

3 Les liens Pression-État

Dans le chapitre précédent, les pressions agricoles sont identifiées et dans la mesure du possible quantifiées. Le présent chapitre cherche à établir les liens entre l'ampleur de ces pressions et l'état du fleuve. Dans cette optique, le chapitre se divise en deux sections traitant respectivement des effets des pressions agricoles sur la qualité de l'eau, le biote et le milieu riverain. Les effets sur la vie aquatique et les usages sont abordés sous les deux sections.

3.1 Modifications de la qualité de l'eau du Saint-Laurent par les activités agricoles

C'est par les affluents du Saint-Laurent que sont drainées la très grande majorité des terres agricoles au Québec (section 2.3). L'analyse des liens entre les pressions agricoles et la qualité de l'eau du Saint-Laurent porte donc ici essentiellement sur la contribution des affluents à la qualité de l'eau du fleuve et en particulier la contribution des rivières où l'agriculture dans les bassins versants est jugée importante. Les descripteurs de qualité de l'eau considérés sont l'azote, le phosphore, les matières en suspension (MES), les micro-organismes et certains pesticides (voir complément d'information sur la méthode utilisée). Cette section aborde également les effets de la qualité de l'eau sur les usages et la vie aquatique pour cerner les conséquences de la pollution d'origine agricole.

La pollution provenant des terres agricoles qui bordent le fleuve peut difficilement être évaluée (section 2.3). Toutefois, puisque la superficie des terres agricoles adjacentes au fleuve ne représente que 4 p. 100 du territoire agricole du Québec, on peut présumer que la pollution provenant de cette portion du territoire est relativement faible par rapport à l'ensemble des pressions agricoles. Il est par contre possible que localement, en raison de la proximité de certaines activités agricoles et des caractéristiques de ces petits bassins drainant directement au Saint-Laurent, que les pressions agricoles sur cette portion du territoire affectent le fleuve comme l'ont fait ressortir des rapports. Par exemple, les pressions agricoles adjacentes au petit bassin de La Prairie¹² ont pour effet de contribuer à l'eutrophisation et à la forte présence de pesticides dans cette partie du fleuve (Fortin *et al.*,

¹² Le petit bassin s'est créé à la suite de la construction de la digue de la Voie maritime du Saint-Laurent au sud de Montréal. Cette digue a eu pour effet de changer la forme de l'écoulement du fleuve en deux bassins : un grand ouvert aux autres sections du fleuve, un autre, petit et fermé par les écluses de Saint-Lambert et Sainte Catherine.

1997). Dans le Bas-Saint-Laurent, les activités agricoles ne sont jamais très loin du fleuve. Celles-ci contribuent alors à la contamination bactérienne ou chimique des eaux coquillières et à leur fermeture à titre préventif (Fortin et al., 1996).

COMPLÉMENT D'INFORMATION

Méthode utilisée pour l'analyse des liens entre les pressions agricoles dans les bassins des affluents et la qualité de l'eau du Saint-Laurent

Pour chacun des descripteurs considérés, l'analyse des liens entre les pressions agricoles et la qualité de l'eau du Saint-Laurent repose :

- 1) sur la revue des informations existantes et,
- 2) sur un traitement particulier de données qui se divise en deux étapes.

Dans une première étape, des analyses de régression sont effectuées afin de vérifier et quantifier la contribution des pressions agricoles à la qualité de l'eau aux embouchures des treize rivières considérées dans le chapitre sur les pressions agricoles. Les analyses de régression mettent en relation les descripteurs de pression par bassin versant présentés au chapitre 2 et deux paramètres de distribution des descripteurs de qualité de l'eau auxquels sont associés ces pressions. Les données sur les pressions proviennent du fichier d'enregistrement du MAPAQ (1996). Les données sur la qualité de l'eau proviennent de la Direction des écosystèmes aquatiques du MEF (1997c) et les paramètres de distribution utilisés sont la concentration médiane et la concentration du 75^e percentile des mesures regroupées des échantillons prélevés en période estivale (mai à octobre) au cours des années 1994 à 1996 aux stations les plus proches des embouchures des rivières.

Pour chacun des descripteurs de qualité d'eau, une analyse de régression multiple visant à

expliquer la variation de la qualité de l'eau dans les affluents a d'abord été effectuée. Compte tenu que les variables explicatives (les mesures de pressions agricoles et certaines caractéristiques des bassins) présentaient une grande colinéarité, et qu'à aucun moment les analyses n'ont mené à l'introduction de plus d'une variable dans le modèle, des analyses de régression simple utilisant les mêmes variables ont été réalisées pour détailler les résultats. Ceux-ci sont présentés au tableau de l'annexe 2. Certains de ces résultats sont repris sous forme de tableau dans la présente section. Toutes les variables ont été transformées en logarithme (base 10) de façon à atteindre les conditions d'application des analyses de régression. Les analyses dont les caractéristiques des données sont trop éloignées des conditions d'application souhaitées (l'uniformité sur l'axe des x et l'homoscédasticité) sont indiquées à l'annexe 2. Bien que dans les autres cas certaines de ces conditions ne sont pas toujours rigoureusement respectées, les résultats sont utilisables avec prudence.

Dans une deuxième étape, des comparaisons visuelles des résultats sont effectuées en représentant cartographiquement par classe les valeurs de certains descripteurs de pression pour les bassins versants considérés et le descripteur de qualité de l'eau aux stations à l'embouchure des affluents et aux stations localisées dans le fleuve près des affluents. Cette analyse cherche à déterminer des associations spatiales entre la répartition des pressions agricoles, la qualité de l'eau aux embouchures et la qualité de l'eau du Saint-Laurent.

3.1.1 L'azote

3.1.1.1 *La situation de l'azote à l'embouchure des affluents du Saint-Laurent*

Les nitrites et les nitrates constituent les formes¹³ les plus abondantes d'azote dans les eaux de surface des rivières du Québec méridional (Painchaud, 1997a). Les concentrations médianes observées de ces deux formes combinées entre 1989 et 1994 dépassent d'environ un ordre de grandeur les concentrations d'azote ammoniacal. Painchaud (1997a; 1997b; 1997c) rapporte que les concentrations les plus élevées de nitrites-nitrates sont observées dans les bassins des rivières L'Assomption, Boyer, Châteauguay, Richelieu, Saint-François et Yamaska, ainsi que dans les parties aval des rivières Chaudière, Nicolet, Maskinongé et du Nord où l'agriculture est importante. Les tendances à la hausse au cours de la période 1979 à 1994 pour les nitrites-nitrates sont surtout observées dans les bassins agricoles du sud-ouest du Québec. Les concentrations d'azote total suivent un patron de distribution et des valeurs similaires à celles des nitrites et des nitrates avec les concentrations médianes plus élevées (supérieures 1,0 mg/L) à des stations localisées dans les bassins agricoles. Mais contrairement aux nitrites-nitrates, les tendances indiquent des baisses sur l'ensemble du territoire couvert par le réseau de suivi de la qualité des eaux. De façon similaire, mis à part une station, les concentrations d'azote ammoniacal sont à la baisse pour la période 1979-1994.

Les concentrations médianes d'azote ammoniacal et de nitrites-nitrates dans les eaux de surface sont inférieures aux critères de protection pour l'approvisionnement en eau brute (0,5 mg/L pour l'azote ammoniacal et 10 mg/L pour les nitrites-nitrates; MENVIQ, 1990) et au critère de protection pour la vie aquatique dans le cas de l'ammoniac (1-1,5 mg/L; MENVIQ, 1990) (Painchaud, 1997a; 1997c). Dans ce dernier cas, des dépassements locaux de critère sont rapportés à l'occasion. Dans une étude portant sur 46 bassins ou sous-bassins de rivières situées en milieu agricole ou forestier, Gangbazo et Babin (1999) rapportent que les concentrations médianes d'azote ammoniacal et de nitrites-nitrates de l'ensemble des stations considérées pour représenter les bassins agricoles (n=16) sont respectivement 5 et 12 fois plus faibles que les critères pour l'approvisionnement en eau brute. Deux stations atteignent ou dépassent légèrement le critère pour l'ammoniac (dont l'embouchure de la rivière Bayonne). Selon les rivières, les observations portent sur la période de 1979 à 1981 (n=4) ou de 1989 à 1995 (n=12). Pour leur part, Gangbazo et

¹³ L'azote se retrouve dans l'eau sous les formes dissoute et particulaire (séparées par filtration). L'azote total dissous (NT) est constitué d'azote organique et inorganique. L'azote inorganique comprend les nitrites-nitrates (N-NO₂ et N-NO₃) et l'ammoniac (N-NH₃). L'azote Kjeldahl (NTK) regroupe l'azote dissous organique et ammoniacal.

Painchaud (1998), dans une étude de six sous-bassins versants typiquement agricoles, mentionnent que 15 p. 100 des mesures prises de 1988 à 1995 dépassaient le critère pour l'approvisionnement en eau brute dans le cas de l'ammoniac. Il s'agit des sous-bassins Saint-Esprit, de l'Achigan et des Anges dans le bassin de la rivière L'Assomption, des sous-bassins Bras d'Henri et Beaurivage dans le bassin de la rivière Chaudière et du sous-bassin Chibouet dans le bassin de la rivière Yamaska.

Si on ne retient que les tendances observées aux stations situées près des embouchures des rivières considérées dans la présente étude, on constate une tendance à la hausse dans les concentrations de nitrites-nitrates pour les rivières Yamaska, L'Assomption, Etchemin, Saint-François et Châteauguay (tableau 3.1) (Painchaud, 1997a). Les concentrations d'azote ammoniacal sont à la baisse pour les rivières Yamaska, L'Assomption, Bécancour et Jacques-Cartier, alors que pour l'azote total il y a une tendance à la baisse uniquement pour la rivière Richelieu. Dans tous les autres cas aucune tendance n'est observée.

Les concentrations médianes (1989 à 1994) à ces mêmes stations montrent des valeurs très en dessous des critères de qualité pour l'azote ammoniacal et les nitrites-nitrates (tableau 3.1). Par ailleurs, une évaluation des fréquences de dépassement du critère de protection de 0,5mg/L d'azote ammoniacal pour l'approvisionnement en eau brute aux stations à l'embouchure de certaines rivières de juillet 1995 à juin 1998 révèle qu'elle est de 0 p. 100 pour les rivières Saint-François et Châteauguay, de 2 p. 100 pour les rivières Etchemin et Nicolet, de 5 p. 100 pour la rivière Richelieu, de 6 p. 100 pour les rivières Bécancour et Yamaska, de 8 p. 100 pour les rivières Saint-Maurice et L'Assomption et de 12 p. 100 pour la rivière Chaudière (Bérubé, 1999). Finalement, les différentes formes d'azote n'interviennent pas comme variables déclassantes de la qualité de l'eau à l'embouchure des rivières tributaires du Saint-Laurent dans le calcul de l'indice de qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau (IQBP), pour la période 1989 à 1994 (Painchaud, 1997a) et pour les périodes 1990 à 1993 et 1994 à 1996 (Quilliam et Millet, 1998). Cet indice est basé sur les dépassements des critères de qualité pour les descripteurs conventionnels (Hébert, 1996).

TABLEAU 3.1

Concentrations médianes et tendances observées pour certains descripteurs de qualité de l'eau aux stations
près des embouchures des 13 affluents du Saint-Laurent considérés

RIVIÈRES	MES (MG/L)		COLIFORMES FÉCAUX (UFC)		PHOSPHORE TOTAL (MG/L)		NITRITES- NITRATES (MG/L)		AZOTE AMMONIACAL (MG/L)		AZOTE TOTAL (MG/L)		NDICE DE QUALITÉ (IQBP)	
	Méd. ¹	Tend. ²	Méd. ¹	Tend. ²	Méd. ¹	Tend. ²	Méd. ¹	Tend. ²	Méd. ¹	Tend. ²	Méd. ¹	Tend. ⁴	Classe*	Variable déclassante
Chaudière	6-13	A	<200	A	0,03- 0,05	B	0,1-0,2	A	<0,1	A	0,3-0,5	-	B	Turbidité
Yamaska	>41	H	200- 1000	A	>0,2	B	>1	H	<0,1	B	>1,0	A	E	Turbidité
L'Assomption	13-24	B	200- 1000	B	0,05-0,1	B	0,2-0,5	H	<0,1	B	0,5-1,0	A	D	Turbidité
Etchemin	6-13	A	<200	-	0,03- 0,05	-	0,1-0,2	H	<0,1	A	0,3-0,5	-	C	Turbidité
Richelieu	6-13	A	<200	H	0,05-0,1	A	0,1-0,2	A	<0,1	A	0,3-0,5	B	C	Turbidité
Saint-François	6-13	A	<200	A	0,05-0,1	B	0,1-0,2	H	<0,1	A	0,3-0,5	A	B	Turbidité
Nicolet	<6	A	<200	A	0,03- 0,05	B	<0,1	A	<0,1	A	0,3-0,5	A	B	Turbidité
Bayonne	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Boyer	6-13	-	200- 1000	-	0,1-0,2	-	>1,0	-	<0,1	-	>1,0	-	D	Phosphore total
Bécancour	<6	A	<200	A	0,03- 0,05	B	<0,1	A	<0,1	B	0,3-0,5	A	B	Turbidité
Châteauguay	<6	A	200- 1000	-	0,05-0,1	A	0,1-0,2	H	<0,1	A	0,3-0,5	A	C	Coliformes fécaux
Jacques-Cartier	<6	A	<200	-	<0,03	B	0,2-0,5	A	<0,1	B	0,3-0,5	A	B	Coliformes fécaux
Saint-Maurice	<6	A	200- 1000	-	<0,03	B	<0,1	A	<0,1	A	<0,2	A	B	Coliformes fécaux

¹ Médianes estivales 1989-1994; ² Tendances 1979-1994; ³ Tendances 1989-1994; ⁴ Tendances 1985-1994.

B : Baisse significative; A : Aucune tendance; H : Hausse significative.

* Classes : A : Bonne qualité; B : Qualité satisfaisante; C : Qualité douteuse; D : Mauvaise qualité; E : Très mauvaise qualité.

Source : À partir des données de Painchaud, 1997a.

3.1.1.2 *Les pressions agricoles et la situation de l'azote à l'embouchure des affluents du Saint-Laurent*

Painchaud (1997c) attribue les tendances à la baisse des concentrations d'azote ammoniacal dans les rivières du Québec à la diminution des rejets industriels et municipaux ainsi qu'à l'entreposage des fumiers et lisiers et à l'augmentation des concentrations de nitrites-nitrates dans les bassins versants où l'agriculture est importante à une utilisation plus intensive des engrais minéraux en plus de l'utilisation des fumiers et lisiers. Les procédés de traitement des eaux usées et l'augmentation de l'entreposage et de l'épandage des fumiers et lisiers favorisent la nitrification de l'azote ammoniacal, ce qui peut également expliquer en partie les tendances observées. Mais globalement, Painchaud (1997b; 1997c) attribue l'augmentation des concentrations des nitrites-nitrates dans les eaux de surface aux surplus d'engrais azotés (engrais minéraux et fumiers) dans les bassins versants agricoles, comme décrit à la section sur les pressions. Compte tenu de la grande mobilité des nitrites et des nitrates, ces formes d'azote se répartissent facilement dans l'environnement.

À l'échelle des affluents du Saint-Laurent, les études portant sur les effets des activités agricoles sur la qualité de l'eau pour les rivières L'Assomption, Chaudière et Yamaska (Delisle *et al.*, 1997; 1998; Bédard *et al.*, 1998) montrent que l'agriculture dans ces bassins contribue de façon importante à la contamination des eaux de surface par l'azote. À divers degrés, des constats semblables ont été dressés pour les bassins versants des rivières Chaudière (Simoneau, 1998), Yamaska (Primeau, 1998), Richelieu (Simoneau, 1993; Piché et Simoneau, 1998), Châteauguay (Simoneau, 1996), Nicolet (Robitaille, 1994), Sainte-Anne (Laflamme, 1995) et Etchemin (Robitaille, 1995).

Des évaluations de la charge en azote total provenant des activités agricoles ont été réalisées pour certaines rivières. Dans le cas des rivières Yamaska (Delisle *et al.*, 1998), L'Assomption (Delisle *et al.*, 1997), Chaudière (Simoneau, 1998) et Boyer (Gangbazo et Babin, 1999), les charges en azote provenant des rejets agricoles sont évaluées respectivement à 3970, 855, 1111 et 98 tonnes par année, soit 73, 48, 34 et 76 p. 100 des flux nets d'azote à l'embouchure. À titre de comparaison, les apports des sources ponctuelles urbaines et industrielles sont évalués à 797, 579, 849 et 11 tonnes par année, soit 15, 33, 26 et 9 p. 100 des flux d'azote à l'embouchure. Simoneau (1998) souligne que les rivières qui présentent les flux massiques à l'embouchure et les flux massiques par unité de surface (taux d'exportation) les plus importants d'azote sont caractérisées par une densité démographique et des effectifs agricoles importants. En raison des méthodes de calcul utilisées et des phénomènes dynamiques d'absorption et d'accumulation dans les cours d'eau, les estimations du flux net à l'embouchure et la portion attribuable à l'agriculture sont

jugées comme des évaluations modérées. Comme la majeure partie de l'azote d'origine agricole (ammoniac et nitrite-nitrate) dans le flux massique est transportée principalement au printemps, mais aussi lors des événements de pluies d'automne et d'hiver (Gangbazo *et al.*, 1992; 1995a; 1995b; 1996b; 1997a; 1997c), il est possible que la fréquence d'échantillonnage relativement espacée ne puisse révéler correctement les pics de concentrations d'azote liés aux épisodes intenses de ruissellement des eaux. Simoneau (1998) estime néanmoins à environ 40 p. 100 la portion du flux annuel d'azote de la rivière Chaudière qui est transporté entre le 15 mars et le 15 juin correspondant à la période où s'écoule près de 50 p. 100 du volume d'eau annuel de la rivière.

Dans leur étude portant sur 46 bassins et sous-bassins agricoles ($n=16$) et forestiers ($n=30$), Gangbazo et Babin (1999) observent que par rapport aux bassins forestiers, les concentrations médianes d'azote total, d'ammoniac et de nitrites-nitrates dans les bassins versants agricoles sont quintuplées en ce qui concerne l'azote total et l'ammoniac, triplées pour les nitrites et sept fois plus élevées pour les nitrates. Pour leur part, les flux annuels par unité de surface sont pour les mêmes composés trois, huit, sept et quatre fois supérieurs en milieu agricole qu'en milieu forestier. L'azote inorganique occupe une plus grande place de l'azote total en milieu agricole (70 p. 100 pour les concentrations et 80 p. 100 pour les flux) par rapport au milieu forestier (50 p. 100 pour les concentrations et 58 p. 100 pour les flux). En milieu agricole, l'azote inorganique est dominé par les nitrites-nitrates (90 p. 100 pour les concentrations et 80 p. 100 pour les flux), alors qu'en milieu forestier, ils sont dominants uniquement pour les concentrations (80 p. 100 pour les concentrations et 56 p. 100 pour les flux). Ici également, la stratégie d'échantillonnage utilisée pour recueillir les données de qualité de l'eau amène les auteurs à penser que les estimations de flux sont sous-évaluées. Il est à noter que dans cette étude, les valeurs plus élevées rapportées pour les bassins agricoles sont davantage influencées par les rejets des populations humaines comparativement aux bassins forestiers, ce qui va dans le sens de l'observation de Simoneau (1998). En effet, la population humaine (habitant par km^2) est significativement supérieure ($p < 0,01$; résultat non publié) dans les milieux agricoles (médiane 31,9) par rapport aux milieux forestiers (médiane de 2,02).

Des relations entre l'utilisation du territoire par l'agriculture et certains descripteurs de qualité de l'eau ont été établies. Grimard (1990) a montré en utilisant des données de 35 rivières du Québec que la concentration médiane d'azote total à leur embouchure augmente avec la densité animale dans les bassins versants. Gangbazo et Painchaud (1998) observent, dans leur étude portant sur six bassins jugés typiquement agricoles, que les concentrations des différentes formes d'azote augmentent avec le

pourcentage de la superficie du bassin voué à l'agriculture, et que les concentrations d'azote ammoniacal augmentent avec la densité animale. Gangbazo (1999) a analysé de façon détaillée les relations entre l'utilisation du territoire et la qualité de l'eau des rivières pour 20 bassins versants du Québec, dont 16 bassins agricoles. Les résultats de cette étude montrent que les concentrations et les flux des différentes formes d'azote sont corrélés positivement avec pratiquement l'ensemble des descripteurs des activités agricoles (superficie cultivable, superficie des cultures à grand interligne, superficie des cultures à interligne étroit, superficie en fourrage, superficie des autres cultures, densité animale et superficie agricole avec drainage souterrain) ainsi qu'avec la population humaine et la population dont les eaux usées sont traitées (sauf pour l'azote ammoniacal). Un résumé des résultats est présenté à l'annexe 3. Les concentrations et les flux sont corrélés négativement avec la superficie du bassin et la superficie occupée par la forêt. Par ailleurs, les résultats des analyses de régression multiple montrent que les caractéristiques du territoire qui ont pour effet d'augmenter les concentrations d'azote total et d'ammoniac sont les cultures à grand interligne (respectivement 70 et 31 p. 100 de la variance) et les cultures à interligne étroit (respectivement 14 et 12 p. 100 de la variance). La densité animale (56 p. 100 de la variance) augmente la concentration de nitrites-nitrates, alors que la superficie en forêt (32 p. 100 de la variance) la diminue. De plus, la densité animale augmente les flux d'azote total, d'ammoniac et de nitrites-nitrates (respectivement 66, 66 et 64 p. 100 de la variance). Dans une moindre mesure, les cultures à interligne étroit et la population humaine augmentent les flux d'azote total (respectivement 13 et 3 p. 100 de la variance) et de nitrites-nitrates (respectivement 14 et 7 p. 100 de la variance). Gangbazo (1999) mentionne plusieurs études où l'influence de la densité animale sur la qualité de l'eau a été observée.

Les analyses de régression effectuées pour certains bassins versants dans le cadre de la présente étude montrent des relations positives significatives entre les surplus en azote et les concentrations d'azote total à l'embouchure, ainsi qu'entre la densité animale et les teneurs en azote total (tableau 3.2) (voir complément d'information sur la méthode et l'annexe 2 pour les résultats détaillés). Les analyses montrent que les concentrations d'azote ammoniacal à l'embouchure sont reliées au surplus en azote et à la densité animale dans les bassins. Ces résultats peuvent être une indication que l'azote ammoniacal occupe une portion non négligeable de l'azote des fumiers et des lisiers épandus et se retrouvant dans les cours d'eau, en raison de techniques de fertilisation et de travail du sol déficientes malgré un entreposage adéquat. Ils peuvent refléter d'autre part la pollution ponctuelle d'origine agricole provenant des exploitations sans structure adéquate d'entreposage des déjections animales. Il est possible que les deux facteurs interviennent.

