selon une proportion relativement constante par rapport aux concentrations dans les sédiments.

6. PROBLÉMATIQUE ET ENJEUX

6.1. LACUNES DANS LES CONNAISSANCES

Les données disponibles sont insuffisantes pour déterminer l'importance du benthos en tant que ressource alimentaire pour les mammifères marins (notamment pour le Béluga, le Phoque commun, le Phoque gris et le Phoque du Groenland) et le niveau de contamination par les substances toxiques des invertébrés benthiques potentiellement les plus importants dans la diète des mammifères marins (*Nereis (Neanthes)* sp., *Crangon* sp., *Argis* sp., *Cancer* sp., et bivalves infralittoraux) (Tableau 4).

6.2. PROBLÉMATIQUE

Les lacunes importantes dans les connaissances ne permettent pas de définir la problématique relative au benthos (Tableau 5).

6.3. ENJEUX

Les lacunes importantes dans les connaissances ne permettent pas d'établir les enjeux associés à la problématique du benthos.

Tableau 4

Évaluation sommaire des connaissances sur le benthos dans le contexte de l'établissement d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude.

<i>Élément de connaissance</i>	<i>État des connaissances</i>				<i>Remarques</i>
	<i>Très insuffisantes</i>	<i>Insuffisantes</i>	<i>Suffisantes</i>	<i>Amplement suffisantes</i>	
1. Importance dans le régime alimentaire des mammifères marins	✓				Données insuffisantes pour identifier les espèces importantes et l'importance globale du benthos.
2. Biologie générale					Non applicable
2.1. Population d'appartenance					Non applicable
2.2. Cycle vital					Non applicable
2.3. Habitats					Non applicable
2.4. Régime alimentaire					Non applicable
2.5. Croissance					Non applicable
2.6. Comportement en bancs et migrations verticales					Non applicable
3. Distribution dans la zone d'étude		✓			Les données sur le benthos dans la zone d'étude sont fragmentaires mais il est possible d'extrapoler à partir de caractéristiques physiques des habitats.
4. État de la ressource		✓			
4.1. Abondance		✓			Variations annuelles inconnues.
4.2. Contamination par les substances toxiques		✓			Aucune donnée pour la majorité des espèces potentiellement importantes.
4.3. Anomalies et pathologies					Non applicable
5. Exploitation par l'homme			✓		

Tableau 5

Évaluation sommaire des problématiques associées au benthos dans le contexte de l'implantation d'une ZPM visant la protection des mammifères marins dans la zone d'étude.

État de la ressource et causes connues ou probables	Très problématique	Possiblement problématique	Inconnu	Peu problématique	Possiblement non problématique	Non problématique	Remarques
Déclin de l'abondance de la ressource dans la zone d'étude			✓				
• Réchauffement climatique			✓				
• Dégradation des frayères							Non applicable
• Obstacles à la migration							Non applicable
• Surexploitation						✓	Aucune exploitation de la plupart des espèces potentiellement importantes.
• Réduction des ressources alimentaires			✓				
• Régularisation des cours d'eau			✓				
• Braconnage						✓	
• Dérangement						✓	
Contamination par les substances toxiques			✓				
• Sources locales actives			✓				
• Sources locales historiques			✓				
• Sources éloignées actives			✓				
• Sources éloignées historiques			✓				
Santé des individus			✓				
Conflits d'usage						✓	Aucune exploitation de la plupart des espèces potentiellement importantes.

RÉFÉRENCES

- Béland, P., S. DeGuise, S. Lair, D. Martineau et I. Mikaelian. 1995. Mortalités de bélugas observées dans le Saint-Laurent en 1995. Rapport non publié soumis au ministère des Pêches et des Océans du Canada dans le cadre d'un contrat pour la récupération et l'analyse des bélugas échoués. Rapport disponible auprès de Michael Kingsley, MPO, Mont-Joli, Qc.
- Brêthes, J.-C., G. Desrosiers et G. Fortin, Jr. 1985. Croissance et production du bivalve *Mesodesma arctatum* sur la côte nord du golfe du Saint-Laurent. Can. J. Zool. 64 : 1914-1919.
- Brunel, P., L. Bossé et G. Lamarche. 1998. Catalogue des invertébrés marins de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent. Publ. spéc. can. sci. halieut. aquat. 126 : 405 p.
- Cardinal, A. et M. Breton-Provencher. 1978. Cartographie des ressources biologiques littorales de l'estuaire du Saint-Laurent. p. 83-386, Dans : Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent. Rapport d'étude sur le tronçon en aval de Montmagny. Éditeur officiel du Québec, Québec. Vol. 1-2.
- Dalcourt, M.-F., P. Béland, É. Pelletier et Y. Vigneault. 1992. Caractérisation des communautés benthiques et étude des contaminants dans des aires fréquentées par le béluga du Saint-Laurent. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 1845.
- Harvey, M., D. Gauthier et J. Munro. 1998. Temporal changes in the composition and abundance of the macro-benthic invertebrate communities at dredged material disposal sites in the Anse à Beaufils, baie des Chaleurs, Eastern Canada. Mar. Pollut. Bull. 36 : 41-55.
- Institut Maurice Lamontagne (IML). 1999. Le Saint-Laurent marin. Connaissances et interventions environnementales : 1993-1998. N. Simard (éd.). Mont-Joli, Québec. Pêches et Océans Canada, Région Laurentienne. 70 p.
- Laprise R. et J.J. Dodson. 1994. Environmental variability as a factor controlling spatial patterns in distribution and species diversity of zooplankton in the St. Lawrence estuary. Mar. Ecol. Prog. Ser. 107 : 67-81.
- Ouellet, G. 1982. Étude de l'interaction des animaux benthiques avec les sédiments du chenal Laurentien. Thèse de maîtrise, Université du Québec à Rimouski. 188 p.
- Vladykov, V.D. 1946. Études sur les mammifères marins aquatiques. IV- Nourriture du marsouin blanc ou béluga (*Delphinapterus leucas*) du fleuve Saint-Laurent. Département des pêcheries, Québec. Contribution de l'institut de biologie générale et de zoologie 19 : 129 p.