TABLEAU 3.2

Sommaire des analyses de régression entre les formes d'azote et les descripteurs de pression et du territoire des bassins versants considérés

DESCRIPTEUR DE PRESSION ET DU TERRITOIRE	FORME D'AZOTE ET PARAMÈTRES DE DISTRIBUTION			
	Azote total (N)		Azote ammociaal (NH ₄)	
	Concentration du percentile 75	Concentration médiane	Concentration du percentile 75	Concentration médiane
	Coefficient de détermination R ² (probabilité associée à la corrélation)			
Surplus d'azote	0,314 (0,047)*	(0,100)	(0,051)	(0,121)
Nombre d'unités animales	(0,245)	(0,399)	(0,068)	(0,159)
Superficie du bassin versant	(0,552)	0,368 (0,028)*	(0,356)	(0,269)
Surplus d'azote/superficie cultivée	0,414 (0,018)*	0,530 (0,005)*	(0,054)	(0,079)
Surplus d'azote/superficie du bassin versant	0,591 (0,002)*	0,420 (0,017)*	0,457 (0,011)*	0,367 (0,028)*
Nombre d'unités animales/superficie cultivée	(0,082)	(0,269)	(0,187)	(0,067)
Nombre d'unités animales/superficie du bassin versant	0,570 (0,003)*	0,574 (0,002)*	n.d.	0,412 (0,017)*

* Corrélation significative ($p < 0,05$); $n = 13$ pour toutes les régressions.

n. d. : Non déterminé (conditions d'application non respectées).

Il est difficile en effet de déterminer dans les bilans des flux d'azote les apports respectifs des rejets agricoles ponctuels reliés à l'entreposage inadéquat des fumiers et lisiers et les rejets diffus reliés à l'épandage des engrais minéraux et de ferme (déjections animales). Les études portant sur les rivières Yamaska, Chaudière et L'Assomption (Delisle *et al.*, 1997; 1998; Bédard *et al.*, 1998; Simoneau, 1998) montrent que l'entreposage adéquat des fumiers et lisiers contribue dans une certaine mesure à l'amélioration de la qualité de l'eau. Une réduction importante de nitrites-nitrates et d'azote ammoniacal avait également été observée dans la rivière L'Assomption suite à des mesures visant l'entreposage du lisier à la fin des années 1980 (Simoneau et Grimard, 1989; Simoneau, 1991 données non publiées, cité dans Gangbazo et Painchaud, 1998). Toutefois, Gangbazo et Painchaud (1998) démontrent dans leur analyse portant sur six bassins versants agricoles que l'entreposage des fumiers a des effets limités sur l'amélioration de la qualité de l'eau, ce qui confirme les observations relatives aux rivières Yamaska, Chaudière et L'Assomption. Ces

auteurs mentionnent que plusieurs expériences d'assainissement agricole, notamment aux États-Unis, ont aussi donné des résultats limités. Il apparaît que les apports agricoles diffus associés à l'utilisation des engrais constituent une source importante de contamination des eaux de surface par l'azote, surtout si l'on considère l'importance des surplus en engrais azoté dans les bassins versants. À cet effet, les pratiques culturales de travail du sol et les techniques de fertilisation sont également des facteurs clés dans le contrôle et la réduction de la pollution diffuse de l'eau comme l'ont montré plusieurs études (notamment Gangbazo *et al.*, 1997b; 1997c; 1996b; 1995a; 1995b; 1993). Cependant, les apports reliés à un entreposage inadéquat des fumiers et lisiers apparaissent encore problématiques. En 1997, on estimait qu'environ 8500 exploitations agricoles importantes assujetties au *Règlement sur la réduction de la pollution d'origine agricole* (L.R.Q., C.Q.-2; règlement R-18.1) n'avaient pas encore de structure d'entreposage adéquate par rapport aux 7000 exploitations dotées de telles structures (Bérubé, 1999). À ce nombre s'ajoutent 10 000 autres exploitations sans obligation d'entreposage qui, bien que représentant moins de risque, peuvent néanmoins produire des déjections animales.

3.1.1.3 *Les effets sur le Saint-Laurent*

L'analyse de Hébert (1999) sur l'évolution de la qualité des eaux douces du Saint-Laurent entre 1990 et 1997 montre une augmentation significative de la quantité d'azote total dans les eaux vertes en provenance des Grands Lacs en amont de Montréal. Cette hausse serait liée à une baisse de la production primaire dans les Grands Lacs. En aval de Montréal et jusqu'au lac Saint-Pierre, des augmentations significatives dans les concentrations sont observées aux stations de Repentigny, rive nord, et de Tracy, rive sud, alors qu'aucun changement n'est observé pour les cinq autres stations. Par contre, en aval du lac Saint-Pierre, neuf stations sur quatorze montrent des tendances à la hausse et cinq stations sont sans tendances. Puisque les concentrations d'azote ammoniacal au Québec sont soit stables (56 p. 100), soit à la baisse (43 p. 100), à l'exception d'une station (Painchaud, 1997a), les augmentations dans les concentrations d'azote total sont reliées aux augmentations dans les nitrites-nitrates, en posant comme hypothèse que l'azote organique soit demeuré stable.

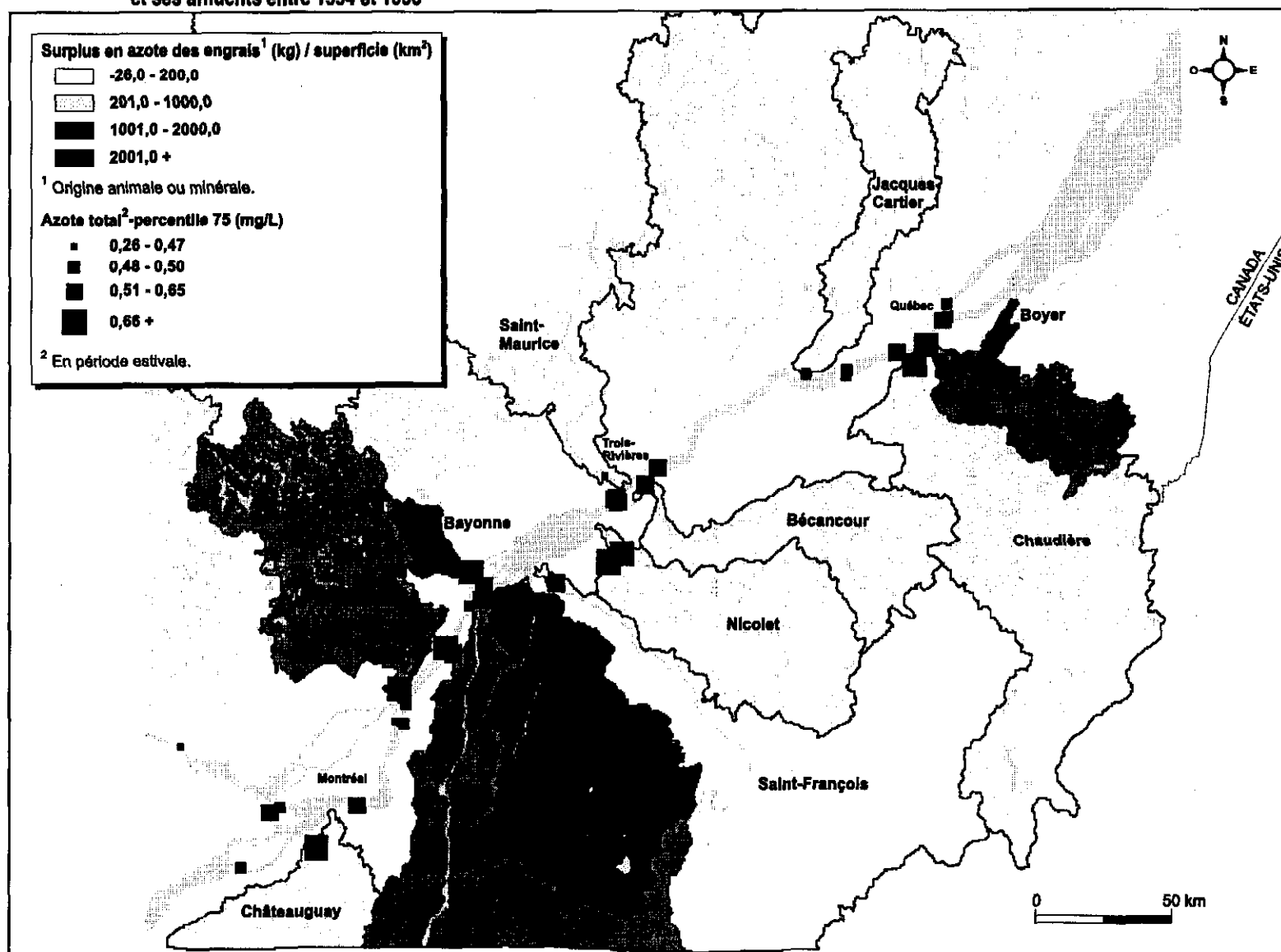
Il n'est pas possible d'établir une association spatiale directe entre la pression en azote (exprimée par le surplus en azote) dans les bassins versants et la concentration d'azote aux stations d'échantillonnage de la qualité de l'eau du Saint-Laurent (figure 3.1). Comme mentionné à la section 1.1.4, il est impossible actuellement de relier les différentes stations d'échantillonnage du Saint-Laurent aux influences des panaches de diffusion des

rivières. Les stations d'échantillonnage sont cependant associées aux principales masses d'eau du fleuve (Hébert, 1993; Lamarche, 1992). Celles-ci subissent l'influence des rejets municipaux et industriels directement dans le Saint-Laurent ainsi que des apports des affluents (provenant de sources naturelles, urbaines, agricoles et industrielles).

Ainsi, Hébert (1993) fait observer que de façon générale il n'est pas possible de déceler des augmentations dans les différentes formes de l'azote en fonction des différentes sources. Cependant, il associe une concentration légèrement plus élevée d'azote total et de nitrites-nitrates sur la rive nord du fleuve en aval de Montréal en 1990 et 1991 aux rejets de la Communauté urbaine de Montréal et de la ville de Laval. Cette influence était perceptible jusqu'à Trois-Rivières. Par ailleurs, les tendances à la hausse de l'azote total en aval du lac Saint-Pierre pour la période 1990 à 1997 pourraient être en partie le résultat des apports des rivières où l'agriculture est importante et pour lesquelles des hausses significatives en nitrites-nitrates ont été observées entre 1979 et 1994 à l'embouchure des rivières Yamaska et Saint-François (tableau 3.1) ou dans la portion inférieure des rivières Richelieu et Nicolet (Painchaud, 1997a).

Les concentrations médianes d'azote ammoniacal et de nitrites-nitrates pour la période 1989 à 1994 dans la portion d'eau douce du Saint-Laurent sont sous les critères de protection pour l'approvisionnement en eau brute (0,5 mg/L pour l'azote ammoniacal et 10 mg/L pour les nitrites-nitrates) et au critère de protection pour la vie aquatique dans le cas de l'ammoniac (1-1,5 mg/L) (Painchaud, 1997a; 1997c). Hébert (1993) ne rapporte aucun dépassement de critères pour l'azote ammoniacal et les nitrites-nitrates pour les années 1990 et 1991. Il indique que les concentrations d'ammoniac dans le corridor fluvial étaient toutes inférieures à 0,25 mg/L. La situation de l'azote dans les eaux douces du Saint-Laurent n'est pas jugée préoccupante pour la santé humaine et la protection de la vie aquatique. Sur ce dernier point, Painchaud (1998) a confirmé que l'azote ne contrôle pas la productivité primaire (croissance des algues, du phytoplancton et des plantes aquatiques) en eau douce au Québec, sauf localement dans des conditions particulières. C'est la raison pour laquelle il n'y a pas de limites aux rejets d'azote dans les eaux usées, à l'exception de l'azote ammoniacal qui est toxique, et que les procédés d'assainissement ne visent pas l'enlèvement de l'azote total.

FIGURE 3.1 Comparaison spatiale entre le surplus en azote des engrais par bassin versant et les teneurs en azote total dans le Saint-Laurent et ses affluents entre 1994 et 1996



Sources : À partir des données de MAPAQ, 1997b; MEF, 1997c.

Il faut donc s'interroger si les apports en azote ammoniacal des affluents peuvent avoir un effet sur le Saint-Laurent. Les fréquences de dépassement du critère pour l'approvisionnement en eau brute pour l'ammoniac à l'embouchure des rivières sont peu élevées, et les données indiquent que le critère pour la protection de la vie aquatique n'est pas dépassé. Comme le souligne Hébert (1993), les impacts de l'ammoniac sont locaux et disparaissent peu à peu à cause de la grande capacité de dilution du fleuve. Les apports en azote ammoniacal d'origine agricole dans les affluents se produisent principalement au moment de la crue au printemps, ce qui favorise sa dilution dans le Saint-Laurent. À cet égard, l'évolution dans le milieu récepteur de l'azote ammoniacal rejeté à l'effluent de la station d'épuration des eaux usées de la Communauté urbaine de Montréal constitue un exemple du phénomène de dilution pour ce contaminant. Les données du réseau de suivi de la CUM montrent que la concentration (moyenne annuelle 1994) d'azote ammoniacal dans le panache passe d'environ 2,75 mg/L au point de rejet, à 1,0 mg/L à 0,3 km en aval de l'émissaire (Deschamps, 1995). La concentration atteint le critère de protection de la vie aquatique (0,23 mg/L; toxicité chronique) pour cet effluent à 5 km en aval du point de rejet. Ce dernier critère a été établi avant dilution aux conditions de pH et de température de l'effluent (pH de 8,3 et température de 25 °C). La concentration d'ammoniac au point de rejet est 27 fois plus élevée que les concentrations médianes à l'embouchure des affluents du Saint-Laurent (tableau 3.1). Les informations disponibles montrent donc que les apports en azote ammoniacal des affluents n'ont fort probablement pas d'effet sur la vie aquatique du Saint-Laurent et que l'approvisionnement en eau pour la consommation pourrait être affecté localement seulement et de façon intermittente.

Malgré l'absence d'effet prévisible en eau douce en raison des concentrations relativement faibles, Painchaud (1997a; 1997c) mentionne que l'augmentation des concentrations de nitrites-nitrates est préoccupante pour le milieu marin où l'azote est considéré comme l'élément limitant la croissance du phytoplancton. En posant l'hypothèse que l'azote des eaux douces atteint l'estuaire maritime et le golfe du Saint-Laurent, il pourrait contribuer à l'eutrophisation surtout en milieu côtier. En citant Bates *et al.* (1989), Painchaud fait remarquer que le golfe du Saint-Laurent ne serait pas à l'abri du phénomène. Toutefois, les études et les observations portant sur l'estuaire maritime et le golfe du Saint-Laurent (au large de la zone côtière; plus de 1 km de la rive) ne permettent pas actuellement de relier les concentrations d'azote et du phytoplancton aux apports d'eau douce (Levasseur, 1998). Par exemple, les concentrations de nitrites-nitrates dans les eaux de surface de l'estuaire augmentent avec la salinité alors que la relation devrait être inverse si les eaux douces étaient une source significative de nitrates (Vézina *et al.*, 1995). De plus, les teneurs en

oxygène dans les eaux intermédiaires et profondes de l'estuaire et du golfe ne montrent pas de zones d'hypoxie ou d'anoxie qui seraient signe d'une possible eutrophisation du golfe (Savenkoff *et al.*, 1995; 1996). En zone côtière, aucune influence directe des apports des affluents dans cette portion du Saint-Laurent n'a été démontrée jusqu'à présent.

En résumant les travaux de Yeats (1988; 1990), White et Johns (1997) mentionnent que les éléments nutritifs de l'estuaire moyen (île d'Orléans à Tadoussac) proviennent principalement de l'apport des eaux douces du Saint-Laurent. Dans l'estuaire maritime, une bonne partie des apports d'éléments nutritifs sont reliés aux remontées d'eau profonde provenant du plateau continental et du golfe, en particulier en amont du chenal Laurentien. À partir d'un modèle simple considérant uniquement les apports d'eau douce du fleuve ainsi que les apports du chenal Laurentien, Greisman et Ingram (1977) mentionnent que l'azote provenant des eaux continentales domine jusqu'à environ 25 km en aval de l'île aux Coudres. En aval de Tadoussac, ils représentent moins de 25 p.100 des apports¹⁴.

Certaines indications laissent croire que globalement les rejets agricoles ne domineraient pas les apports d'azote d'origine anthropique dans le Saint-Laurent marin sur le territoire du Québec. En prenant en considération les sources majeures anthropiques (dépôts atmosphériques, rejets provenant de l'agriculture et rejets des eaux usées municipales), on constate que les apports agricoles représenteraient une fraction relativement petite de la charge (tableau 3.3). On peut supposer que les apports agricoles et les apports provenant des eaux usées municipales atteignent l'estuaire maritime. En réalité cependant, particulièrement pour les rejets agricoles qui sont plus diffus dans les écosystèmes et moins directs dans le milieu aquatique, une partie sera retenue dans les eaux souterraines, mobilisée dans les écosystèmes et les milieux humides, ou réduite par dénitrification. De plus, l'évaluation ne considère que la population riveraine alors que la population du bassin hydrographique comprend presque la totalité de la population du Québec. Par ailleurs, le taux de rétention des dépôts atmosphériques de NO_x sur les écosystèmes terrestres diminue considérablement la quantité d'azote qui peut atteindre l'estuaire et le golfe. Ce taux est très variable et plusieurs facteurs peuvent intervenir dans les estimations (Howarth *et al.*, 1996). En multipliant le taux d'exportation annuel de l'azote total de Gangbazo et Babin (1999) pour les bassins forestiers (médiane de 224 kg/km²/an) par la superficie des régions hydrographiques 02 à 07 (figuré 2.3), l'apport serait de l'ordre de 134 000 tonnes par année, soit 22 p. 100 des retombées atmosphériques. Cette évaluation est conservatrice dans la mesure où le taux d'exportation est probablement sous-évalué (Gangbazo et Babin, 1999) et

¹⁴ Des travaux en cours à l'Institut Maurice-Lamontagne de Pêches et Océans Canada devraient préciser le bilan de l'azote de la partie marine du Saint-Laurent.

que le taux de rétention en milieu non forestier, qui couvre une partie du territoire, est moindre (Howarth *et al.*, 1996). On suppose que la quantité d'azote mobilisé dans les milieux humides et aquatiques ou réduit par dénitrification à partir des points de mesure dans le milieu aquatique sera, toute proportion gardée, similaire aux rejets urbains et agricoles.

TABLEAU 3.3
Estimation des charges en azote d'origine anthropique au Québec susceptible d'atteindre le milieu marin dans le bassin versant du Saint-Laurent

	CHARGE D'AZOTE (N)		REMARQUES
	Tonnes/an	%	
Dépôts atmosphériques dans le bassin hydrographique du Saint-Laurent	Naturelle : 10 764 Anthropique : 365 976 Total : 376 740	-	En considérant les taux de déposition en NO _x total et anthropique de 630 et 612 kg/km ² /an (Howarth <i>et al.</i> , 1996). Les taux de déposition de NH _x ne sont pas considérés afin d'exclure les phénomènes locaux d'évaporation et de déposition des rejets agricoles et urbains.
Exportation provenant du bassin hydrographique du Saint-Laurent*; exportation principalement des dépôts atmosphériques	Total : 133 952	33,8	En considérant le taux d'exportation en NT de 224 kg/km ² /an des bassins forestiers (Gangbazo et Babin 1999)
Dépôts atmosphériques au-dessus de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent**	Naturelle : 12 664 Anthropique : 173 346 Total : 186 010	3,2 43,7 46,9	En considérant les taux de déposition en NO _x et de NH _x total et anthropique de 896 et 835 kg/km ² /an (Howarth <i>et al.</i> , 1996)
Rejets de la population riveraine au Saint-Laurent desservie par un réseau d'égouts***	18 289	4,6	En considérant le taux de rejet théorique en NTK de 10 g/pers/d (MEF-Direction des écosystèmes aquatiques)
Apports diffus d'origine agricole	58 257	14,7	Maximum théorique en considérant le surplus de fertilisation en 1996 (tableau 2.6)
TOTAL	396 508	100	

* Régions hydrographiques du Québec 02 à 07 (figure 2.3) : superficie d'environ 595 000 km² (MEF-Direction du milieu hydrique).

** Superficie de 207 600 km² (CSL, 1996).

*** Population riveraine de 5 010 454 habitants (Gingras *et al.*, 1997).

3.1.1.4 Les principaux constats

Les activités agricoles contribuent à la contamination par l'azote du Saint-Laurent et de ses affluents, de façon importante dans certaines rivières. Les concentrations et les taux d'exportation des différentes formes d'azote sont plus élevés dans les bassins agricoles par rapport aux bassins forestiers, bien que ces derniers soient moins influencés par les rejets des populations humaines. Plusieurs analyses et études montrent l'influence qu'exercent les différentes activités agricoles (exprimées par la superficie occupée par

l'agriculture, la superficie de certains types de culture, la densité animale et le surplus en azote des engrais épandus) sur les concentrations et les flux d'azote total, de nitrites-nitrates et d'azote ammoniacal. La charge en azote total attribuée aux activités agricoles est évaluée respectivement à 73, 48, 34 et 76 p. 100 des flux nets à l'embouchure pour les rivières Yamaska, L'Assomption, Chaudière et Boyer, quatre des principaux bassins agricoles du Québec. Les apports provenant de l'entreposage inadéquat d'une partie des fumiers et des lisiers apparaissent encore comme une source importante d'azote.

Des tendances à la hausse des teneurs en nitrites-nitrates entre 1979 et 1994 sont observées à l'embouchure de certains affluents à vocation agricole (rivières Yamaska, L'Assomption, Etchemin, Saint-François et Châteauguay), alors que les concentrations d'azote ammoniacal sont à la baisse pour les rivières Yamaska, L'Assomption et Bécancour. Par contre, les concentrations médianes (1989-1994) de nitrites-nitrates demeurent largement inférieures au critère de protection pour l'approvisionnement en eau brute. Des dépassements occasionnels de ce critère (entre 2 et 12 p. 100 des mesures) pour l'azote ammoniacal ont été observés pour les rivières Etchemin, Chaudière, Bécancour, Nicolet, Yamaska, Richelieu, L'Assomption et Saint-Maurice au cours des années 1995 et 1998. Ces valeurs ne reflètent pas nécessairement l'amélioration de la qualité de l'eau pour l'azote ammoniacal qui a pu survenir suite aux travaux d'assainissement réalisés entre 1989 et 1994 (principalement municipal mais aussi industriel et agricole).

La situation de l'azote dans les eaux douces du Saint-Laurent n'est pas préoccupante pour la santé humaine et la protection de la vie aquatique. Aucun dépassement de critère pour les nitrites-nitrates et l'azote ammoniacal n'a été observé. Dans le cas de l'azote ammoniacal, les dépassements occasionnels du critère pour l'approvisionnement en eau brute qui pourraient encore survenir à l'embouchure de certains affluents n'auront un effet que très local en raison du grand pouvoir de dilution du Saint-Laurent. En milieu marin, les informations disponibles n'indiquent aucun signe d'eutrophisation de l'estuaire et du golfe en relation avec les apports en azote des eaux douces du Saint-Laurent et aucune influence directe des apports des affluents n'a été démontrée en zone côtière. Certaines indications suggèrent que les rejets agricoles ne domineraient pas les apports en azote d'origine anthropique sur le territoire à l'étude dans le milieu marin.

3.1.2 Le phosphore

3.1.2.1 *La situation du phosphore à l'embouchure des affluents du Saint-Laurent*

Comme dans le cas de l'azote, Painchaud (1997a; 1997b; 1997c) rapporte dans son étude de l'état et des tendances de la qualité de l'eau du Québec méridional que les fortes concentrations médianes de phosphore total¹⁵ sont observées dans les rivières et les tronçons inférieurs où l'agriculture est importante, soit les rivières L'Assomption, Boyer, Châteauguay, Chaudière, Maskinongé, Nicolet, du Nord, Richelieu, Saint-François et Yamaska. L'analyse de l'évolution des concentrations entre 1979 et 1994 indique que 48 stations sont à la baisse, 10 ne montrent aucune tendance significative et 2 sont à la hausse (Painchaud, 1997a). Ces deux dernières sont localisées dans des bassins agricoles (Painchaud, 1997b).

Malgré les tendances à la baisse, les concentrations de phosphore total demeurent supérieures au critère de protection de la vie aquatique lié à l'eutrophisation (0,03 mg/L de phosphore total) (MENVIQ, 1990) dans plusieurs rivières, en particulier celles drainant des territoires agricoles (Painchaud, 1997a; 1997b). Gangbazo et Babin (1999) dans leur étude portant sur 46 bassins et sous-bassins observent que les concentrations médianes de phosphore total aux stations situées en milieu agricole sont toutes égales ou supérieures au critère de protection, alors que dans les bassins forestiers, plus de la moitié des stations (23 sur 30) affichent une concentration égale ou inférieure au critère. Dans leur étude portant sur six sous-bassins typiquement agricoles, Gangbazo et Painchaud (1998) observent que 100 p. 100 des mesures effectuées sont égales ou supérieures au critère de protection de la vie aquatique et que la concentration moyenne de phosphore total est de 0,21 mg/L.

Pour les stations localisées près de l'embouchure des rivières (tableau 3.1), les résultats de l'étude de Painchaud (1997a) montrent que les tendances (1979 à 1994) sont à la baisse pour huit rivières et qu'aucune tendance n'est observée pour les rivières Richelieu et Châteauguay. Les concentrations médianes (1989 à 1994) sont inférieures au critère de 0,03 mg/L à l'embouchure des rivières Jacques-Cartier et Saint-Maurice, deux rivières où la vocation agricole n'est pas dominante. Les stations des rivières Chaudière, Etchemin, Nicolet, Bécancour se situent dans la classe de concentration médiane de 0,03 à 0,05 mg/L. Les rivières L'Assomption, Richelieu, Saint-François et Châteauguay se retrouvent dans la classe 0,05 à 0,1 mg/L. Les plus fortes concentrations sont observées dans les rivières Boyer (0,1 à 0,2 mg/L) et Yamaska (> 0,2 mg/L). La fréquence des dépassements du critère

¹⁵ Le phosphore total comprend le phosphore soluble (PS) et le phosphore particulaire (PP), qui sont déterminés par le diamètre des pores des filtres utilisés pour la filtration des échantillons d'eau.

de protection de la vie aquatique aux stations à l'embouchure de certaines rivières de 1995 à 1998 atteint 100 p. 100 pour les rivières Yamaska et Châteauguay, elle est de 85 p. 100 pour la rivière L'Assomption, elle se situe entre 35 et 45 p. 100 pour les rivières Etchemin, Bécancour, Nicolet, Saint-François, Richelieu, Sainte-Anne et Maskinongé, elle est de 21 p. 100 pour la rivière Chaudière et de 6 p. 100 pour la rivière Saint-Maurice (Bérubé, 1999). Delisle *et al.* (1998) rapportent également un dépassement de critère de 100 p. 100 pour le phosphore total près de l'embouchure de la rivière Yamaska entre 1988 et 1993 avec une concentration médiane de 0,181 mg/L. Le phosphore est la variable déclassante de la qualité de l'eau dans le calcul de l'IQBP à l'embouchure de la rivière Boyer pour la période 1989 à 1994 (tableau 3.1; Painchaud, 1997a).

Compte tenu des nombreuses interventions d'assainissement réalisées entre 1989 et 1994, il est probable que le portrait effectué avec les données couvrant les périodes antérieures à 1994 donne un état de la qualité de l'eau moins bon qu'il ne l'est en réalité (Painchaud, 1997a). Par exemple, Painchaud mentionne que la charge en phosphore dans les eaux usées municipales a diminué de moitié entre 1980 et 1994. De plus, Gangbazo et Painchaud (1998) montrent l'influence que les politiques et programmes d'assainissement agricole, en particulier le PAAGF, ont eu sur la réduction des concentrations des différentes formes de phosphore dans l'eau de certains bassins agricoles (réduction variant de 25 à 48 p. 100).

3.1.2.2 *Les pressions agricoles et la situation du phosphore aux embouchures des affluents du Saint-Laurent*

Painchaud (1997a; 1997b) attribue la réduction ou la stabilisation des concentrations de phosphore dans les rivières du Québec à la réduction des charges provenant des eaux usées municipales et industrielles, ainsi qu'au programme de gestion des fumiers. Selon lui, l'analyse de la répartition spatiale des teneurs en phosphore suggère que les charges d'origine agricole contribuent fortement à l'enrichissement des eaux de surface.

L'évaluation de la qualité de l'eau de certaines rivières tributaires du Saint-Laurent révèle que l'agriculture contribue à divers degrés à l'enrichissement en phosphore dans les rivières Richelieu (Simoneau, 1993; Piché et Simoneau, 1998), Châteauguay (Simoneau, 1996), Nicolet (Robitaille, 1994), Sainte-Anne (Laflamme, 1995) et Etchemin (Robitaille, 1995). Les études réalisées dans les bassins des rivières L'Assomption, Chaudière, Yamaska et Boyer ont mis en évidence la contribution importante des activités

agricoles aux apports en phosphore dans les eaux de surface (Delisle *et al.*, 1997; 1998; Bédard *et al.*, 1998; Simoneau, 1993; Primeau, 1998; Laflamme *et al.*, 1997).

Les charges en phosphore provenant des activités agricoles pour les rivières Yamaska (Delisle *et al.*, 1998), L'Assomption (Delisle *et al.*, 1997), Chaudière (Simoneau, 1998) et Boyer (Gangbazo et Babin, 1999) sont évaluées respectivement à 464, 137, 174 et 7 tonnes par année, soit respectivement 75, 52, 56 et 63 p. 100 des flux nets de phosphore à l'embouchure. Les apports des sources ponctuelles d'origine urbaine et industrielle sont évalués pour leur part à 105, 92, 71 et 2 tonnes par année, soit 17, 35, 23 et 20 p. 100 des flux nets à l'embouchure. Simoneau (1998) observe que les rivières avec les flux massiques à l'embouchure et les flux par unité de surface (taux d'exportation) les plus importants abritent des populations humaines et des effectifs agricoles importants. Comme dans le cas de l'azote, les estimations du flux de phosphore à l'embouchure et la portion attribuable à l'agriculture sont jugées comme des évaluations modérées en raison des méthodes d'évaluation et des phénomènes d'absorption et d'accumulation dans les cours d'eau qui peuvent intervenir. Puisqu'une partie importante des apports de phosphore d'origine agricole sont étroitement liés à la fonte des neiges et aux événements de forte pluviosité et d'écoulement de l'eau (Gangbazo *et al.*, 1996b; 1997a; 1997c; Gangbazo et Babin, 1999), la stratégie d'échantillonnage de la qualité de l'eau ne permet pas toujours de mesurer adéquatement les variations et les pics dans les concentrations et, par conséquent, d'estimer avec justesse et précision le flux massique. Pour la rivière Chaudière, Simoneau (1998) estime néanmoins que 63 p. 100 du flux de phosphore total s'écoule entre le 15 mars et le 15 juin, soit 69 p. 100 du phosphore particulaire et 52 p. 100 du phosphore dissous.

Gangbazo et Babin (1999), dans leur analyse portant sur 46 bassins et sous-bassins, indiquent que, par rapport aux bassins forestiers, les concentrations médianes de phosphore total, de phosphore particulaire et de phosphore soluble sont respectivement 6,6, 3,9 et 8,2 fois plus élevées dans les bassins agricoles. Les flux annuels par unité de surface (taux d'exportation) sont également plus grands dans les bassins agricoles pour les trois formes de phosphore comparés aux bassins forestiers (PT : 3 fois, PP : 3,5 fois, et PS : 5 fois). La qualité de l'eau des rivières traversant des territoires à vocation agricole est cependant davantage influencée par les rejets des populations humaines que la qualité de l'eau des bassins forestiers (section 3.1.1). Les concentrations de phosphore soluble sont plus importantes que les concentrations de phosphore particulaire dans les bassins agricoles (60 p. 100 contre 40 p. 100), alors qu'ils sont égaux dans les bassins forestiers. La forme particulaire domine dans les flux de phosphore autant en milieu agricole (55 p. 100) que forestier (65 p. 100). Pour les raisons évoquées ci-haut, Gangbazo et Babin mentionnent qu'il

est possible que les évaluations soient imprécises. De plus, l'utilisation de filtres dont la porosité (1,2 μm) est supérieure à la norme habituelle (0,45 μm) a pour effet de surestimer la concentration de phosphore dissous et de sous-estimer la concentration de phosphore particulaire par rapport à la méthode normalisée. Ce biais dans l'estimation des formes particulaire et dissoute du phosphore touche l'ensemble des données du réseau de suivi de la qualité de l'eau au Québec et affecte par conséquent les résultats des analyses présentées par Simoneau (1998) pour la rivière Chaudière.

L'étude des relations entre l'utilisation du territoire et la qualité de l'eau permet de préciser les descripteurs des activités agricoles qui influencent le plus les concentrations et les flux des différentes formes de phosphore dans l'eau. Dans leur analyse des données sur six bassins versants typiquement agricoles, Gangbazo et Painchaud (1998) ont observé que le phosphore total augmente avec la superficie du bassin occupée par l'agriculture et avec la densité animale. Le phosphore particulaire augmente également avec la superficie agricole du bassin, alors que le phosphore soluble augmente avec la superficie du bassin en fourrage, une culture qui favorise la rétention du phosphore particulaire (moins d'érosion et de ruissellement que pour les autres activités) par rapport au phosphore soluble.

Dans son étude portant sur 16 bassins agricoles et 4 bassins forestiers, Gangbazo (1999) rapporte que les concentrations et les flux de phosphore total, de phosphore particulaire et de phosphore soluble sont corrélés positivement avec la plupart des descripteurs des activités agricoles ainsi qu'avec la population humaine (voir l'annexe 3 pour un résumé des résultats). Les concentrations et les flux sont corrélés négativement avec la superficie du bassin et la superficie occupée par la forêt. Les analyses de régression multiple indiquent que les descripteurs du territoire qui ont pour effet d'augmenter les concentrations de phosphore total, de phosphore particulaire et de phosphore soluble sont les cultures à grand interlinge (respectivement 64, 33 et 67 p. 100 de la variance) et les cultures à interligne étroit (respectivement 8, 11 et 7 p. 100 de la variance). Le descripteur qui augmente les flux de phosphore total et de phosphore particulaire est la superficie cultivable (respectivement 52 et 26 p. 100 de la variance). Le flux de phosphore soluble augmente avec la densité animale (56 p. 100 de la variance), les cultures à grand interlinge (10 p. 100 de la variance) et la population humaine (4 p. 100 de la variance).

Les analyses de régression effectuées dans la présente étude montrent des relations positives significatives entre les concentrations de phosphore total à l'embouchure des affluents du Saint-Laurent considérés et le surplus de phosphore exprimé par rapport à la superficie cultivée ou par rapport à la superficie du bassin versant (tableau 3.4) (voir le complément d'information sur la méthode utilisée et l'annexe 2 pour les résultats détaillés).

Ces résultats montrent que les surplus en phosphore épandu par rapport aux besoins des différentes cultures contribueraient à la détérioration de la qualité d'eau à l'embouchure des rivières. De plus, comme l'ont observé Gangbazo et Painchaud (1998), la relation entre la concentration de phosphore total et la densité animale dans les bassins versants (tableau 3.4) est une indication du rôle des fumiers dans la contamination de l'eau par le phosphore. En 1995, on a estimé que les fumiers produits au Québec ont permis de combler un peu plus de trois fois les besoins en phosphore des cultures sur lesquelles ils ont été épandus (MEF, 1996b).

TABLEAU 3.4
Sommaire des analyses de régression entre le phosphore et les descripteurs de pression et du territoire des bassins versants considérés

DESCRIPTEURS DE PRESSION ET DU TERRITOIRE	PARAMÈTRES DE DISTRIBUTION DU PHOSPHORE TOTAL	
	Concentration du percentile 75	Concentration médiane
	Coefficient de détermination R ² (probabilité associée à la corrélation)	
Surplus de phosphore	(0,269)	(0,312)
Nombre d'unités animales	(0,126)	(0,241)
Superficie du bassin versant	(0,166)	(0,198)
Surplus de phosphore/superficie cultivée	0,463 (0,011)*	0,417 (0,017)*
Surplus de phosphore/superficie du bassin versant	0,390 (0,022)*	0,490 (0,007)*
Nombre d'unités animales/superficie cultivée	(0,109)	(0,284)
Nombre d'unités animales/superficie du bassin versant	0,542 (0,004)*	0,393 (0,022)*

* Corrélation significative ($p \leq 0,05$); $n = 13$ pour toutes les régressions.

À l'instar de l'azote, il est difficile d'évaluer les apports respectifs de phosphore par les rejets ponctuels agricoles liés à l'entreposage des fumiers et des lisiers, et des rejets diffus liés à l'épandage des engrais minéraux et de ferme. Les analyses récentes portant sur les rivières Yamaska, Chaudière et L'Assomption (Delisle *et al.*, 1997; 1998; Bédard *et al.*, 1998; Simoneau, 1998), ainsi que les travaux de Simoneau et Grimard (1989) et de Simoneau (1992, données non publiées, cité dans Gangbazo et Painchaud, 1998) montrent que l'entreposage adéquat des fumiers et lisiers entraîne une diminution des concentrations et des charges en phosphore dans les rivières. Par exemple, l'entreposage adéquat d'une grande quantité de fumier dans le bassin de la rivière Chaudière expliquerait une réduction de la charge en phosphore de 178 tonnes par année entre les périodes 1979-1983 et 1992-

1996, alors que l'assainissement des eaux usées municipales aurait permis l'enlèvement de 24 tonnes de phosphore (Simoneau, 1998). Mais comme pour l'azote, l'entreposage adéquat des engrais de ferme ne permet pas de régler à lui seul le problème de l'enrichissement en phosphore par l'agriculture (Gangbazo et Painchaud, 1998). Les apports diffus d'origine agricole constituent une source importante de contamination de l'eau de surface. Les pratiques culturales de travail du sol et les techniques de fertilisation jouent un rôle crucial à cet égard. Les apports en phosphore liés à l'entreposage inadéquat du fumier et du lisier demeurent cependant problématiques en raison du nombre considérable d'exploitations qui n'ont pas encore de structures d'entreposage adéquates (section 3.1.1). L'entreposage adéquat des fumiers et lisiers a pour conséquence de diminuer principalement les apports de phosphore soluble (Simoneau, 1998; Gangbazo et Painchaud, 1998).

Les informations montrent donc que l'agriculture contribue de façon importante à l'enrichissement en phosphore des rivières tributaires du Saint-Laurent. Les concentrations excessives de phosphore constituent une problématique importante de pollution des eaux de surface par les substances nutritives, en raison de son rôle dans l'eutrophisation des cours d'eau. L'eutrophisation des rivières est un phénomène dynamique et complexe dans lequel plusieurs facteurs chimiques, physiques et biologiques interviennent (Villeneuve, 1998). Sans faire une présentation de ces facteurs et des mécanismes régissant la dynamique du phosphore et de l'eutrophisation, il convient de préciser que le phosphore soluble, et en particulier le phosphore réactif soluble (orthophosphate inorganique), est plus directement disponible pour la croissance du phytoplancton et des plantes aquatiques. La forme particulaire est considérée comme une source de phosphore à plus long terme. À cet égard, l'évaluation de la situation du phosphore dans les rivières en fonction des apports provenant des activités agricoles doit prendre en considération ces particularités.

Le patron typique de l'évolution du phosphore dans les cours d'eau montre que la forme soluble domine en période d'étiage et que les apports anthropiques proviennent principalement des rejets ponctuels. Le phosphore particulaire qui provient en majorité de sources diffuses d'origine agricole domine en période de crue (Gangbazo et Babin, 1999; Sims *et al.*, 1998). Comme le souligne ces auteurs, plusieurs études ont montré qu'en raison de la relative stabilité du phosphore particulaire qui est lié aux particules des sols, la majeure partie des apports agricoles provient de l'érosion des sols. Dans une moindre mesure, le ruissellement des eaux de surface en zone agricole après une forte pluie a aussi été identifié comme une source de phosphore dissous si celui-ci suit ou accompagne l'épandage d'engrais (Gangbazo *et al.*, 1996b).

Bien que le phénomène soit connu depuis les années 1980, des études récentes réalisées tant en Europe qu'en Amérique du Nord ont montré que la saturation des sols en phosphore suite à l'épandage répété d'engrais en surplus des besoins agronomiques, conduit à un accroissement des pertes de phosphore dissous par infiltration et ruissellement de l'eau sous la surface des sols (Sims *et al.*, 1998; Gangbazo et Babin, 1999). Le drainage des terres agricoles favoriserait ce type de pertes (Gangbazo, 1996a). Au Québec, les études réalisées dans le sous-bassin de la rivière Beauvillage, un affluent de la rivière Chaudière (Simard *et al.*, 1993a; 1993b; 1994; 1995) indiquent que la dominance du phosphore dissous serait associée à ce phénomène (Simoneau, 1998).

À l'échelle du Québec, les informations actuelles ne permettent pas d'évaluer exactement l'ampleur du phénomène et de remettre en question la dominance des apports de phosphore particulaire en période de crue par la pollution agricole (Gangbazo, 1998). À ce sujet, Gangbazo et Babin (1999) avancent que bien que le phosphore particulaire soit sous-évalué, les résultats suggèrent que cette forme domine par rapport au phosphore dissous autant en milieu agricole que forestier. Malgré des teneurs élevées en phosphore toute l'année dans la rivière Beauvillage (en raison de la saturation des sols en phosphore sur une partie du bassin), le flux de phosphore particulaire pour l'ensemble de la rivière Chaudière est 1,5 fois plus grand que le flux du phosphore soluble en automne et en été, et 2,4 fois plus grand au printemps, même si la concentration de phosphore soluble atteint alors son sommet (Simoneau, 1998). En hiver, le flux de phosphore soluble est 1,8 fois plus grand que le phosphore particulaire alors que les apports agricoles sont réduits et que la majorité des stations d'épuration des eaux usées ne procède pas à la déphosphoration.

Toutefois, la situation doit être jugée préoccupante en raison de l'enrichissement graduel des sols en phosphore suite à un épandage continu d'engrais en surplus des besoins dans les zones de culture et d'élevage intensifs (Gangbazo et Babin, 1999). Un sol saturé en phosphore peut affecter la qualité de l'eau pendant plusieurs années (Simard *et al.*, 1993a; Gangbazo *et al.*, 1996b). Déjà en 1990, on évaluait que plus de 14 p. 100 des sols servant à l'agriculture étaient touchés par le problème de surfertilisation en phosphore ou en potassium, soit le tiers des sols en culture dans la partie méridionale du Québec (Tabi *et al.*, 1990). Il en résulte que le patron général d'écoulement des différentes formes de phosphore en fonction des différentes sources doit être pris en considération dans l'évaluation des effets potentiels sur le Saint-Laurent. Par exemple, Simoneau (1998) observe à l'embouchure de la rivière Chaudière que même si la teneur en phosphore total demeurait supérieure au critère de 0,03 mg/L à la fin de 1996, la forme dissoute, représentant davantage la fraction

assimilable du phosphore, affichait des concentrations qui respectaient le critère (même si la fraction soluble est surévaluée).

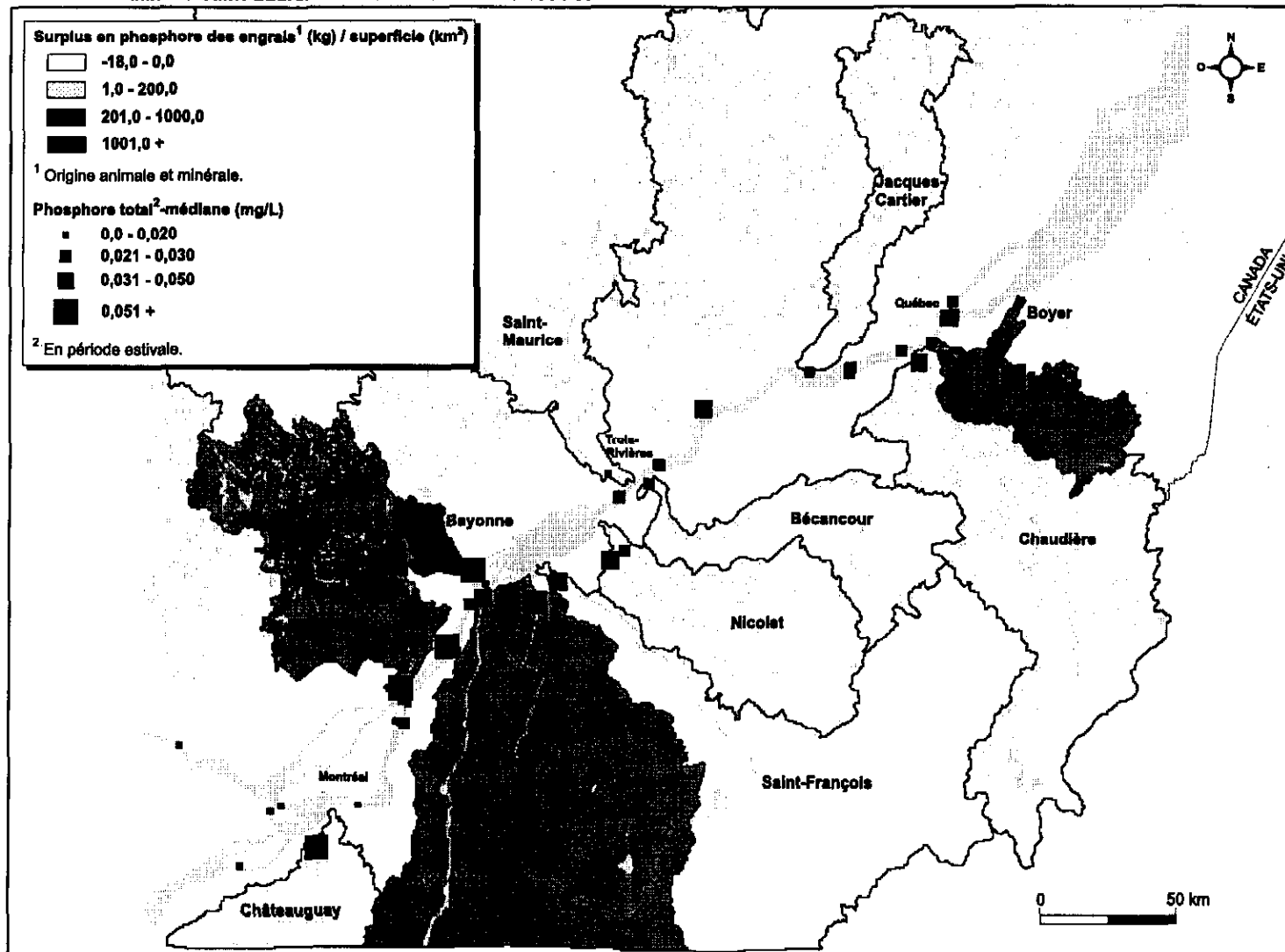
3.1.2.3 *Les effets sur le Saint-Laurent*

La figure 3.2 ne permet pas d'établir de relation spatiale directe entre la pression agricole en phosphore (exprimée par le surplus en phosphore) dans les bassins versants et la concentration médiane de phosphore total aux stations d'échantillonnage de la qualité de l'eau du Saint-Laurent (voir le complément d'information pour plus d'information sur la méthode utilisée). Il est à noter encore une fois que les données de la qualité de l'eau des différentes stations peuvent uniquement être associées aux principales masses d'eau du fleuve (Hébert, 1993; Lamarche, 1992). Ces masses d'eau intègrent l'ensemble des rejets directs au Saint-Laurent et ceux provenant des affluents.

Hébert (1999), dans son analyse récente de la qualité de l'eau du fleuve Saint-Laurent, observe des baisses significatives du phosphore total entre 1990 et 1997 à 15 des 27 stations comprises entre le canal de Beauharnois et Québec. Aucune tendance n'a été décelée aux autres stations. Aux deux stations en amont de Montréal, les teneurs sont à la baisse. Entre Boucherville dans la région de Montréal et le lac Saint-Pierre, 8 stations sur 11 (73 p. 100) sont à la baisse. En aval du lac Saint-Pierre, 6 stations sur 14 (43 p. 100) sont à la baisse. À l'exception de la station de la prise d'eau de Lauzon, les tendances à la baisse sont observées à des stations localisées du côté nord (3 stations) ou au centre (2 stations) du fleuve. Il est à noter que les concentrations de phosphore dans le Saint-Laurent sont à la baisse depuis les années 1970 (Valiquette et Croteau, 1983; Germain et Janson, 1984; Désilets *et al.*, 1988; Hébert, 1993; 1995; Stevens et Neilson, 1987).

Hébert (1993) a rapporté que les fréquences de dépassement du critère de protection de la vie aquatique au cours des périodes estivales 1990 et 1991 augmentaient en aval de Montréal et en aval du lac Saint-Pierre. Inférieures à 25 p. 100 en amont de Montréal, celles-ci se situaient au-dessus de 50 p. 100 à la plupart des stations en aval de Montréal, alors que plusieurs dépassaient 74 p. 100 en aval du lac Saint-Pierre. Cinq stations sur 27 avaient des fréquences supérieures à 75 p. 100 (dont 2 à 100 p. 100), 11 entre 50 et 75 p. 100, 5 entre 25 et 50 p. 100 et, finalement à 5 stations les fréquences étaient inférieures à 25 p. 100. Les plus grandes fréquences de dépassement étaient accompagnées par une augmentation de la concentration médiane de l'amont vers l'aval.

FIGURE 3.2 Comparaison spatiale entre le surplus en phosphore des engrais par bassin versant et les teneurs en phosphore total dans le Saint-Laurent et ses affluents entre 1994 et 1996



Sources : À partir des données de MAPAQ, 1997b; MEF, 1997c.

Contrairement à la situation qui prévalait au début des années 1990, les fréquences de dépassement au cours des périodes estivales de 1995 et 1996 n'ont pas été supérieures à 75 p. 100 (Hébert, 1999). Cinq stations sur 31 affichaient des fréquences de dépassement entre 50 et 75 p. 100, 13 se situaient entre 25 et 50 p. 100 et à 13 autres, les fréquences étaient inférieures à 25 p. 100. Sans tenir compte des deux stations localisées dans le panache de diffusion de l'émissaire de la station d'épuration des eaux usées de la CUM, les fréquences de dépassement sont moins élevées pour cette période entre Montréal et le lac Saint-Pierre (moyenne de 21 p. 100) qu'en aval de celui-ci (moyenne de 36 p. 100). Sept stations sur 10 présentent des fréquences inférieures à 20 p. 100 dans le premier tronçon. Dans le deuxième tronçon, seulement une station est en dessous de ce seuil et 9 sur 16 ont des fréquences de 40 p. 100 et plus. Malgré l'augmentation des fréquences de dépassement de l'amont vers l'aval, les données ne permettent pas de déceler une augmentation dans les concentrations comme c'est le cas pour la période 1990-1991. Ainsi, la baisse dans les concentrations de phosphore total se reflète donc dans une baisse de la fréquence des dépassements du critère de protection de la vie aquatique.

Un dépassement du critère de qualité peut se traduire par une eutrophisation accrue si les conditions le permettent. Painchaud (1998) a confirmé que le phosphore est le principal élément nutritif contrôlant la croissance des algues, du phytoplancton et des plantes aquatiques en eau douce au Québec, mais plusieurs autres facteurs interviennent (Villeneuve, 1998). Le degré d'eutrophisation du Saint-Laurent n'a pas fait l'objet d'une évaluation poussée. Toutefois, un indice possible d'eutrophisation est fourni par les riverains et les utilisateurs du fleuve. Ceux-ci ont en effet observé au cours des dernières décennies une augmentation de la densité des algues filamenteuses et des plantes aquatiques, en particulier dans le lac Saint-Pierre (Painchaud, 1998). L'augmentation de la biomasse et la dominance des algues diatomées associées à un milieu eutrophe dans des carottes de sédiments des lacs Saint-François et Saint-Louis sont considérées comme un indice de l'eutrophisation du Saint-Laurent au cours du dernier siècle, surtout entre 1940 et 1960 (Reavie *et al.*, 1998). Les auteurs soulignent cependant que les modifications physiques du fleuve et les changements dans l'écoulement de l'eau ont favorisé la croissance des macrophytes et des algues en zone littorale, si bien qu'il est difficile de distinguer l'effet spécifique lié à l'enrichissement de l'eau. Les résultats montrent une diminution des diatomées dans les sédiments plus récents des deux lacs fluviaux, mais de façon plus marquée dans le lac Saint-François, qui est associée à l'amélioration de la qualité de l'eau du Saint-Laurent.

La baisse du phosphore dans le Saint-Laurent depuis les années 1970 a été attribuée dans un premier temps à la réglementation des teneurs en phosphore dans les détergers, puis à l'assainissement des eaux usées municipales (Désilets *et al.*, 1988; Hébert, 1993; 1999). De plus, comme nous l'avons vu, le programme d'entreposage des fumiers et lisiers a certainement joué un rôle en réduisant les apports provenant des affluents au cours des années 1990. Dans son rapport de 1993, Hébert attribue une partie de l'augmentation des concentrations, en particulier entre Tracy et Trois-Rivières en aval du lac Saint-Pierre, aux affluents drainant des régions agricoles. La même observation peut être faite des résultats de l'étude pour la période de 1990 à 1997 (Hébert, 1999). L'augmentation des fréquences de dépassement du critère de protection et le fait qu'aucune des tendances à la baisse n'a été observée aux stations localisées sur la rive sud en aval du lac Saint-Pierre suggèrent que les rivières Richelieu, Yamaska, Saint-François, Nicolet et Bécancour contribuent à l'enrichissement en phosphore du Saint-Laurent.

Il serait utile de différencier la contribution des apports agricoles (sources ponctuelles et diffuses) des apports provenant des sources ponctuelles municipales et industrielles. Comme indiqué à la section 1.1.2, la compilation d'un bilan du phosphore dépassait la portée du présent document. Néanmoins, les données et les informations disponibles permettent d'évaluer grossièrement comment se situent les apports agricoles relativement aux apports provenant des eaux usées municipales dans le Saint-Laurent (tronçon fluvial et estuaire fluvial). L'annexe 4 présente la démarche utilisée et les résultats. Les apports agricoles en phosphore des 13 bassins considérés dans la présente étude seraient de l'ordre de 4365 tonnes par année (58 p. 100 des apports anthropiques). En comparaison, les rejets directs dans le Saint-Laurent des effluents municipaux avec ou sans traitement, ajoutés aux rejets ponctuels municipaux et industriels dans les 13 rivières tributaires, seraient de l'ordre de 3096 tonnes par année, soit 42 p. 100 des apports anthropiques. Ces valeurs ne représentent pas la totalité des apports des sources agricoles et municipales. L'agriculture se pratique aussi dans d'autres bassins versants et en rive du Saint-Laurent, et certains rejets ponctuels (par exemple ceux évacués dans la rivière des Outaouais) de même que les débordements des réseaux d'égouts ne sont pas considérés. Bien entendu, cette évaluation sommaire demeure imprécise et le niveau d'incertitude reste élevé quant à l'exactitude des ordres de grandeur obtenus. Les résultats se limitent à illustrer la contribution importante de l'agriculture dans l'enrichissement en phosphore du Saint-Laurent. Par ailleurs, cet apport de 4365 tonnes représenterait 39 p. 100 du surplus de phosphore évalué pour les bassins versants en 1996, soit 11 181 tonnes (surplus moyen par hectare cultivé au tableau 2.5, multiplié par le nombre d'hectares cultivés au tableau 2.7).

Parmi les facteurs dont il faut tenir compte dans l'évaluation de l'effet des apports en phosphore d'origine agricole dans le Saint-Laurent, on doit considérer sous quelles formes il se trouve et la période de l'année où ces apports surviennent. Le phosphore soluble est la forme la plus nuisible et l'été est la période critique pendant laquelle des concentrations supérieures au seuil de protection peuvent accélérer l'eutrophisation. Puisque le phosphore d'origine agricole est encore dominé par le phosphore particulaire et que la majeure partie de ces apports surviennent en période de crue printannière et à l'automne, les effets sur le Saint-Laurent ne sont pas proportionnels à la portion qu'ils occupent dans le bilan annuel du phosphore total. Pour le tronçon entre Montréal et Québec, où l'apport d'origine agricole est le plus important, il faut mentionner que les sédiments s'accumulent en été dans les fosses et les zones d'herbiers et sont remis en suspension à l'automne et au printemps (Loiselle *et al.*, 1997). À l'exception du lac Saint-Pierre, qui est la seule zone où une faible proportion de sédiments peut s'accumuler sur plus d'une année, les sédiments et les MES se déplacent dans la masse d'eau. Par ailleurs, les facteurs caractérisant les mouvements de l'eau (débit, vitesse, turbulence et temps de résidence) influencent fortement la disponibilité et l'assimilation des éléments nutritifs ainsi que la biomasse algale en milieu fluvial (Villeneuve, 1998).

Les apports en période estivale sont donc les plus susceptibles d'affecter le Saint-Laurent. Les informations relevées dans cette section indiquent qu'à cette période de l'année, les apports de phosphore d'origine agricole et en particulier la fraction soluble ne seraient pas aussi importants que les données de charge le laissent apparaître, et pourraient être moindres que les apports de sources ponctuelles municipales. Ce constat général n'exclut pas que le phosphore d'origine agricole puisse néanmoins contribuer localement au phénomène d'eutrophisation lorsque les conditions sont favorables, en particulier dans le secteur du lac Saint-Pierre. Afin de mieux appréhender le rôle de l'agriculture dans l'eutrophisation du Saint-Laurent, il serait utile de préciser davantage le bilan du phosphore en tenant compte des différentes formes et du patron de variation saisonnière dans les concentrations et les flux en fonction des sources. Il faudrait également préciser le degré d'eutrophisation du Saint-Laurent dans sa portion d'eau douce.

3.1.2.4 *Les principaux constats*

Les activités agricoles contribuent à l'enrichissement en phosphore du Saint-Laurent et de ses affluents, contribution qui peut être très importante pour certaines rivières. Plusieurs études et analyses montrent l'influence des activités agricoles (exprimées par la superficie occupée par l'agriculture, la superficie de certains types de culture, la densité

animale et le surplus en phosphore des engrais épandus) sur l'augmentation des concentrations et des flux des différentes formes de phosphore (phosphore total, particulaire et dissous). Les concentrations et les taux d'exportation des différentes formes de phosphore sont plus élevés dans les bassins agricoles que dans les bassins forestiers, les premiers étant cependant plus influencés par les rejets des populations humaines. La charge en phosphore total attribuée aux activités agricoles est évaluée respectivement à 75, 52, 56 et 63 p. 100 des flux nets à l'embouchure des rivières Yamaska, L'Assomption, Chaudière et Boyer. L'entreposage inadéquat des fumiers et des lisiers constitue encore une source de contamination importante, en particulier pour le phosphore dissous, malgré une amélioration de la qualité de l'eau enregistrée suite à la construction de structures d'entreposage dans de nombreux établissements agricoles.

En dépit des tendances à la baisse observées entre 1979 et 1994 à l'embouchure de plusieurs rivières (Chaudière, Yamaska, L'Assomption, Saint-François, Nicolet, Bécancour, Jacques-Cartier et Saint-Maurice), les concentrations médianes (1989-1994) de phosphore total dépassent le critère de protection de la vie aquatique pour les bassins à vocation agricole. Les fréquences de dépassement du critère entre 1995 et 1998 se situaient au-dessus de 85 p. 100 pour les rivières Yamaska, Châteauguay et L'Assomption, et entre 20 et 50 p. 100 pour la plupart des autres rivières. Certains de ces résultats ne reflètent pas nécessairement bien la diminution des teneurs en phosphore qui a pu survenir suite aux travaux d'assainissement réalisés entre 1989 et 1994 (principalement dans le secteur municipal mais aussi agricole et industriel).

Dans le Saint-Laurent, la tendance à la baisse des teneurs en phosphore s'est poursuivie à une majorité de stations entre 1990 et 1997. Celle-ci est accompagnée d'une baisse des fréquences de dépassement du critère de protection de la vie aquatique entre 1990-1991 et 1995-1996, bien qu'une augmentation des fréquences de dépassement d'amont en aval était toujours perceptible en 1995-1996, sans signe cependant d'un accroissement dans les concentrations. La tendance à la baisse des indicateurs d'eutrophisation dans les sédiments des lacs Saint-François et Saint-Louis, enregistrée depuis 1960, est associée à l'amélioration de la qualité de l'eau suite à la réglementation sur les teneurs en phosphore dans les détersifs et à l'assainissement des eaux usées municipales.

Les informations disponibles montrent que les apports agricoles contribueraient autant sinon plus que les rejets municipaux à la charge en phosphore d'origine anthropique affectant le Saint-Laurent. L'influence des affluents drainant des régions à vocation agricole sur la qualité de l'eau semble plus apparente dans le secteur du lac Saint-Pierre. Le

phosphore d'origine agricole est dominé par la forme particulaire et les apports surviennent principalement lors des crues d'automne et du printemps, au cours desquelles les matières en suspension sont charriées sur de très grandes distances jusqu'au milieu marin. Cependant, la méthode utilisée pour filtrer le phosphore particulaire du phosphore dissous a pour effet de sous-estimer le premier et de surestimer le deuxième par rapport aux normes reconnues. Les apports d'origine agricole, en particulier la fraction soluble, sont moins importants en été, période critique pour la croissance des algues et de la végétation aquatique, et pourraient même être inférieurs aux apports provenant des eaux usées municipales. Toutefois, la saturation graduelle des sols en phosphore suite à l'épandage répété d'engrais en surplus des besoins agronomiques pourrait, à plus ou moins long terme, avoir comme conséquence une augmentation du phosphore soluble d'origine agricole dans le Saint-Laurent.

Il y aurait lieu de préciser le bilan et les variations annuelles des différentes formes de phosphore en fonction des sources, ainsi que le degré d'eutrophisation du Saint-Laurent, dans l'évaluation de la contribution des pressions agricoles sur l'enrichissement en phosphore du Saint-Laurent.

3.1.3 Les micro-organismes

3.1.3.1 *La contamination bactériologique à l'embouchure des affluents du Saint-Laurent*

Les teneurs en coliformes fécaux évoluent rapidement une fois rejetés dans l'environnement soit sous forme diffuse ou sous forme ponctuelle. Le taux de mortalité des bactéries coliformes est relativement rapide et dépend des caractéristiques du milieu récepteur et des conditions météorologiques. Dans certaines conditions, la baisse du nombre de coliformes peut être précédée par une augmentation. Puisqu'il s'agit d'un descripteur de qualité de l'eau très variable dans le temps et dans l'espace, l'interprétation de la présence de coliformes fécaux dans l'eau demande une bonne connaissance des sources de contamination tant à l'échelle locale que régionale.

Dans son étude de la qualité de l'eau des rivières du Québec, Painchaud (1997a) rapporte que les concentrations médianes de coliformes fécaux (cf) dans les eaux des rivières du bassin hydrographique du Saint-Laurent se situent majoritairement dans les catégories 0-200 cf/100 mL et 200-1000 cf/100 mL. L'analyse de la répartition spatiale montre que la plupart des cours d'eau subissent une contamination bactériologique importante dans leur cours inférieur (Painchaud, 1997a). De plus, de nombreuses stations localisées dans les régions centrales du Québec présentent des concentrations de

coliformes fécaux supérieures à 1000 cf/100 mL et, en certains endroits, elles dépassent 3500 cf/100 mL. Les critères de protection sont de 200 cf/100 mL pour la baignade (et autres activités de contact direct) et de 1000 cf/100 mL pour les activités nautiques et récréatives sans contact direct ainsi que pour l'approvisionnement en eau brute destinée à la consommation humaine (MENVIQ, 1990). Bien que la période couverte soit relativement courte (1989-1994), l'analyse des séries chronologiques révèle aucune tendance dans l'évolution des concentrations à la majorité des stations (47), une baisse pour 11 stations et une hausse à 1 station (Painchaud, 1997a).

La concentration de coliformes fécaux près de l'embouchure des rivières considérées dans la présente étude (tableau 3.1) est inférieure à 200 cf/100 mL pour les rivières Chaudière, Etchemin, Richelieu, Saint-François, Nicolet, Bécancour et Jacques-Cartier (Painchaud, 1997a). Dans le cas de la rivière Chaudière, la station est située en amont des municipalités de Charny, Saint-Nicolas et Saint-Rédempteur; la concentration médiane mesurée au cours de l'été 1996 en aval de ces municipalités était de 6000 cf/100 mL (Simoneau, 1998). La concentration se situe entre 200 et 1000 cf/100 mL pour les rivières Yamaska, L'Assomption, Boyer, Châteauguay et Saint-Maurice. L'analyse des tendances montre une baisse pour la rivière L'Assomption et une hausse pour le Richelieu. Par ailleurs, la fréquence de dépassement du critère de qualité pour la baignade à l'embouchure de certaines de ces rivières de juillet 1995 à juin 1998 se situe à 82 p. 100 pour la rivière L'Assomption, entre 50 et 56 p. 100 pour les rivières Chaudière, Saint-Maurice et Saint-François, et entre 20 et 50 p. 100 pour les autres rivières (Bérubé, 1999). La fréquence de dépassement a été supérieure à 50 p. 100 au cours de la période estivale des années 1993 et 1994 dans le cas de la rivière Boyer.

À l'instar des autres descripteurs, le portrait réalisé avec des données antérieures à 1994 traduit probablement un état de situation moins bon que les conditions qui prévalent actuellement en raison des travaux d'assainissement réalisés entre 1989 et 1994 (Painchaud, 1997a).

3.1.3.2 *Les pressions agricoles et la contamination microbienne à l'embouchure des affluents du Saint-Laurent*

Comme il a été mentionné à la section 2.1.1, la présence de coliformes fécaux indique un risque de contamination par des micro-organismes pathogènes d'origine fécale. Des taux élevés de coliformes fécaux sont habituellement une indication d'une forte contamination par des agents pathogènes. Toutefois, une eau très peu contaminée par les

coliformes fécaux peut elle aussi contenir des micro-organismes pathogènes (Geldreich, 1996; Payment, 1996).

Afin de distinguer la contamination d'origine humaine et la contamination d'origine animale, d'autres indicateurs ont retenu l'attention, en particulier les streptocoques fécaux et le rapport coliformes fécaux/streptocoques fécaux. Ce rapport est habituellement plus élevé chez l'homme que chez les animaux d'élevage (Drapeau et Jankovik, 1977; Haslay et Leclerc, 1993). Toutefois, la représentativité même des streptocoques comme indicateur de pollution fécale a été remise en question (Haslay et Leclerc, 1993) et des études ont montré que différents facteurs pouvaient influencer les concentrations de coliformes et de streptocoques et modifier leur proportion respective (Seyfried et Harris, 1990; Howell *et al.*, 1996). En raison de leur faible fiabilité, ces indicateurs ne sont pas employés sur une base régulière pour le suivi de la qualité de l'eau, même en milieu agricole (Geldreich, 1996). De plus, leur utilisation sur une base ponctuelle et locale requiert une grande prudence (Seyfried et Harris, 1990; Howell *et al.*, 1996; 1995).

Le portrait de la contribution des activités agricoles à la contamination d'origine fécale globalement et à la qualité de l'eau observée à l'embouchure des rivières tributaires du Saint-Laurent par rapport aux autres sources est difficile à établir. Selon Painchaud (1997a), la très mauvaise qualité bactériologique des segments de rivières près d'agglomérations importantes illustre que les rejets urbains constituent souvent une des principales causes de la dégradation de l'eau sous cet aspect.

À l'échelle des affluents du Saint-Laurent, les études réalisées sur les rivières L'Assomption, Chaudière, Yamaska et Boyer ont montré que la pollution agricole peut contribuer localement, et même à l'échelle des sous-bassins versants, à la détérioration de la qualité bactériologique de l'eau (Delisle *et al.*, 1997; 1998; Bédard *et al.*, 1998; Simoneau, 1998; Primeau, 1998; Laflamme *et al.*, 1997). Toutefois, dans les grands bassins des rivières L'Assomption, Chaudière et Yamaska, cette contribution coïncide souvent avec des rejets ponctuels de municipalités de sorte qu'il est pratiquement impossible d'établir à ce niveau la portion attribuable aux sources agricoles. Les concentrations de coliformes fécaux aux stations situées dans les zones sous l'influence de fortes pressions agricoles (souvent < 1000 cf/100mL) sont en général inférieures à celles des stations fortement influencées par les rejets d'eaux usées municipales. Une évaluation de la teneur en coliformes fécaux à 11 stations représentatives de milieux agricoles non ou peu influencées par des rejets municipaux a établi la concentration médiane à 310 cf/100 mL (n = 329, échantillonnés entre 1990 et 1996 de juin à octobre) (Gélineau, 1998). À titre de comparaison, la concentration observée à 10 stations localisées en milieux forestiers non influencées par les rejets

anthropiques, échantillonnés entre 1990 et 1996, affichait une valeur de 5 cf/100 mL (n = 791).

Ces études indiquent que la qualité bactériologique près des embouchures est surtout influencée par les rejets ponctuels des eaux usées municipales, ce qui semble également le cas de plusieurs autres affluents où l'agriculture est importante : rivières Richelieu (Simoneau, 1993; Piché et Simoneau, 1998), Châteauguay (Simoneau, 1996), Nicolet (Robitaille, 1994), Sainte-Anne (Laflamme, 1995) et Etchemin (Robitaille, 1995). Ces résultats mettent en évidence l'importance qu'il faut accorder aux objectifs locaux de récupération ou de protection des usages de l'eau à la fois dans l'analyse des effets de la pollution agricole et dans l'établissement des objectifs d'assainissement (Gangbazo et Painchaud, 1998).

Comme il fallait s'y attendre, les analyses de régression effectuées dans le cadre de la présente étude ne montrent aucune relation significative entre, d'une part, la densité animale ainsi que le nombre d'unités animales dans les bassins versants et, d'autre part, les concentrations de coliformes fécaux à l'embouchure des rivières (voir le complément d'information pour la méthode utilisée et l'annexe 2 pour les résultats).

Des structures d'entreposage adéquates, le respect des normes de fertilisation et de protection des cours d'eau couplé à de bonnes pratiques culturales devraient normalement empêcher sinon réduire considérablement la contamination bactériologique. L'entreposage adéquat des fumiers et lisiers a comme premier effet de diminuer la contamination bactériologique des eaux de surface (Gangbazo et Painchaud, 1998). Par exemple, dans le cas du lisier de porc, la norme du temps d'entreposage moyen de 200 jours permet d'abaisser la concentration de coliformes fécaux par un facteur de 10^8 (Émond, 1998). L'entreposage a aussi comme effet de réduire la quantité d'organismes pathogènes (Bisaillon *et al.*, 1984), tout comme le compostage. Le nombre élevé d'exploitations agricoles sans structure d'entreposage adéquate (section 3.1.1) représente donc une source importante de contamination par les micro-organismes.

Puisque la survie des différents organismes peut varier de quelques jours à plusieurs mois selon les conditions d'entreposage et climatiques, et que la gestion des fumiers et lisiers implique un apport continu de déjections dans les structures d'entreposage, un nombre variable de ces organismes vont être présents au moment de l'épandage. Une fois dans l'environnement, ceux-ci peuvent survivre plusieurs mois si les conditions le permettent (Payment, 1996; Geldreich, 1996). Les bonnes pratiques agricoles pour réduire la pollution diffuse sont donc également des facteurs qui influencent le risque de contamination bactériologique des eaux de surface. Toutefois, certaines pratiques peuvent avoir des effets

favorables ou défavorables selon les contaminants considérés et les conditions climatiques au moment de l'application des fumiers et lisiers. Par exemple, il est reconnu que la contamination bactériologique de l'eau de surface survient principalement par ruissellement accompagnant une forte pluie, suite à un épandage de fumier ou de lisier à la surface du sol (Mikkelsen et Gilliam, 1995; Khaleel *et al.*, 1980). L'incorporation des fumiers et lisiers dans le sol réduit les concentrations des micro-organismes et des éléments nutritifs dans les eaux de captage (Mueller *et al.*, 1984 *dans* Mikkelsen et Gilliam, 1995). Par contre, le chauffage, le séchage et l'exposition au soleil du fumier et du lisier épandu à la surface du sol produisent une réduction rapide du nombre de micro-organismes (Crane *et al.*, 1980 *dans* Mikkelsen et Gilliam, 1995). Il n'existe pas d'informations permettant de faire le point sur les bonnes pratiques agricoles au Québec. L'étude de Gangbazo et Painchaud (1998) suggère cependant qu'elles ne sont pas largement utilisées. La contamination bactériologique illustre l'importance de choisir les pratiques agricoles en fonction des activités impliquées, des caractéristiques du milieu et des usages de l'eau à protéger ou à récupérer.

En dépit de bonnes pratiques, les risques de contamination ne sont pas inexistantes pour autant, bien que considérablement réduits (Coyne *et al.*, 1995; Coyne et Blevins 1995; Baxter-Porter et Gilliland, 1988 *dans* Mikkelsen et Gilliam, 1995). Finalement, le maintien des animaux en pâturage peut aussi être une source de contamination si ceux-ci ont accès aux cours d'eau ou dans certaines conditions particulières (conditions impliquant le type de sol, la topographie, l'hydrologie, les conditions météorologiques et la proximité des cours d'eau) (Pasquarell et Boyer, 1995; Tranter *et al.*, 1996; Howell *et al.*, 1995).

3.1.3.3 *L'agriculture et la contamination microbienne du Saint-Laurent*

Hébert (1999) a analysé les tendances relatives aux concentrations de coliformes fécaux dans la portion des eaux douces du Saint-Laurent entre 1990 et 1997. Des baisses significatives sont observées à six stations d'échantillonnage localisées entre la pointe est de l'île de Montréal et le lac Saint-Pierre, contre une station sans changement. En aval du lac Saint-Pierre, des baisses sont observées à 4 stations sur 14, soit à la hauteur de Bécancour (station de la rive nord) et de Québec (stations de Québec rive sud et centre, et la prise d'eau de Lauzon). Aucun changement significatif n'est observé aux autres stations pour cette portion du fleuve.

Malgré les tendances à la baisse, Hébert (1999) rapporte pour les années 1995 et 1996 des dépassements du critère de qualité pour la baignade (200 cf/100 mL) à la majorité des stations (25 sur 28) du réseau de suivi de la qualité de l'eau entre Montréal et la pointe ouest de l'île d'Orléans. C'est aux stations situées aux prises d'eau de Contrecoeur,

Sainte-Foy et Lauzon qu'aucun dépassement de critère a été observé. Dix stations montrent des fréquences de dépassement de 100 p. 100 entre Montréal et Bécancour, et sept autres des fréquences de dépassement de 50 p. 100 et plus. En aval du lac Saint-Pierre, des fréquences supérieures à 50 p. 100 ont été observées à 7 stations sur 15; dans 3 d'entre elles, il y avait toujours dépassement.

L'indice du dépassement du critère (IDC) relatif aux coliformes fécaux pour la baignade (Quilliam et Millet, 1998) pour les périodes 1990-1993 et 1994-1996 révèle une baisse de la fréquence de dépassement à une majorité de stations entre Montréal et le lac Saint-Pierre. En aval du lac Saint-Pierre, cinq stations accusent une baisse et sept stations, une hausse. Bien qu'elles apparaissent dans l'ensemble inférieures aux résultats de Hébert (1999), les fréquences de dépassement indiquent également une mauvaise qualité bactériologique pour la portion des eaux douces du Saint-Laurent.

Par ailleurs, les résultats de Hébert (1999) et les compilations rapportées dans Quilliam et Millet (1998) montrent des fréquences de dépassement relativement au critère de protection pour les activités nautiques et l'approvisionnement en eau brute (1000 cf/100 mL) à une majorité de stations entre Montréal et le lac Saint-Pierre, et plusieurs de ces stations affichent des valeurs entre 50 et 100 p. 100. En aval du lac Saint-Pierre, des fréquences de dépassement du critère sont observées uniquement dans le secteur de Trois-Rivières et de Bécancour et les valeurs ne dépassent pas 50 p. 100. On constate donc une diminution de la fréquence des dépassements des critères de 200 et de 1000 cf/100 mL de l'amont vers l'aval.

La diminution des concentrations de coliformes fécaux durant la période 1990-1997 est attribuée aux interventions d'assainissement des eaux usées municipales depuis 1989 (Hébert, 1999). Toutefois, malgré une certaine amélioration de la qualité bactérienne des eaux douces du Saint-Laurent, les concentrations demeurent sur une grande partie du fleuve assez élevées, au point de compromettre certains usages. Hébert (1999) mentionne que la situation est principalement reliée à l'absence de désinfection de certains effluents de stations d'épuration. Les municipalités qui rejettent encore leurs eaux usées sans traitement contribuent aussi à la contamination bactériologique (Bernier *et al.*, 1998)¹⁶. De plus, bien que l'ampleur du problème soit peu documentée, les débordements des réseaux de collecte d'eaux usées par temps de pluie sont considérés comme une source de contamination qui peut affecter considérablement la qualité bactériologique du Saint-Laurent (Bernier *et al.*, 1998). Les eaux de ruissellement en milieu urbain rejetées directement dans le Saint-Laurent

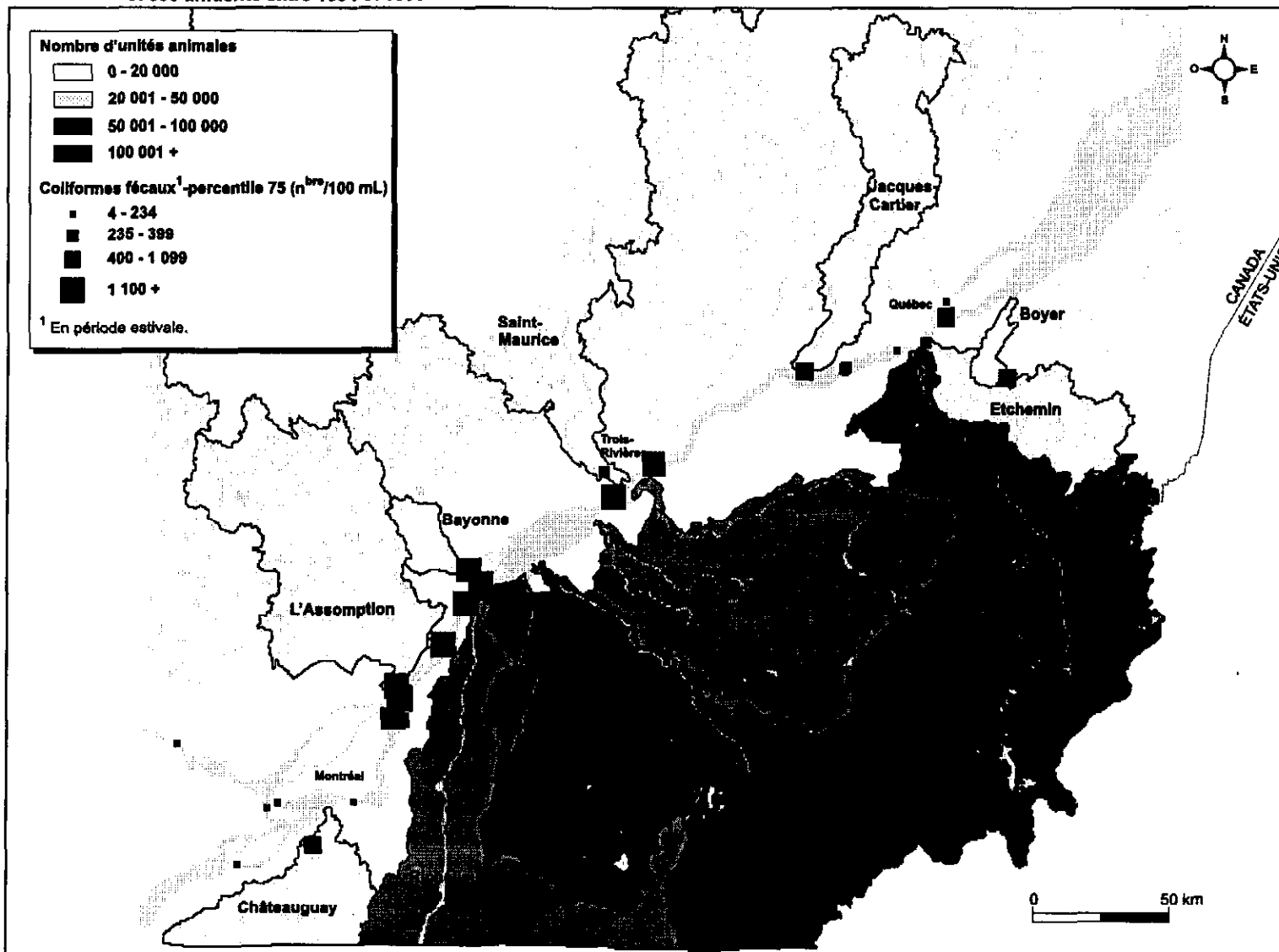
¹⁶ En 1996, 78 p. 100 de la population riveraine était desservie par une station d'épuration des eaux usées (Gingras *et al.*, 1997).

par les émissaires pluviaux sont une autre source potentielle de contamination, mais aucune information ne permet actuellement d'établir s'il s'agit d'un apport qui pourrait être significatif.

Bien que l'évaluation de leur contribution demeure relativement imprécise, les rejets agricoles ponctuels et diffus peuvent affecter la qualité bactériologique de certains affluents du Saint-Laurent jusqu'à leur embouchure. Il est donc possible que les apports agricoles puissent ainsi contribuer localement au déclassement de l'eau du Saint-Laurent pour les usages avec contact direct. Toutefois, les informations disponibles laissent clairement apparaître que, dans l'ensemble, les apports agricoles à la contamination du Saint-Laurent par les coliformes fécaux doivent être jugés comme nettement secondaires, premièrement par rapport aux rejets directs dans le Saint-Laurent d'eaux usées municipales (non traitées ou non désinfectées) et, deuxièmement, par rapport aux mêmes rejets dans les affluents, surtout dans la portion inférieure des cours d'eau qui exerce une plus forte influence sur la qualité bactériologique du Saint-Laurent. Comme on doit s'y attendre, la figure 3.3 ne permet pas d'établir une relation spatiale entre le cheptel animal dans les bassins versants, la concentration de coliformes fécaux à l'embouchure des affluents et la concentration observée aux stations dans le Saint-Laurent. Par contre, elle permet d'illustrer que la qualité bactériologique du fleuve est généralement moins bonne que la qualité à l'embouchure des rivières considérées dans l'analyse.

Certains micro-organismes pathogènes peuvent être présents dans l'eau brute même si celle-ci contient très peu de coliformes fécaux, ainsi que dans l'eau traitée pour la consommation humaine même si celle-ci respecte les normes de qualité courantes (Barthe et Brassard, 1994; Payment, 1996; Payment *et al.*, 1997; MEF, 1997a). C'est le cas des protozoaires *Giardia* et *Cryptosporidium* qui attirent l'attention en matière de santé publique. Un temps et un taux de survie plus élevés des micro-organismes que ceux des coliformes fécaux, la plus faible concentration de ces micro-organismes et, en corollaire, les techniques de détection qui requièrent de plus grands volumes d'eau que l'échantillonnage courant (Geildreich, 1996; Baker et Hegarty, 1997), ainsi que leur résistance variable aux procédés de traitement de l'eau potable (Barthe et Brassard, 1994; Payment, 1996; Payment *et al.*, 1997) sont autant de facteurs qui interviennent dans ce phénomène.

FIGURE 3.3 Comparaison spatiale entre le nombre d'unités animales par bassin versant et les teneurs en coliformes fécaux dans le Saint-Laurent et ses affluents entre 1994 et 1996



Sources : À partir des données de MAPAQ, 1997b; MEF, 1997c.

Ainsi, malgré son rôle relativement réduit dans la contamination du fleuve par les coliformes fécaux, il demeure possible que la pollution agricole constitue une source d'agents pathogènes susceptibles d'affecter les usages du Saint-Laurent. Une étude portant sur la présence de *Giardia* et *Cryptosporidium* dans 71 points d'approvisionnement en eau brute au Québec (Barthe et Brassard, 1994) montre une plus forte prévalence des ookystes de *Cryptosporidium* dans l'eau polluée par rapport à une eau non polluée (77 p. 100 contre 10 p. 100 des prélèvements effectués). Les auteurs mentionnent que l'eau provenant de milieux pollués semblait surtout affectée par les activités agricoles, ce qui irait dans le sens du consensus qui s'établit parmi les scientifiques à l'effet que l'augmentation de *Cryptosporidium* serait reliée à la pollution d'origine agricole. Bien que des ookystes de *Cryptosporidium* et des kystes de *Giardia* aient été détectés à la majorité des sites s'approvisionnant en eau brute dans le Saint-Laurent qui ont été étudiés (Barthe et Brassard, 1994; Payment, 1996), les informations disponibles ne permettent pas d'établir le rôle de la pollution d'origine agricole dans ces contaminations et quelles sont leurs incidences sur la santé humaine.

3.1.3.4 Les principaux constats

L'agriculture semble peu contribuer à la mauvaise qualité bactériologique du Saint-Laurent et son influence serait locale. Dans les bassins versants à vocation agricole, l'entreposage inadéquat des fumiers et des lisiers, ainsi que de mauvaises techniques de fertilisation et de travail du sol ont une forte incidence sur la contamination bactériologique des eaux de surface par l'agriculture.

La contamination bactériologique de l'eau dans les affluents du Saint-Laurent montre l'importance de la prise en compte des objectifs de récupération et de protection des usages à l'échelle locale et régionale dans l'assainissement agricole. Finalement, les informations actuelles ne permettent pas d'établir le rôle de la contamination du Saint-Laurent d'origine agricole dans l'émergence de certains agents pathogènes et maladies au Québec.

3.1.4 Les matières en suspension

3.1.4.1 La situation des matières en suspension dans le Saint-Laurent et les pressions agricoles

La charge moyenne de matières en suspension (MES) à la sortie (Québec) du secteur fluvial est évaluée à quelque 6 500 000 tonnes/an, dont plus de la moitié transiterait pendant la période de crue printanière (Frenette *et al.*, 1989; Barbeau *et al.*, 1993; Rondeau

et al., 1998) (voir aussi Loisel et *al.*, 1997). Par comparaison aux autres grands fleuves, un tel débit solide serait relativement faible (CSL, 1996). Si on s'entend assez bien pour estimer les charges de MES, il y a divergence sur les contributions relatives des affluents et du fleuve lui-même, l'érosion de ce dernier diminuant d'autant la part attribuable aux activités agricoles. Bien que le résultat de cette question ne résolve pas pour autant le problème de l'évaluation de la contribution des activités agricoles au bilan des MES dans les différents bassins versants du Saint-Laurent, il permet néanmoins de les relativiser.

Dans leur étude sur les relations entre l'utilisation du territoire et la qualité de l'eau, Gangbazo et Babin (1999) indiquent que la concentration médiane des MES dans les bassins agricoles (9,25 mg/L) est significativement plus élevée (4,6 fois) que dans les bassins forestiers (2 mg/L). Par contre le flux annuel (taux d'exportation par unité de surface) n'est pas significativement différent bien que la valeur médiane des bassins agricoles soit légèrement supérieure (1,6 fois). Gangbazo et Babin (1999) suggèrent que la difficulté de prélever des échantillons d'eau représentatifs pour ce descripteur pourrait expliquer ce résultat. Il est à remarquer que parmi les rivières considérées dans la présente étude, une hausse de la concentration de MES n'a été notée qu'à l'embouchure de la rivière Yamaska, et la seule baisse enregistrée se rapportait à l'embouchure de la rivière L'Assomption (tableau 3.1) (Painchaud, 1997a). Les concentrations médianes les plus élevées pour la période 1989-1994 ont été observées sur ces deux rivières (plus grand que 41 mg/L pour la Yamaska et entre 13 et 24 mg/L pour la rivière L'Assomption). Les rivières Chaudière, Etchemin, Richelieu, Saint-François et Boyer se situent dans la classe 6-13 mg/L, alors que les autres rivières sont dans la classe inférieure (plus petit que 6 mg/L).

Frenette *et al.* (1989) sont d'avis que les affluents drainant des territoires à vocation agricole, en particulier ceux de la rive sud, contribuent à 70 p. 100 de la charge solide fluviale et que les apports dus à l'érosion du lit du fleuve et de ses berges seraient non significatifs. Par contre, une étude récente de Rondeau *et al.* (1998) attribue 57 p. 100 du débit solide à Québec, soit près de 4 000 000 tonnes/an, à l'érosion des berges et du lit du fleuve, ce qui implique une part beaucoup plus réduite aux affluents, de la rive sud comme de la rive nord. À la lumière de ces derniers résultats, une contribution des activités agricoles estimée à 3 000 000 tonnes/an de MES pour l'ensemble du secteur fluvial (Émond, 1993) ou à la totalité du débit solide d'une rivière comme la Chaudière (Frenette, 1990) apparaît maintenant surévaluée.

Il n'existe aucune étude qui permette d'évaluer avec précision quelle est la fraction du débit solide fluvial attribuable à l'érosion causée par les activités agricoles. Par exemple, les rapports synthèse rédigés récemment sur les activités agricoles dans les

bassins des rivières L'Assomption, Yamaska et Chaudière se limitent à une évaluation qualitative du potentiel d'érosion hydrique, faute de données quantitatives adéquates (Delisle *et al.*, 1997; 1998; Bédard *et al.*, 1998). Les méthodes utilisées pour quantifier l'érosion hydrique ne font pas encore l'unanimité parmi les spécialistes et les données sont difficilement comparables entre des sites évalués par une même méthode (Boardsman *et al.*, 1990). Compte tenu des processus en cause (régime de précipitations, zones d'apport, etc.) et de l'échelle spatiale utilisée, même les unités (masse/surface/temps) ne reflètent en rien la réalité au champ (Boardsman *et al.*, 1990). Par exemple, les conditions climatiques qui prévalent au Québec font en sorte que les plus grandes pertes de sol par érosion hydrique surviennent au printemps suite à la fonte de la neige sur un sol nu gelé en profondeur. À ce titre, Frenette (1990) maintient que le phénomène est deux fois plus sévère chez nous que chez nos voisins plus au sud. De telles conditions favorisent une érosion en rigole et en ravin où les zones d'apport se limitent principalement à ces dépressions. Aussi le fait d'exprimer les pertes de sol par hectare (ou kilomètre carré) et par an ne nous renseigne guère sur la fréquence et l'étendue du problème.

Plusieurs utilisations du territoire peuvent influencer la concentration et le flux de MES. Dans l'étude de Gangazo (1999), les résultats indiquent que la concentration de MES est corrélée positivement avec l'ensemble des descripteurs des activités agricoles et avec la population humaine (voir l'annexe 3 pour un résumé des résultats). La concentration est corrélée négativement avec la superficie du bassin et la superficie occupée par la forêt. Par contre, le flux de MES n'est pas corrélé avec les descripteurs d'utilisation du territoire, sauf négativement avec le pourcentage de la population dont les eaux usées sont traitées. Gangbazo et Babin (1999) n'ont pas observé de différence dans les flux de MES entre les bassins agricoles et forestiers, ce qui peut indiquer une difficulté d'avoir un échantillonnage représentatif pour ce descripteur de qualité de l'eau, comme dans le cas du phosphore. Les analyses de régression multiple montrent pour leur part que ce sont les cultures à grand interligne (42 p. 100 de la variance) et les cultures à interligne étroit (11 p. 100 de la variance) qui augmentent la concentration de MES. Ce sont uniquement les cultures à interligne étroit (21 p. 100 de la variance) qui augmentent le flux de MES.

Dans la présente étude, nous avons mis en relation la densité des grandes cultures par bassin versant (tableau 2.7) avec la concentration de MES mesurée à l'embouchure des rivières (tableau 3.5). L'analyse de régression montre des relations positives significatives entre les grandes cultures et la concentration de MES. Le coefficient de détermination indique que 63 p. 100 de la variance dans les concentrations médianes peut être expliquée par la densité de superficies en grandes cultures. Cela signifie que

celles-ci seraient responsables d'une partie importante des MES retrouvées en rivière. De plus, comme on l'a déjà signalé, les pratiques culturales déficientes (absence de bandes riveraines, travail excessif des sols, perte de matière organique, etc.) de même que les aménagements hydro-agricoles (drainage des terres et creusage des cours d'eau) qui accompagnent souvent les grandes cultures, accentuent eux aussi l'érosion.

TABLEAU 3.5

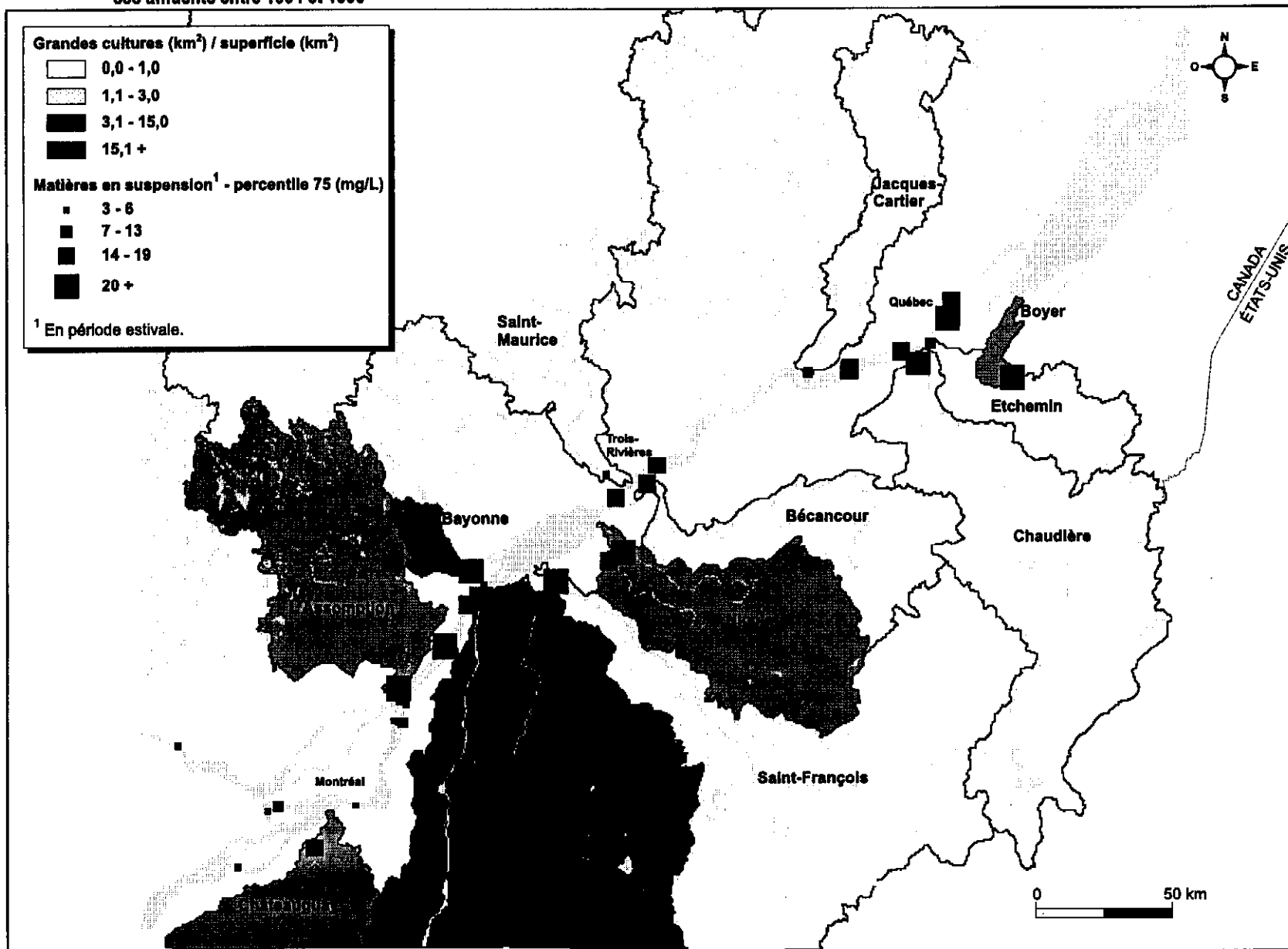
Sommaire des analyses de régression entre les matières en suspension et les descripteurs de pression et du territoire des bassins versants considérés

DESCRIPTEURS DE PRESSION	PARAMÈTRES DE DISTRIBUTION DES MATIÈRES EN SUSPENSION (MES)	
	Concentration du percentile 75	Concentration médiane
	Coefficient de détermination R ² (probabilité associée à la corrélation)	
Total des superficies en grandes cultures	0,368 (0,028)*	0,403 (0,020)*
Superficie du bassin versant	0,684	(0,589)
Total des superficies en grandes cultures/superficie du bassin versant	0,544 (0,004)*	0,634 (0,001)*

* Corrélation significative ($p \leq 0,05$) ; $n = 13$ pour toutes les régressions.

La figure 3.4 illustre comment les MES provenant des affluents affectent la qualité de l'eau du fleuve. D'abord, les concentrations sont faibles du lac Saint-François jusqu'à Montréal, puis augmentent vers l'aval sans que l'on puisse en identifier distinctement la cause. En fait, on peut penser que cette augmentation est due à l'érosion des berges et du lit du fleuve comme le soutiennent Rondeau *et al.* (1998), mais on ne peut attribuer cette augmentation aux rivières drainant des territoires à vocation agricole. De plus, on peut remarquer que la qualité de l'eau pour ce descripteur est généralement moins bonne à l'embouchure des affluents que dans le fleuve lui-même. Ceci porte à penser que les MES constitueraient un problème plus important dans les rivières traversant des régions agricoles que dans le fleuve. Hébert (1999) rapporte une tendance significative à la baisse des MES dans le Saint-Laurent à 5 stations sur 26 au cours de la période 1989-1997 (les stations de Québec centre, Neuville sud, et les prises d'eau de Lauzon, Contrecoeur et Lasalle). Aucune tendance n'a été observée aux autres stations. Les concentrations de MES dans le Saint-Laurent sont généralement inférieures à 13 mg/L (Hébert 1993; 1999), soit dans une classe qui n'est pas jugée préoccupante.

FIGURE 3.4 Comparaison spatiale entre la superficie en grandes cultures par bassin versant et les teneurs en matières en suspension dans le Saint-Laurent et ses affluents entre 1994 et 1996



Sources : À partir des données de MAPAQ, 1997b; MEF, 1997c.

3.1.4.2 *Les effets des matières en suspension dans le Saint-Laurent*

Les matières en suspension peuvent affecter les organismes vivants. Cependant, les connaissances sur l'étendue et l'intensité de ce phénomène le long du Saint-Laurent sont pratiquement inexistantes. L'essentiel des informations fournies dans la présente section provient donc de la littérature et concerne des habitats comparables au Saint-Laurent.

Contrairement à d'autres activités humaines qui causent une augmentation des MES ponctuelle et (ou) limitée dans le temps, les activités agricoles entraînent un apport diffus de particules pendant plusieurs mois de l'année, ce qui risque de perturber grandement l'écologie du cours d'eau récepteur. Dans le cycle naturel des MES, les apports les plus importants surviennent le printemps suite à la fonte des neiges. Si des apports substantiels se produisent en dehors de cette période, ils peuvent provoquer des conséquences graves pour certaines espèces, et ce, même si ces apports affectent une étendue relativement restreinte. En réduisant la pénétration de la lumière dans l'eau, la charge en sédiments peut inhiber la croissance des plantes, occasionnant des impacts négatifs sur l'ensemble des communautés biologiques présentes (Duda, 1985). Une concentration élevée de MES peut affecter les poissons de plusieurs façons (Wood et Armitage, 1997) :

- obstruction des branchies (causant une diminution des capacités natatoires, physiologiques et immunitaires);
- perturbation de la migration;
- diminution de l'efficacité de la prédation dans le cas des chasseurs visuels;
- réduction de la quantité de nourriture disponible à cause de l'atténuation de la lumière dans l'eau et de la réduction de la photosynthèse;
- dégradation de la qualité de l'habitat par la sédimentation des particules et les modifications du lit du cours d'eau.

Ces impacts n'ont pas tous la même ampleur et ne sont pas toujours observés. Il s'agit d'impacts potentiels, dont l'occurrence dépendra de la charge de MES et des caractéristiques du cours d'eau récepteur. Par ailleurs, il est important de préciser que les impacts observés sont dans la majorité des cas circonscrits dans l'espace et affectent rarement de grandes superficies.

On peut affirmer que la plupart des ruisseaux et rivières en milieu agricole subissent des modifications imputables aux matières en suspension, ce qui peut contribuer à la mauvaise qualité de l'eau dans les affluents du Saint-Laurent et affecter des ressources biologiques du fleuve qui utilisent ces rivières dans leur cycle vital. Les sédiments sont par exemple un des facteurs avancés pour expliquer l'abandon par l'Éperlan arc-en-ciel de la

frayère de la rivière Boyer pour la reproduction (Laflamme *et al.*, 1997). Aucun exemple connu ne permet cependant d'attribuer aux MES des conséquences délétères sur la faune du Saint-Laurent dans le fleuve lui-même. On a néanmoins émis l'hypothèse que l'ensablement observé à l'embouchure de plusieurs rivières pourrait nuire à la montaison des espèces anadromes dont le Saumon de l'Atlantique ou le Poulamon atlantique, ce qui n'a pas été démontré.

En plus de ces effets, les MES véhiculent souvent des polluants (contaminants organiques et inorganiques, phosphore) pouvant induire une contamination et eutrophisation du milieu. Les conséquences à court terme et à long terme sur la faune d'un cours d'eau exposé à un apport accru de contaminants liés aux sédiments dépendent des caractéristiques physico-chimiques et biologiques du cours d'eau. Il s'avère donc difficile de généraliser. La problématique du phosphore particulaire est abordée à la section 3.1.2. Par ailleurs, la grande solubilité des pesticides maintenant utilisés en agriculture réduit considérablement le rôle des matières en suspension dans le transport de ces contaminants dans le milieu aquatique (voir la section 3.1.5).

3.1.4.3 *Les principaux constats*

Bien que l'agriculture dans les bassins versants des affluents du Saint-Laurent contribue à la charge de matières en suspension du fleuve, les informations actuelles ne permettent pas de déterminer avec certitude l'ordre de grandeur de la portion reliée à l'agriculture de façon générale et aux différentes activités agricoles de façon plus spécifique. Les concentrations de matière en suspension dans le Saint-Laurent ne sont pas à des niveaux préoccupants et aucun effet néfaste ne leur est actuellement attribué.

3.1.5 *Les pesticides*

3.1.5.1 *La situation des pesticides l'embouchure des affluents du Saint-Laurent*

Les données et les informations relatives à la contamination de l'eau de surface par les pesticides ne couvrent pas de façon aussi extensive l'ensemble des rivières tributaires du Saint-Laurent et ne portent pas sur des périodes aussi longues que celles dont on dispose sur les substances conventionnelles du réseau de suivi de la qualité de l'eau du MEF. De plus, en raison notamment des coûts élevés associés à leur analyse, ce ne sont pas tous les pesticides utilisés qui font l'objet d'un effort de détection dans les prélèvements d'eau et la liste des pesticides analysés est en partie variable d'une étude à l'autre. Finalement, le fait que les méthodes d'analyse peuvent varier entre les études rend la comparaison des résultats difficile.

Cependant, plusieurs travaux ont montré la présence de pesticides¹⁷ dans les affluents du Saint-Laurent entre les années 1970 et le début des années 1990, en particulier de l'atrazine (Muir *et al.*, 1978; Forrest et Caux, 1989; Maguire *et al.*, 1989; Maguire et Tkacz, 1993; Lemieux *et al.*, 1995; Lemieux et Lum, 1996; Rondeau, 1996). En raison de l'importance de la culture du maïs au Québec en terme de superficie et de répartition (tableaux 2.7 et 2.13), et le fait que cette culture reçoit environ 50 p. 100 des pesticides appliqués en agriculture (tableau 2.10) et du nombre considérable de produits pouvant être employés (Giroux *et al.*, 1997), le MEF exerce depuis 1992 un suivi de la contamination des eaux par les pesticides orienté vers les bassins où cette culture est importante. Des campagnes d'échantillonnage ont été conduites de 1992 à 1998 dans plusieurs cours d'eau des bassins de la rive sud du Saint-Laurent (dans les rivières Châteauguay, Richelieu, Yamaska, Nicolet et Bécancour) et de la rive nord du Saint-Laurent (dans les rivières L'Assomption, Bayonne, Delisle et Beaudette) (Berryman et Giroux, 1994; Giroux *et al.*, 1997; Giroux, 1999). Un échantillonnage complémentaire a aussi été réalisé en 1996 et 1997 dans des zones de culture de céréales et de légumes dans la rivière David, le ruisseau Saint-Pierre et la rivière Beaurivage (respectivement des sous-bassins des rivières Yamaska, L'Assomption et Chaudière) (Giroux, 1998).

Les résultats montrent la présence de plusieurs pesticides, en particulier d'herbicides, dans les prélèvements d'eau effectués au cours des différents échantillonnages. Pour les quatre stations suivies de façon régulière de 1992 à 1998¹⁸, 29 des 42 pesticides analysés ont été détectés (Giroux, 1999). Les fréquences de détection les plus élevées (moyenne annuelle entre 90 et 100 p. 100) ont été observées pour les herbicides atrazine, métolachlore et bentazone, ainsi que les produits de dégradation dééthyl-atrazine et déisopropyl-atrazine. Les autres herbicides régulièrement détectés (moyenne annuelle entre 20 et 70 p. 100) sont le diméthénamide, la cyanazine, la simazine, le dicamba, le 2,4-D, le MCPP (mécoprop), le MCPA, la EPTC et le bromoxynil. Les insecticides les plus fréquemment observés (moyenne entre 5 et 10 p. 100) sont le diméthoate, le carbofuran et le carbaryl. Les campagnes d'échantillonnage de 1996 et 1997 dans des zones comprenant la culture de céréales et de légumes ont permis d'identifier la présence de plusieurs de ces mêmes pesticides (Giroux, 1998).

¹⁷ La présente section insiste sur les pesticides qui sont utilisés au Québec et au Canada, ce qui exclut plusieurs pesticides organochlorés (comme le DDT et le mirex) dont l'usage est maintenant interdit (section 2.2.4, Cossa *et al.*, 1998).

¹⁸ Stations Chibouet (Yamaska), des Hurons (Richelieu), Saint-Zéphirin (Nicolet) et Saint-Régis.

Des fréquences de dépassement relativement élevées (entre 13 et 43 p. 100) du critère de protection de la vie aquatique (toxicité chronique) à ces mêmes quatre stations ont été observées pour l'atrazine (2 µg/L; MENVIQ, 1990) au cours des quatre années d'échantillonnage. Des fréquences de dépassement faibles à occasionnelles (moins de 9 p. 100) sont rapportées pour 12 autres pesticides. Le critère de protection pour l'eau potable a été dépassé uniquement pour l'atrazine (5 µg/L) avec des fréquences variant entre 6 et 22 p. 100. Les résultats de cette étude sont similaires à ceux des études de Forrest et Caux (1989) et de Rondeau (1996) (Giroux *et al.*, 1997). Par ailleurs, Giroux (1999) rapporte une baisse des concentrations au cours de la période 1992 à 1998 pour l'atrazine, la cyanazine et la simazine, ainsi qu'une hausse pour le métolachlore. Cette étude signale aussi une augmentation de la fréquence de détection pour le bentazone et le diméthénamide.

La comparaison des résultats à différents points d'échantillonnage dans les bassins des rivières Yamaska, Nicolet et Châteauguay en 1994 indique que les concentrations et les fréquences de dépassement des critères de qualité de l'eau sont moins élevées dans le cours principal des rivières en aval des sources de contamination (Giroux *et al.*, 1997). Toutefois, malgré la réduction des teneurs liée au phénomène de dilution de l'amont vers l'aval, des dépassements (près de 30 p. 100) du critère de protection de la vie aquatique pour l'atrazine ont été mesurés à l'embouchure de la rivière Yamaska en période estivale (Giroux *et al.*, 1997). La fréquence de dépassement a été de 13 p. 100 pour les années 1996, 1997 et 1998 (Giroux, 1999). Au cours de cette période, des dépassements de la concentration de 2 µg/L pour l'ensemble des pesticides de type triazine ont été fréquemment observés à l'embouchure de la rivière Yamaska et occasionnellement à l'embouchure des rivières Nicolet, Châteauguay, Bayonne et Saint-Régis. Aucun dépassement de critère n'avait été observé à l'embouchure des quatre affluents se jetant dans le lac Saint-Pierre (rivières Richelieu, Yamaska, Saint-François et Nicolet) entre 1990 et 1992 (Lemieux *et al.*, 1995; Lemieux et Lum, 1996). Toutefois, l'effort d'échantillonnage en période estivale n'a pas été aussi intensif dans ces études que dans le suivi du MEF. Rondeau (1996) rapporte des dépassements du critère de protection de la vie aquatique pour l'atrazine de respectivement 20 et 22 p. 100 à l'embouchure des rivières Yamaska et de la Tortue de 1989 à 1991 malgré des échantillons également réduits (n=36 pour la rivière Yamaska et n=15 pour la rivière de la Tortue). Un seul dépassement avait été observé dans le cas de la rivière L'Assomption et de la rivière Saint-François.

3.1.5.2 *Les pressions agricoles et la situation des pesticides à l'embouchure des affluents*

Bien que le suivi du MEF ne couvre qu'une partie du territoire agricole, des cultures pratiquées au Québec ainsi que des pesticides utilisés, les résultats montrent le lien entre l'utilisation des pesticides en agriculture et la contamination de l'eau de surface dans les bassins à vocation agricole (Berryman et Giroux, 1994; Giroux *et al.*, 1997; Giroux, 1999). Les concentrations de pesticides dans l'eau augmentent en mai et juin avec des pics importants au cours de la période estivale associés aux périodes d'application. Les mêmes constatations ont été mentionnées par Muir *et al.* (1978), Forrest et Caux (1989), Lemieux *et al.* (1995) et Rondeau (1996). Par ailleurs, comme le soulignent notamment Giroux *et al.* (1997), les relations entre la contamination des eaux de surface par les pesticides et leur utilisation en agriculture ont été rapportées à plusieurs reprises pour d'autres endroits. Dans la plupart des cas, les variations annuelles dans les teneurs et les flux, en particulier les pics de concentration, sont également directement reliées aux applications en agriculture. Au Québec, 73 p. 100 des pesticides vendus en 1996 étaient destinés à une utilisation en agriculture (MEF, 1998c), ce qui fait de ce secteur d'activité la principale source potentielle de contamination. La figure 3.5 illustre par classes les quantités de pesticides estimées en poids d'ingrédients actifs épandus en 1996 dans les bassins versants des rivières considérées dans la présente étude.

Malgré la grande variabilité dans les cultures et l'utilisation des pesticides, Berryman et Giroux (1994) ont montré que la concentration d'atrazine, de métolachlore et de cyanazine dans l'eau augmente avec la superficie en culture de maïs dans les bassins versants. Dès que la superficie occupée par le maïs dans un bassin dépasse 12 p. 100, des dépassements fréquents du critère de protection de la vie aquatique pour l'atrazine sont observés. La concentration élevée d'un pesticide dans l'eau de surface dépendrait en grande partie de l'importance des superficies traitées, et donc de la quantité totale appliquée, ainsi que de facteurs tels que les pratiques culturales, les caractéristiques des sols et les conditions climatiques, et non pas seulement de la nature du produit et ses propriétés physico-chimiques (Giroux *et al.*, 1997). Toutefois, la relation entre la quantité utilisée et la contamination de l'eau n'est pas uniforme d'un pesticide à l'autre. Giroux *et al.* (1997) jugeaient par exemple préoccupant l'observation fréquente de la présence de pesticides de la famille des phénoxyacides de 1992 à 1995, compte tenu des quantités relativement faibles de ceux-ci dans le bilan des ventes de pesticides au Québec par rapport à des produits comme l'atrazine ou le métolachlore. Dans le cas de l'atrazine, en dehors des pics reliés à la période d'épandage du produit, il semble que la concentration et les flux dans les effluents

soient principalement contrôlés par les variables hydrologiques (Lemieux *et al.*, 1995; Giroux, 1999), ce qui refléterait également une persistance de l'atrazine dans l'environnement et le milieu aquatique.

3.1.5.3 *Les effets sur le Saint-Laurent*

Sans tenir compte des pesticides organochlorés maintenant interdits, plusieurs autres pesticides ont été détectés dans le Saint-Laurent (Duval et Gauthier, 1986; Germain et Langlois, 1988; Rondeau, 1993; Lemieux et Lum, 1996). Une étude récente (Cossa *et al.*, 1998) a établi le bilan massique de plusieurs pesticides entre Cornwall et Québec au cours des années 1995 et 1996, en prenant en considération les charges provenant de la rivière des Outaouais à Carillon.

Parmi les pesticides étudiés, on retrouve huit herbicides de type triazine, neuf pesticides organophosphorés et 18 pesticides organochlorés. Seulement deux des composés de ce dernier groupe, le lindane et le alpha-endosulfan, sont encore autorisés et les quantités vendues représentaient environ 1 p. 100 des ventes de pesticides au Québec de 1992 à 1994 (Lecomte, 1996). De plus, cinq des huit herbicides triaziniques et six des neuf organophosphorés correspondent aux composés étudiés dans le suivi du MEF pour les affluents du Saint-Laurent.

Les résultats montrent que parmi les 17 pesticides organophosphorés et triaziniques recherchés, seuls quatre composés de ce dernier groupe ont été détectés. L'atrazine, la simazine et le métolachlore ont été observés à Cornwall, Carillon et Québec, alors que la cyanazine a été détectée seulement à Cornwall et à Québec (Cossa *et al.*, 1998). Pour l'atrazine, la cyanazine et la simazine, les concentrations moyennes à Cornwall sont significativement supérieures à celles de Québec et de Carillon (tableau 3.6). Les concentrations de métolachlore de Québec et Cornwall sont similaires et significativement plus élevées qu'à Carillon. Toutes les teneurs sont nettement inférieures aux critères de protection de la vie aquatique et de l'eau potable pour les quatre produits. Celles-ci sont au minimum inférieures par plus de 20 fois au critère de toxicité chronique.

TABLEAU 3.6
Concentrations de pesticides dans le Saint-Laurent et certains
de ses affluents, 1995-1996

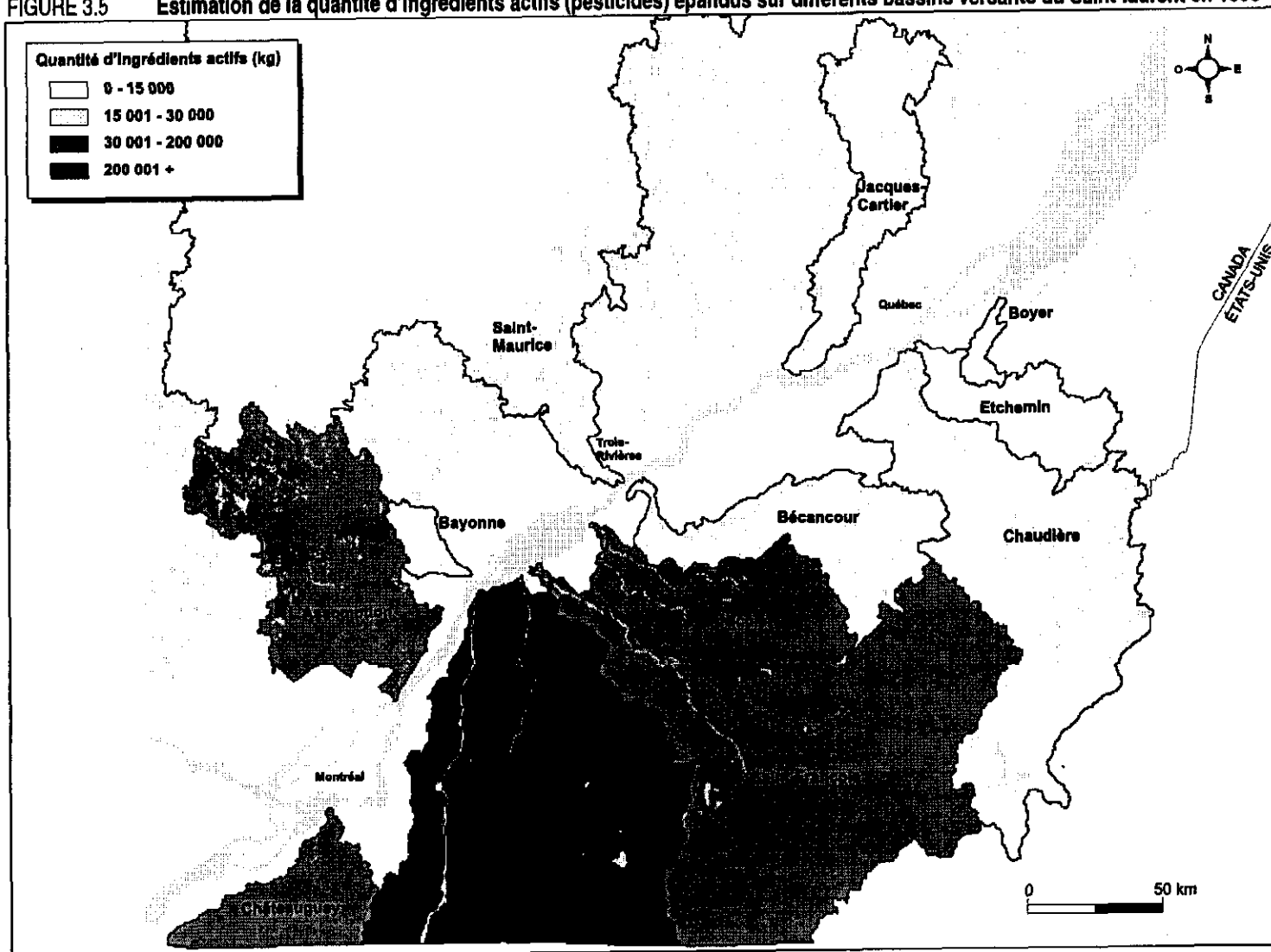
FLEUVE (1995-1996)							
PESTICIDES	STATION	N	% de détection	Concentration (ng/L)			
				Moyenne	Écart type	Minimum	Maximum
Atrazine	Comwall	25	100	66	10	50	91
	Carillon	19	100	6	5	2	21
	Québec	18	100	47	16	19	73
Cyanazine	Comwall	15	100	10	2	7,1	15
	Carillon	18	0	-	-	< 0,3	-
	Québec	12	91,7	5	3	< 0,3	10
Métalochlore	Comwall	25	100	18	3	14	24
	Carillon	19	52,6	6	6	< 2	17
	Québec	18	100	19	6	9,2	32
Simazine	Comwall	25	96	9	2	< 2	13
	Carillon	19	10,5	-	-	< 2	13
	Québec	18	100	6	2	3,1	10

Source : À partir des données de Cossa et al., 1998.

AFFLUENTS DU SAINT-LAURENT (1995)							
PESTICIDES	BASSIN (AFFLUENT)	N	% de détection	Concentration (ng/L)			
				Moyenne	Écart type	Maximum	
Atrazine	Chibouet (Yamaska)	37		2 045	2 466	11 000	
	Hurons (Richelieu)	33		528	506	2 800	
	Saint-Régis	35		1 437	2 970	17 000	
	Saint-Zéphirin (Nicolet)	38		1 608	2 341	13 000	
	Total			100			
Cyanazine	Chibouet (Yamaska)	37		3	16	100	
	Hurons (Richelieu)	33		50	58	230	
	Saint-Régis	35		23	52	270	
	Saint-Zéphirin (Nicolet)	38		359	688	3 000	
	Total			66,8			
Métalochlore	Chibouet (Yamaska)	37		630	783	3 800	
	Hurons (Richelieu)	33		449	512	2 600	
	Saint-Régis	35		1 045	1 930	10 000	
	Saint-Zéphirin (Nicolet)	38		174	222	1 300	
	Total			94,1			
Simazine	Chibouet (Yamaska)	37		8	12	50	
	Hurons (Richelieu)	33		42	40	160	
	Saint-Régis	35		27	51	300	
	Saint-Zéphirin (Nicolet)	38		6	16	80	
	Total			66,7			

Source : À partir des données de Giroux et al., 1997.

FIGURE 3.5 Estimation de la quantité d'ingrédients actifs (pesticides) épanchés sur différents bassins versants du Saint-laurent en 1996



Source : À partir des données de MAPAQ, 1997b.

Les concentrations d'atrazine et de métolachlore dans le Saint-Laurent rapportés dans l'étude de Cossa *et al.* (1998) sont jugées du même ordre de grandeur que celles du lac Ontario et de rivières européennes drainant des terres agricoles. Elles sont cependant plus faibles que celles observées dans les bassins fortement agricoles du Québec, tout comme les concentrations de cyanazine et de simazine (tableau 3.6) (Giroux *et al.*, 1997). Les informations disponibles permettent difficilement de comparer les teneurs de l'ensemble de ces pesticides à l'embouchure des affluents avec celles mesurées dans le Saint-Laurent.

Néanmoins, les résultats de Rondeau (1996) pour l'atrazine et le métolachlore (années 1989-1991, embouchure des rivières L'Assomption, Richelieu, Nicolet, de la Tortue et Yamaska), de Lemieux *et al.* (1995) et Lemieux et Lum (1996) pour l'atrazine (année 1990-1992, embouchure des rivières Richelieu, Yamaska, Saint-François et Nicolet), ainsi que de Giroux *et al.* (1997) pour l'atrazine (année 1994, embouchure de la rivière Yamaska) montrent que les concentrations en période estivale dans certaines rivières près de leur confluence avec le fleuve apparaissent supérieures aux valeurs mesurées à Cornwall et Québec, données dans l'étude de Cossa *et al.* (1998). Les résultats de cette dernière étude indiquent que les concentrations des quatre pesticides détectés augmentent légèrement en été lors de la période d'épandage. Dans le cas de l'atrazine et plus particulièrement du métolachlore, l'augmentation plus évidente à la station de Québec reflète probablement les apports des affluents du Saint-Laurent puisque les concentrations de ces deux pesticides ne varient pas autant à Cornwall et à Carillon.

Lemieux *et al.* (1995) et Lemieux et Lum (1996) avaient aussi constaté au début des années 1990 que les teneurs en atrazine à l'embouchure des rivières Richelieu, Yamaska, Saint-François et Nicolet étaient plus élevées que celles des stations d'échantillonnage du fleuve. De plus, une augmentation des concentrations d'atrazine, attribuée aux apports de ces rivières, avait été notée entre Cornwall et la sortie du lac Saint-Pierre du côté sud (Lemieux et Lum, 1996).

Les flux similaires à Cornwall et à Québec pour l'atrazine (15,7 *versus* 17,4 t/an), la simazine (2,1 *versus* 2,4 t/an) et la cyanazine (2,4 *versus* 1,9 t/an) indiquent que le bassin des Grands Lacs est la source la plus importante d'herbicides triaziniques pour le Saint-Laurent (Cossa *et al.*, 1998). La charge d'atrazine entre les stations de Cornwall et Carillon combinées (15,7 et 0,4 t/an) et Québec augmente de 1,3 tonne (soit 7 p. 100 de la charge à Québec), ce qui est cohérent avec l'augmentation des concentrations entre Cornwall et Québec en période estivale. Dans le cas du métolachlore, l'influence des apports des affluents du Saint-Laurent entre Cornwall et Québec sur la charge annuelle est plus marquée. Celle-ci subit une augmentation de 2,2 tonnes (soit 30 p. 100 de la charge à

Québec) entre les stations de Cornwall et Carillon combinées (4,4 et 0,7 t/an) et celle de Québec (7,3 t/an). Lemieux et Lum (1996) avaient évalué au début des années 1990 que les Grands Lacs contribuaient à 68 p. 100 du flux d'atrazine à Québec et que la portion attribuable aux affluents du Saint-Laurent entre Cornwall et Québec était de 8 p. 100, une portion de 24 p. 100 demeurait inexpliquée. La méthode d'échantillonnage utilisée a fait en sorte que 96 p. 100 de la charge des affluents était attribuée aux rivières Richelieu, Yamaska, Saint-François et Nicolet, ce qui pouvait sous-évaluer la contribution des autres affluents compte tenu que la zone de culture du maïs s'étend à d'autres bassins. D'autre part, les données de l'étude de Cossa *et al.* (1998) montrent pour les deux pesticides organochlorés utilisés au Québec (lindane et endosulfan) des pourcentages de détection et des concentrations similaires entre Cornwall et Québec. Celles-ci sont par ailleurs inférieures aux critères de toxicité chronique de 10 et 20 ng/L respectivement pour le lindane et l'endosulfan; les valeurs maximales mesurées des formes dissoute et particulaire combinées à une des stations d'échantillonnage sont de 0,389 ng/L pour le lindane et de 0,131 ng/L pour l'endosulfan.

Contrairement aux pesticides organochlorés dont la persistance, le potentiel de bioaccumulation ainsi que les effets dans l'environnement sont relativement connus (notamment Chapdelaine *et al.*, 1987; Laliberté, 1993; Hodson *et al.*, 1994; Équipe de rétablissement du Béluga du Saint-Laurent, 1995), la plupart des pesticides actuellement utilisés dans le bassin du fleuve Saint-Laurent ont des propriétés physiques et chimiques qui présentent généralement moins de risque pour l'environnement. Leur temps de demi-vie plus court et leur potentiel de bioaccumulation plus faible réduit le risque de transfert de la contamination dans la chaîne alimentaire. Ce faible potentiel de bioaccumulation fait en sorte que les concentrations sous le critère de protection de la vie aquatique (toxicité chronique)¹⁹ implique en principe une absence d'effets néfastes sur les organismes et les écosystèmes aquatiques tel que présentés dans Giroux *et al.* (1997). Toutefois, la persistance réelle dans l'environnement de certains pesticides, comme l'atrazine, pourrait être plus grande que leur temps de demi-vie dans les sols ne le laisse supposer (Lemieux *et al.*, 1995; Lemieux et Lum, 1996; Cossa *et al.*, 1998).

Par ailleurs, et bien qu'individuellement les pesticides détectés sont en teneurs inférieures au critère de protection de la vie aquatique, les pesticides peuvent avoir des effets néfastes sur le milieu aquatique (Giroux *et al.*, 1997). Trois types d'effets combinés sont rapportés selon les combinaisons des composés impliqués, soit des effets additifs (les

¹⁹ Il s'agit du seuil de concentration aqueuse d'une substance à laquelle les organismes aquatiques et leur progéniture peuvent être exposés indéfiniment sans subir d'effets néfastes.

pesticides ont des effets correspondant à la somme des effets individuels), des effets antagonistes, ou un effet synergique (effets supérieurs à l'effet additif prévu). Selon Faust *et al.* (dans Giroux *et al.*, 1997), le concept d'additivité est une façon d'évaluer la toxicité d'une combinaison de pesticides qui ont des modes d'action similaires. L'application de la méthode de calcul proposée par Calamari et Vighi. (1992) montre que les concentrations de pesticides décelées dans les affluents auraient des effets sur le milieu aquatique (Giroux *et al.*, 1997). L'application de la même formule aux valeurs maximales d'atrazine, de cyanazine, de métolachlore et simazine mesurées à Québec par Cossa *et al.* (1998) donne une valeur additionnée de 0,465 µg/L. Lorsque le résultat est inférieur à 1, il n'y aurait pas d'effet attendu sur le milieu aquatique (Giroux *et al.*, 1997). Il est possible que les concentrations relativement élevées des herbicides triaziniques à l'embouchure des affluents pendant la période estivale, en particulier pour la rivière Yamaska, puissent présenter un effet additif supérieur à 1, ce qui pourrait affecter localement le Saint-Laurent.

3.1.5.4 *Les principaux constats*

L'utilisation des pesticides en agriculture contribue fortement à la contamination des eaux de surface par ces produits dans les bassins agricoles des affluents du Saint-Laurent. Toutefois, les problèmes de contamination des rivières tributaires du Saint-Laurent ne semblent pas se répercuter de façon notable sur celui-ci. Parmi les nombreux pesticides mesurés, seule la concentration d'atrazine dépasse occasionnellement le critère de protection de la vie aquatique en période estivale à l'embouchure de certaines rivières, en particulier la rivière Yamaska.

Parmi les pesticides organophosphorés et de type triazine analysés, l'atrazine, la cyanazine, la simazine et le métolachlore sont les quatre herbicides qui ont été détectés dans le Saint-Laurent. Ceux-ci sont au nombre des pesticides les plus utilisés en agriculture au Québec. Les Grands Lacs constituent la plus grande source d'atrazine, de cyanazine et de simazine pour le Saint-Laurent. Les affluents contribuent modérément à la charge d'atrazine (7 p. 100) et de façon plus importante à la charge de métolachlore (30 p. 100) observée à Québec.

Sans tenir compte des pesticides organochlorés dont l'usage est interdit, les informations disponibles montrent que la situation des pesticides dans le Saint-Laurent n'apparaît pas dans l'ensemble néfaste pour la vie aquatique et la santé humaine. La concentration d'atrazine, de cyanazine, de simazine et de métolachlore dans le Saint-Laurent est largement inférieure aux critères de protection de la vie aquatique et pour la consommation humaine, et l'effet additif de ces pesticides est également inférieur au seuil

pour un effet attendu sur le milieu aquatique. Toutefois, il est possible que localement dans les zones d'influence des panaches des affluents où l'agriculture est importante, en particulier pour la rivière Yamaska, les dépassements du critère pour l'atrazine et les concentrations relativement élevées du groupe des herbicides triaziniques puissent affecter la vie aquatique du Saint-Laurent (effet additif). Les deux pesticides organochlorés (le lindane et l'endosulfan) très faiblement utilisés en agriculture au Québec (environ 1 p. 100 des ventes de pesticides) ne semblent pas augmenter entre Cornwall et Québec et les concentrations sont sous les critères de toxicité chronique.

3.2 Modifications physiques d'habitats par les pressions agricoles

L'étude des effets de l'agriculture sur les habitats riverains a nécessité un traitement de l'information différent de celui utilisé pour la qualité de l'eau. L'état de situation sur les modifications physiques des milieux riverains du Saint-Laurent par les activités agricoles est basé sur la revue des informations existantes.

Dans cette optique, le texte qui suit précise dans un premier temps ce que l'on entend par milieu riverain et explique son importance écologique et socio-économique. Les milieux riverains du Saint-Laurent sont ensuite discutés, en décrivant la distribution de ces milieux le long du Saint-Laurent ainsi que l'utilisation anthropique des rives. Enfin, les interactions entre les activités agricoles et les habitats riverains sont abordées, en discutant des modifications et des pertes d'habitats le long du Saint-Laurent.

3.2.1 La définition du milieu riverain

Le milieu riverain d'un cours d'eau constitue une zone de transition entre les domaines aquatique et terrestre. Cependant, il n'y a pas de consensus sur sa définition exacte. Dans le cadre du présent document, le milieu riverain « regroupe à la fois le littoral, c'est-à-dire la partie du lit du plan d'eau qui s'étend depuis la limite inférieure des plantes submergées jusqu'à la ligne des hautes eaux, et la rive, c'est-à-dire le milieu terrestre immédiat » (MEF, 1996f). La figure 3.6 montre les deux parties du milieu riverain.

FIGURE 3.6 Description du milieu riverain et de ses composantes



Source : À partir des données du Gouvernement du Québec, 1996a.

La *Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables* (Gouvernement du Québec, 1996) propose deux méthodes pour délimiter la ligne des hautes eaux. La première fait appel à des critères botaniques et la deuxième utilise des données hydrologiques. Plus précisément, la ligne des hautes eaux se situe :

- a) à l'endroit où l'on passe d'une prédominance de plantes aquatiques à une prédominance de plantes terrestres, ou s'il n'y a pas de plantes aquatiques, à l'endroit où les plantes terrestres s'arrêtent en direction du plan d'eau. Les plantes considérées comme aquatiques sont toutes les plantes hydrophytes incluant les plantes submergées, les plantes à feuilles flottantes, les plantes émergentes et les plantes herbacées et ligneuses émergées caractéristiques des marais et marécages ouverts sur des plans d'eau.
- b) si l'information est disponible, à la limite des inondations de récurrence de 2 ans, laquelle est considérée équivalente à la ligne établie selon les critères botaniques définis au point a.

Par ailleurs, la rive est une bande de terre qui borde les lacs et les cours d'eau et qui s'étend vers l'intérieur des terres à partir de la ligne des hautes eaux. La largeur de la rive se mesure horizontalement :

- a) la rive a un minimum de 10 mètres lorsque la pente est inférieure à 30 p. 100 ou lorsque la pente est supérieure à 30 p. 100 et présente un talus de moins de 5 mètres de hauteur;
- b) la rive a un minimum de 15 mètres lorsque la pente est continue et supérieure à 30 p. 100 ou lorsque la pente est supérieure à 30 p. 100 et présente un talus de plus de 5 mètres de hauteur.

Cette représentation du milieu riverain est basée sur les définitions présentées dans la *Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables* (Gouvernement du Québec, 1996) et dans le *Document de réflexion sur la bande riveraine de protection*

(MEF, 1996f). D'autres documents s'intéressant au milieu riverain introduisent les notions de *zone humide* et de *zone sèche* (Gouvernement du Québec, 1986; Vandal et Huot, 1985). La zone humide réfère au littoral alors que la zone sèche correspond approximativement à la rive. Malgré ces appellations, la zone humide (littoral) et la zone sèche (rive) ne peuvent être considérées comme des milieux strictement aquatiques ou terrestres, mais plutôt comme des milieux de transition où la végétation est respectivement **à dominance** aquatique ou terrestre. Dans le présent document, les *milieux humides* réfèrent aux habitats de la zone humide et les *milieux riverains secs* aux habitats de la zone sèche.

La végétation qui compose les milieux humides comprend un grand nombre d'espèces, tels l'Érable argenté, les sphaignes, le Scirpe américain et les spartines. Une faune diversifiée est aussi attirée sur ces sites : tortues, grenouilles, rats musqués, canards et hérons en sont des exemples.

L'importance des milieux riverains secs comme habitat faunique est aussi reconnue. Le milieu riverain sec accueille un très grand nombre d'espèces, peu importe leur degré d'affiliation avec cette zone. Selon la compilation effectuée par Vandal et Huot (1985), le milieu riverain sec accueille environ 43 p. 100 de toutes les espèces aviennes nichant au Québec, environ 62 p. 100 des espèces de mammifères, environ 60 p. 100 des espèces d'amphibiens et 80 p. 100 des espèces de reptiles²⁰. Cette faune abondante serait attribuable à la grande diversité végétale, à la disponibilité de l'eau, aux effets de lisière, à la présence d'une stratification végétale et à une variété de microclimats.

Il faut donc retenir que les différentes composantes de l'écosystème riverain, c'est-à-dire l'eau, le lit, le littoral et ses berges, de même que le milieu riverain sec adjacent, forment un tout et procurent quantité d'habitats diversifiés à un grand nombre d'organismes vivants (MEF, 1996a). Toute modification affectant une partie de cet écosystème aura donc des répercussions sur l'ensemble des organismes vivants qui y sont associés.

3.2.2 L'importance des milieux riverains

On estime qu'un marais soumis aux marées produit naturellement trois fois plus de matières végétales qu'un champ de maïs normalement fertilisé. Cette importante productivité primaire des marais littoraux contribue à soutenir la productivité des milieux aquatiques, tant pour les populations de poissons que pour les populations aviennes (Argus, 1990). La productivité est grande aussi dans les milieux riverains d'eau douce, comme le

²⁰ Ces chiffres doivent être considérés avec prudence, car la définition du milieu riverain sec utilisée par Vandal et Huot (1985) diffère quelque peu de celle utilisée dans le présent document et inclut la partie supérieure du littoral.

prouve des données provenant du lac Saint-Pierre où on a estimé qu'il y avait 150 tonnes d'invertébrés dans la plaine d'inondation au printemps 1983, sans compter les 6000 à 9000 poissons à l'hectare qui s'y trouvaient (MENVIQ, 1988). Cette capacité des milieux humides à transformer, accumuler et distribuer progressivement l'énergie produite (biomasse) leur confère une place de choix parmi les écosystèmes du globe. Ils constituent, avec les forêts tropicales humides, les milieux naturels les plus productifs de la planète (Odum, 1976; Drapeau, 1990).

Par ailleurs, bien que les milieux humides ne couvrent qu'entre 5 p. 100 et 10 p. 100 de la superficie du Québec, ils possèdent une diversité biologique considérable (Gouvernement du Québec, 1995; MEF, 1996f). Les amphibiens et les reptiles dépendent étroitement des milieux humides et ces habitats sont particulièrement importants pour le maintien des populations de sauvagine et d'autres oiseaux aquatiques. On estime que la population québécoise de sauvagine s'élève à plus de 2 millions en période de reproduction et qu'elle atteint près de 10 millions lors des migrations (SCF et MLCP, 1986). Compte tenu que la majorité de ces oiseaux utilise à un moment ou l'autre les milieux humides du Saint-Laurent, ceci nous donne une bonne idée de l'importance de ces habitats pour les oiseaux aquatiques. Plusieurs autres ressources naturelles se retrouvent dans les milieux humides du Saint-Laurent; certaines, telles que la Perchaude, le Rat musqué et la Grenouille léopard, ont une valeur économique non négligeable tandis que d'autres comme le Micocoulier occidental, l'Ariséma dragon, la Tortue géographique, la Couleuvre brune et le Râle jaune contribuent de façon particulière à la biodiversité du Saint-Laurent compte tenu de leur distribution limitée (Gratton et Dubreuil, 1990; Bouchard et Millet, 1993; Gouvernement du Québec, 1995).

Le milieu riverain, avec sa végétation herbacée, arbustive et arborescente, joue un rôle essentiel dans le maintien de l'équilibre écologique du fait qu'il :

- protège et sauvegarde l'habitat et la biodiversité d'espèces fauniques et floristiques;
- stabilise les rives et contrôle l'érosion;
- diminue la charge sédimentaire des plans d'eau (en agissant comme une trappe à sédiments);
- réduit les phénomènes de sédimentation en aval;
- prévient le réchauffement excessif de l'eau en créant de l'ombrage;
- maintient le cycle hydrologique;
- minimise la contamination d'origine urbaine et agricole;
- réduit l'amplitude des étiages et des crues.

Bien que certains perçoivent encore les milieux riverains comme des obstacles au développement, les avantages de leur préservation commencent à être reconnus. À la valeur écologique des milieux humides s'ajoute en effet une valeur économique longtemps sous-estimée; par exemple, un marais de quelques dizaines d'hectares a une capacité de filtration et d'épuration des eaux usées équivalant à une station de traitement des eaux de plusieurs millions de dollars (MEF, 1996e). Il s'agit de filtres naturels contribuant à l'épuration des eaux du fleuve, comme il a été démontré dans le cas des milieux humides des battures de Beauport (Roche Ltée, 1983). D'une certaine façon, le milieu riverain sert de zone tampon entre le milieu aquatique et les activités humaines (MEF, 1996f). Les milieux humides présentent également une grande importance socio-économique en supportant des activités de loisir comme la chasse, la pêche ou l'observation de la nature. Les attraits touristiques qu'offrent les marais à scirpe de Cap-Tourmente en sont un bon exemple (80 000 personnes s'y rendent chaque année pour y observer l'Oie des neiges durant ses arrêts migratoires). La chasse aux oiseaux migrateurs est une autre activité lucrative pratiquée dans les milieux humides²¹. Qu'il s'agisse de l'industrie de la fourrure, de la pêche, de la chasse ou de l'observation, la faune et la flore des milieux riverains leur confèrent donc une valeur économique importante.

3.2.3 Les milieux riverains du Saint-Laurent

3.2.3.1 *Les milieux humides*

Il n'existe pas de réseau de suivi des milieux humides le long du Saint-Laurent. Plusieurs études se sont néanmoins intéressées à la distribution et à la superficie des milieux humides du Saint-Laurent. Puisqu'elles utilisaient des méthodologies différentes, les résultats de ces études peuvent difficilement se comparer. La plus récente cartographie globale des milieux humides du Saint-Laurent a été réalisée par Létourneau (1996b) et Létourneau et Jean (1996) au moyen de la télédétection aéroportée et de la télédétection par satellite (tableau 3.7).

L'année de la prise des données ainsi que la méthode employée diffèrent selon les secteurs étudiés. Les secteurs situés le plus en aval ont été couverts au moyen de la télédétection par satellite plutôt que par télédétection aéroportée. La résolution des images obtenues à l'aide de la télédétection par satellite est moins bonne que celle des images obtenues par télédétection aéroportée, ce qui mène à des estimations moins précises pour les secteurs de l'estuaire et du golfe couverts par satellite.

²¹ En 1996, 36 000 permis de chasse à la sauvagine ont été émis au Québec (Lévesque, 1997).

TABLEAU 3.7
Superficies des milieux humides (ha) du Saint-Laurent entre 1989 et 1994

	TRONÇON FLUVIAL	ESTUAIRE FLUVIAL	MOYEN ESTUAIRE ET SAGUENAY	ESTUAIRE MARITIME ET GOLFE
Herbiers	27 255,5	2 828,9	2 469,8*	Absents de ce secteur
Marais	9 952,1	4 737,9	7 109,8	6 162,3
Prairies	5 386,3	389,9	2 090,5	3 623,8
Marécages	5 092,3	1 238,0	n.d	n.d
TOTAL	47 686,2	9 194,7	11 670,1	9786,1
Année des données	1990	1991	1989 : Saguenay 1994 : Montmagny à Trois-Pistoles (rive sud seulement)	1989 : de Tadoussac à Pointe-des-Monts 1992-1994 : de Pointe- des-Monts à Sept-Îles, pointe de la Gaspésie, baie des Chaleurs et îles de la Madeleine
Méthode utilisée	Télé-détection aéroportée (1 : 20 000)	Télé-détection aéroportée (1 : 20 000)	Télé-détection aéroportée (1 : 20 000) + télé-détection par satellite (1 : 75 000)	Télé-détection par satellite (1 : 75 000)

* Les herbiers de ce secteur ont été caractérisés uniquement sur la partie du territoire couvert à l'aide de la télé-détection aéroportée; leur superficie totale est donc sous-évaluée.

n.d. : non déterminé.

Sources : À partir des données de Létourneau, 1996b; Létourneau et Jean, 1996.

Au total, 78 337 ha de milieux humides ont été répertoriés le long du Saint-Laurent; 61 p. 100 de ceux-ci se retrouvent dans le tronçon fluvial, 12 p. 100 dans l'estuaire fluvial, 15 p. 100 dans le moyen estuaire et le Saguenay et 12 p. 100 dans l'estuaire maritime et le golfe. À lui seul, le lac Saint-Pierre contient plus du tiers de tous les milieux humides du Saint-Laurent, avec une superficie supérieure à 28 000 ha (Létourneau et Jean, 1996).

3.2.3.2 Les milieux riverains secs

Aucune étude ne traite spécifiquement des milieux riverains secs le long du Saint-Laurent. Dans la plupart des cas, les auteurs en traitent indirectement, puisqu'ils ne font pas la distinction entre la zone humide et la zone sèche des milieux riverains. La composition, la répartition et la superficie des différents milieux naturels en zone riveraine sèche ne sont donc pas connues. Certaines études traitant de l'état des rives permettent toutefois d'estimer la proportion des rives du Saint-Laurent qui sont encore à l'état naturel

dans les différents secteurs. À cet effet, des relevés de terrain réalisés au début des années 1990 ont montré que seulement 53 p. 100 des rives du tronçon fluvial et 61 p. 100 de celles de l'estuaire fluvial (incluant les îles) sont naturelles, c'est-à-dire non recouvertes d'une structure conventionnelle de protection contre l'érosion (muret, enrochement, remblai) (Argus, 1996a).

Par ailleurs, Picard *et al.* (1997) ont estimé le pourcentage de rives en végétation (par rapport aux rives en développement, en culture ou dénudées) dans les différents secteurs du Saint-Laurent, à partir des données de Dryade (1981). Ces résultats montrent que les milieux riverains naturels en végétation sont de plus en plus abondants à mesure que l'on progresse vers l'aval du Saint-Laurent. En effet, le pourcentage de rives en végétation était de 29 p. 100 dans le tronçon fluvial, 40 p. 100 dans l'estuaire fluvial, 52 p. 100 dans le moyen estuaire-Saguenay et 63 p. 100 dans l'estuaire maritime et le golfe.

3.2.4 L'utilisation des rives par le secteur agricole

3.2.4.1 L'occupation du sol le long du Saint-Laurent

Des Grands Lacs jusqu'au Golfe, le Saint-Laurent offre quelque 4200 km de rivage (CSL, 1996). Le paysage se retrouve plus ou moins fragmenté selon les secteurs et se caractérise par une utilisation très intense à des fins de développement urbain, forestier et agricole. Les activités agricoles le long du Saint-Laurent se répartissent entre Cornwall et Baie-Comeau sur la rive nord et la péninsule gaspésienne sur la rive sud. Ce territoire couvre quatre millions d'hectares dont 570 000 ha (environ 14 p. 100) étaient consacrés à l'agriculture en 1991. Les superficies utilisées à des fins agricoles dans le tronçon fluvial et l'estuaire fluvial représentaient alors respectivement 46 p. 100 et 41 p. 100 du territoire des municipalités riveraines (Statistique Canada, 1991a). Par ailleurs, l'agriculture occupait 44 p. 100 de la superficie d'une bande riveraine d'environ 10 km entre Cornwall et Tadoussac en 1989 (Bouchard et Millet, 1993). Les activités agricoles sont souvent exercées jusqu'aux abords des milieux riverains naturels reconnus pour leur grande productivité biologique.

Dans l'étude de Létourneau et Jean (1996), les différentes classes d'occupation du territoire sur un corridor riverain d'un kilomètre de large ont été cartographiées au moyen de la télédétection. Le tableau 3.8 présente les données de cette étude sur l'occupation du territoire en 1990-1991 pour le tronçon fluvial et l'estuaire fluvial.

C'est dans l'estuaire fluvial que les activités agricoles dans la bande riveraine sont les plus importantes. Le territoire utilisé pour l'agriculture domine l'occupation du sol de l'estuaire fluvial avec 57 p. 100 du milieu riverain sec, ce qui démontre l'omniprésence des

activités agricoles en bordure du Saint-Laurent dans ce secteur. Ce pourcentage s'établit à 37 p. 100 dans le tronçon fluvial²². À titre comparatif, le territoire urbanisé (zone bâtie) correspond à 31 p. 100 du tronçon fluvial et à seulement 16 p. 100 de l'estuaire fluvial, alors que le territoire forestier occupe 9 p. 100 du tronçon fluvial et 22 p. 100 dans l'estuaire fluvial.

TABLEAU 3.8
Répartition de l'occupation du territoire riverain en 1990-1991 (ha)

	TRONÇON FLUVIAL	ESTUAIRE FLUVIAL
Substrat dénudé	925,5	146,3
Agriculture	26 685,7	27 803,2
Forêt	6 328,8	10 704,7
Zone bâtie	22 133,5	7 872,7
Non classé et couverture nuageuse	15 722,1	2 184,0
Total milieu riverain sec	71 795,6	48 710,9
Milieux humides	47 686,2	9 194,7
TOTAL MILIEUX RIVERAINS SECS + MILIEUX HUMIDES	119 481,8	57 905,6

Remarque. - La catégorie agriculture comprend les zones de labour annuel, les zones de fourrage et de pâturage ainsi que les zones en friche, les zones de prairie sèche ainsi que les zones de phragmite. La catégorie zone bâtie peut comprendre des espaces urbains, des routes, des remblais ou des ponts.

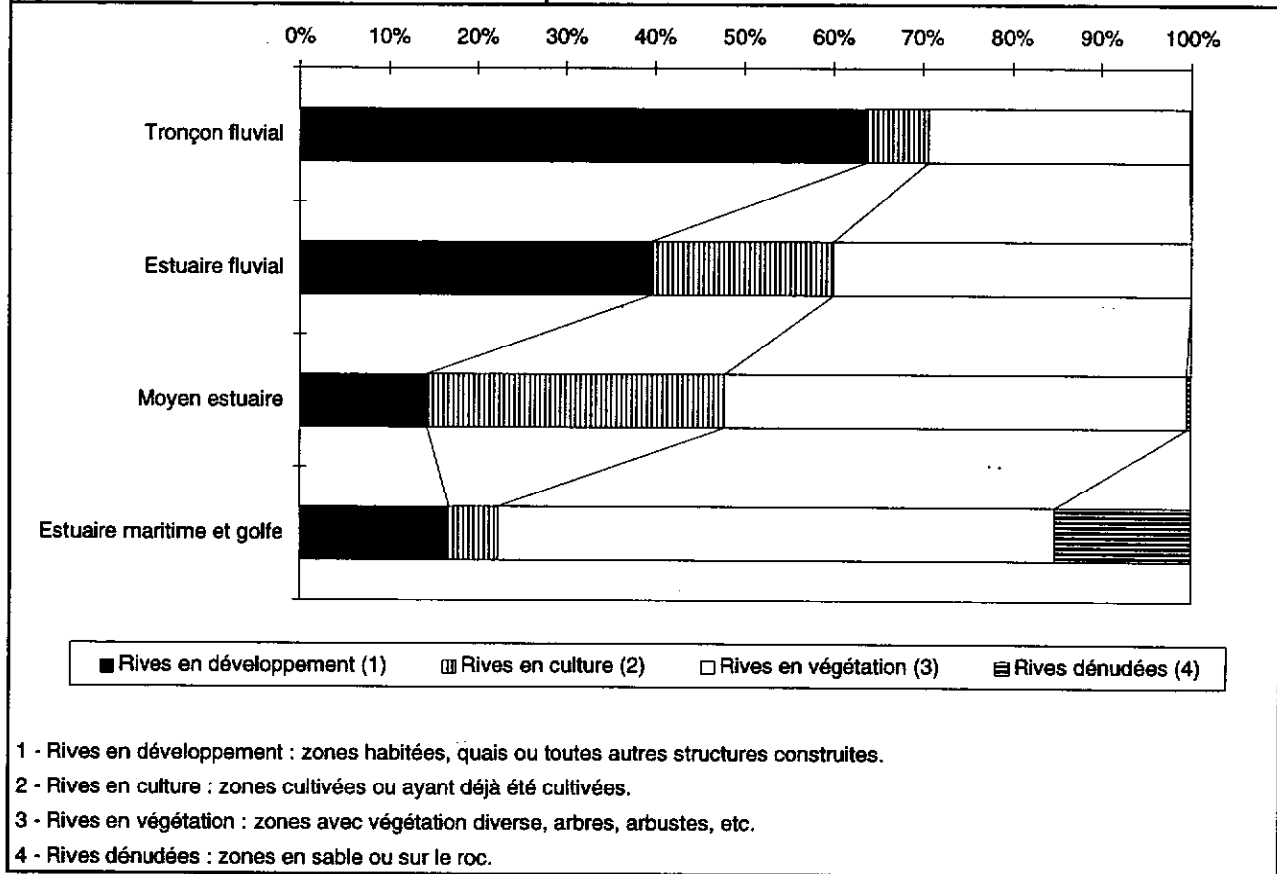
Source : À partir des données de Létoumeau et Jean, 1996.

Par ailleurs, l'étude de Picard *et al.* (1997) a évalué le niveau d'artificialisation des rives des différents tronçons du Saint-Laurent. Cette étude caractérise l'utilisation des rives selon quatre grands types (rives en développement, rives en culture, rives en végétation et rives dénudées) en se basant sur les données de Dryade (1980) qui fournissent une image des habitats riverains du fleuve à la fin des années 1970.

Les résultats (figure 3.7) montrent que les rives en culture représentent seulement 7 p. 100 des rives du tronçon fluvial, alors qu'elles constituent 20 p. 100 des rives de l'estuaire fluvial et 34 p. 100 de celles du moyen estuaire. Ce pourcentage tombe à 6 p. 100 en ce qui concerne l'estuaire maritime et le golfe. Dans le tronçon fluvial et l'estuaire fluvial, les rives en développement, reliées à l'urbanisation, sont plus abondantes que les rives en culture, alors qu'on observe une dominance des rives en culture dans le moyen estuaire.

²² Il faut souligner qu'une bonne proportion du territoire (22 p. 100) du tronçon fluvial n'a pu être classé ou analysé à cause de la présence d'une couverture nuageuse au moment de la prise de données.

FIGURE 3.7 Utilisation des rives du Saint-Laurent par section du fleuve



Remarque. - Le tronçon fluvial comprend les secteurs suivants : lac Saint-François, lac Saint-Louis, tronçon Montréal-Sorel ainsi que le lac Saint-Pierre.

Source : À partir des données de Picard et al., 1997; adapté de Dryade, 1980.

Les résultats diffèrent quelque peu selon l'étude considérée (figure 3.7). Cela peut s'expliquer par les méthodologies différentes; utilisation de photographies aériennes dans le cas de Picard *et al.* (1997), de la télédétection dans le cas de Létourneau et Jean (1996), et par les années d'échantillonnage différentes. Toutefois, les deux études se complètent et démontrent que l'importance relative de l'agriculture est plus grande dans l'estuaire fluvial que dans le tronçon fluvial.

L'étude de Picard *et al.* [1997] s'intéresse aux longueurs de rives et non aux superficies, ce qui peut aussi contribuer aux différences observées entre les résultats des deux études. Par exemple, dans un corridor riverain d'un kilomètre de large, on peut retrouver une zone agricole importante en superficie mais dont une faible proportion est vraiment riveraine. Comme les impacts physiques sur les habitats riverains (empiétements,

assèchement, etc.) sont associés à l'utilisation directe des rives, les résultats de l'étude de Picard *et al.* [1997] constituent probablement la meilleure indication de la pression de l'agriculture sur les habitats riverains. Selon cet indicateur, le moyen estuaire serait le secteur du Saint-Laurent le plus exposé aux modifications physiques d'habitats par l'agriculture²³, suivi de l'estuaire fluvial et du tronçon fluvial.

3.2.4.2 *Les affectations riveraines*

Le terme affectation du sol reflète principalement les orientations du développement futur telles que privilégiées par les instances locales et régionales, bien que dans certains cas il correspond à l'utilisation actuelle du territoire [Jourdain *et al.*, 1994]. Les affectations du territoire donnant immédiatement en bordure du fleuve, telles que déterminées dans les plans d'urbanisme ou les schémas d'aménagement, ont été compilées par secteur du fleuve à partir des informations disponibles à l'échelle des zones d'intervention prioritaire (ZIP). Le tableau 3.9 résume ces informations²⁴.

Ce tableau permet de constater que le pourcentage de rives affectées à l'agriculture ou à la forêt augmente vers l'aval. Il passe de 18 p. 100 dans le tronçon fluvial, à 36 p. 100 dans l'estuaire fluvial et à 37 p. 100 dans le moyen estuaire-Saguenay. Les affectations riveraines (tableau 3.9) montrent une répartition géographique similaire à celle de l'utilisation actuelle des rives le long du Saint-Laurent (figure 3.7). On peut donc s'attendre à ce que le moyen estuaire et l'estuaire fluvial demeurent, au cours des prochaines années, les secteurs du Saint-Laurent où les habitats riverains sont les plus exposés aux activités agricoles. Cependant, cette plus grande exposition n'implique pas nécessairement que les rives de l'estuaire sont plus menacées que celles du tronçon fluvial par les activités agricoles, puisque le risque pour les habitats riverains dépend du type d'agriculture et de la façon dont ces activités sont réalisées. Ainsi, bien qu'il y ait encore des marais qui présentent un potentiel d'endiguement dans le moyen estuaire, l'agriculture dans ce secteur est axée surtout sur la production laitière, et s'avère en général beaucoup moins agressive que dans le tronçon fluvial (Lepage, 1998).

²³ Il faut garder à l'esprit que l'on parle ici de modifications physiques d'habitats riverains et non de la pression globale exercée par les activités agricoles, qui peut être plus grande dans d'autres secteurs du Saint-Laurent.

²⁴ Les schémas d'aménagement et plans d'urbanisme n'utilisent pas toujours le même vocabulaire pour décrire les affectations. La définition de certaines affectations peut varier d'une MRC à l'autre. Selon certaines MRC, les affectations de parc-récréation et villégiature peuvent inclure certains secteurs voués à la conservation. De même, l'affectation agricole-forestier peut regrouper quelques fois (par exemple au lac Saint-Pierre) des secteurs de récréation et de conservation. Pour les fins de l'analyse des rapports techniques ZIP, les affectations des différents plans d'urbanisme et schémas d'aménagement ont été harmonisées.

TABLEAU 3.9
Répartition des affectations riveraines par secteur du Saint-Laurent et par zone d'intérêt prioritaire (ZIP)*

AFFECTATION DES RIVES						
SECTEUR DU FLEUVE (ZIP)	LONGUEUR TOTALE DES RIVES (KM)	Urbaine (km)	Industrielle (km)	Parc Récréation Villégiature (km)	Agricole Forestier (km)	Conservation (km)
Tronçon fluvial						
(1 et 2)	81,92	3,90	0,00	69,22	0,00	8,80
(3 et 4)	101,70	22,52	17,35	53,95	7,88	0,00
(5 et 6)	99,70	57,50	0,50	29,70	9,80	2,20
(7 et 8)	61,40	12,20	3,30	45,90	0,00	0,00
(9)	61,70	9,30	21,40	29,70	0,70	0,60
(10)	85,20	35,10	7,60	16,30	10,00	16,20
(11)	184,70	27,30	7,00	30,40	93,90	26,10
<i>Sous-total</i>	<i>676,32</i>	<i>167,82</i>	<i>57,15</i>	<i>275,17</i>	<i>122,28</i>	<i>53,90</i>
Estuaire fluvial						
(12-13)	306,46	118,39	18,50	24,61	142,76	2,20
(14)	212,30	46,00	13,70	81,10	41,50	30,00
<i>Sous-total</i>	<i>518,76</i>	<i>164,39</i>	<i>32,20</i>	<i>105,71</i>	<i>184,26</i>	<i>32,20</i>
Moyen estuaire et Saguenay						
(15-16-17)	540,00	61,00	6,00	55,00	276,00	142,00
(22 et 23)	469,50	45,50	6,00	271,00	97,00	50,00
<i>Sous-total</i>	<i>1009,50</i>	<i>106,50</i>	<i>12,00</i>	<i>326,00</i>	<i>373,00</i>	<i>192,00</i>
Estuaire maritime et golfe**						
(18)	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
(19-20-21)	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
<i>Sous-total</i>	<i>n.d</i>	<i>n.d</i>	<i>n.d</i>	<i>n.d</i>	<i>n.d</i>	<i>n.d</i>
TOTAL	2104,58	438,71	101,35	706,88	679,54	278,10

* La plupart du temps, le milieu insulaire est considéré à part sauf pour l'île d'Orléans et l'île Perrot qui sont intégrées aux données. Mises à part ces deux îles, le tableau ne comprend donc pas les milieux insulaires. Il faut également garder à l'esprit que dans le tronçon fluvial, le territoire couvert par les ZIP ne comprend pas les milieux riverains des rivières des Prairies et des Mille Îles.

** Pour l'estuaire maritime et le golfe, la longueur des rives pour chaque affectation n'est pas calculée à cause de l'échelle de travail; rives agricoles et forestières en grande majorité (Bibeault *et al.*, 1996).

Sources : À partir des données de Auclair *et al.*, 1991; Bibeault et Jourdain, 1995; Bibeault *et al.*, 1996; Bibeault *et al.*, 1997; Gratton, 1997; Gratton et Bibeault, 1998; Jourdain *et al.*, 1994; Jourdain *et al.*, 1995a; Jourdain *et al.*, 1995b; Jourdain et Bibeault, 1995; Jourdain et Gratton, 1997; Jourdain 1997.

3.2.5 Les modifications et les pertes d'habitats riverains

Les principales pressions agricoles susceptibles d'affecter les milieux riverains sont l'empiétement et le remblayage, l'irrigation, le profilage et le recalibrage de cours d'eau, le déboisement des rives, l'érosion hydrique, le pâturage, et la fragmentation des habitats.

Ces pratiques peuvent mener à :

- l'assèchement des zones humides;
- la destruction d'habitats fauniques;
- la détérioration esthétique et l'excès de turbidité dans les cours d'eau;

- le réchauffement de l'eau et la modification des communautés biologiques ;
- l'envasement des cours d'eau et des frayères.

Le milieu riverain, à cause d'un sol riche en éléments nutritifs, possède une valeur inestimable pour la culture. Afin d'augmenter leur production céréalière ou fourragère, certains agriculteurs exploitent ce milieu en coupant la végétation naturelle, en drainant le sol et en faisant des travaux d'endiguement pour contrôler les inondations. Ces activités peuvent avoir comme conséquence immédiate d'éliminer la zone sèche du milieu riverain naturel et de perturber la zone humide (Vandal et Huot, 1985). De plus, l'enlèvement de la végétation riveraine favorise l'érosion des berges. Guidés par des objectifs de productivité et de rentabilité, les agriculteurs ont donc créé un cadre propice à la détérioration des habitats le long du Saint-Laurent (Cadrin, 1993).

De telles perturbations du milieu naturel s'observent surtout le long des cours d'eau tributaires du Saint-Laurent, dans les régions à vocation agricole. Cependant, la superficie de territoire vouée aux activités agricoles en bordure du Saint-Laurent n'est pas négligeable. En effet, 20 p. 100 des rives de l'estuaire fluvial et 34 p. 100 de celles du moyen estuaire sont en culture (figure 3.7). Dans le tronçon fluvial, les terres riveraines du lac Saint-Pierre sont aussi à vocation agricole en plusieurs endroits. Des impacts sur les habitats riverains sont donc susceptibles d'être observés non seulement sur les rivières tributaires mais aussi tout le long du Saint-Laurent. Un exemple d'impact attribuable aux pratiques agricoles en bordure du fleuve concerne l'altération du couvert de nidification des oiseaux sur les terres en culture et dans les pâturages. En effet, bien qu'ils aient une valeur faunique plus faible que les habitats naturels, les milieux agricoles sont tout de même utilisés par la sauvagine et par d'autres espèces d'oiseaux (comme le Goglu, le Carouge à épauettes ou la Sturnelle des prés) en période de reproduction. En ce qui concerne les habitats associés au fleuve, les îles comprises entre Montréal et Sorel, dans le tronçon fluvial, sont grandement affectées à ce niveau compte tenu de leur grande importance en tant qu'habitat de nidification pour la sauvagine. Ainsi, les activités de fauchage et de labourage de même que le broutage dans les champs par le bétail affectent le couvert végétal du printemps suivant (végétation résiduelle au sol réduite ou même absente, croissance de la végétation annuelle retardée et présence de tiges plus petites et moins denses), ce qui a pour conséquences de rendre le milieu moins propice à la nidification des oiseaux, en particulier la sauvagine, et par le fait même de réduire la densité des nids ainsi que le succès de nidification (Bélanger, 1991).

Plusieurs études ont tenté de déterminer l'importance des modifications physiques d'habitats le long du Saint-Laurent. La firme Dryade (1981) a fait l'analyse des

modifications relatives à l'action humaine ayant affecté le milieu riverain entre Cornwall et Pointe-des-Monts de 1945 à 1976. Cette étude a été réalisée à partir de photographies aériennes et de cartes de base et concerne principalement les milieux humides, c'est-à-dire le littoral du Saint-Laurent. Selon ces résultats, 3643 hectares (ha) de milieux humides riverains ont été perdus au profit de diverses activités humaines pendant cette période. Soixante-quinze pour cent (75 p. 100) de ces modifications se seraient produites entre 1961 et 1976, et 25 p. 100 entre 1945 et 1960. Le secteur le plus touché par ces modifications est celui de Cornwall-Grondines avec 72 p. 100 du total des superficies perdues, suivi de la région qui s'étend de Grondines à Baie-Saint-Paul sur la rive nord et à La Pocatière sur la rive sud avec 17 p. 100 et du secteur Baie-Saint-Paul-La Pocatière, Pointe-des-Monts-Matane avec 11 p. 100.

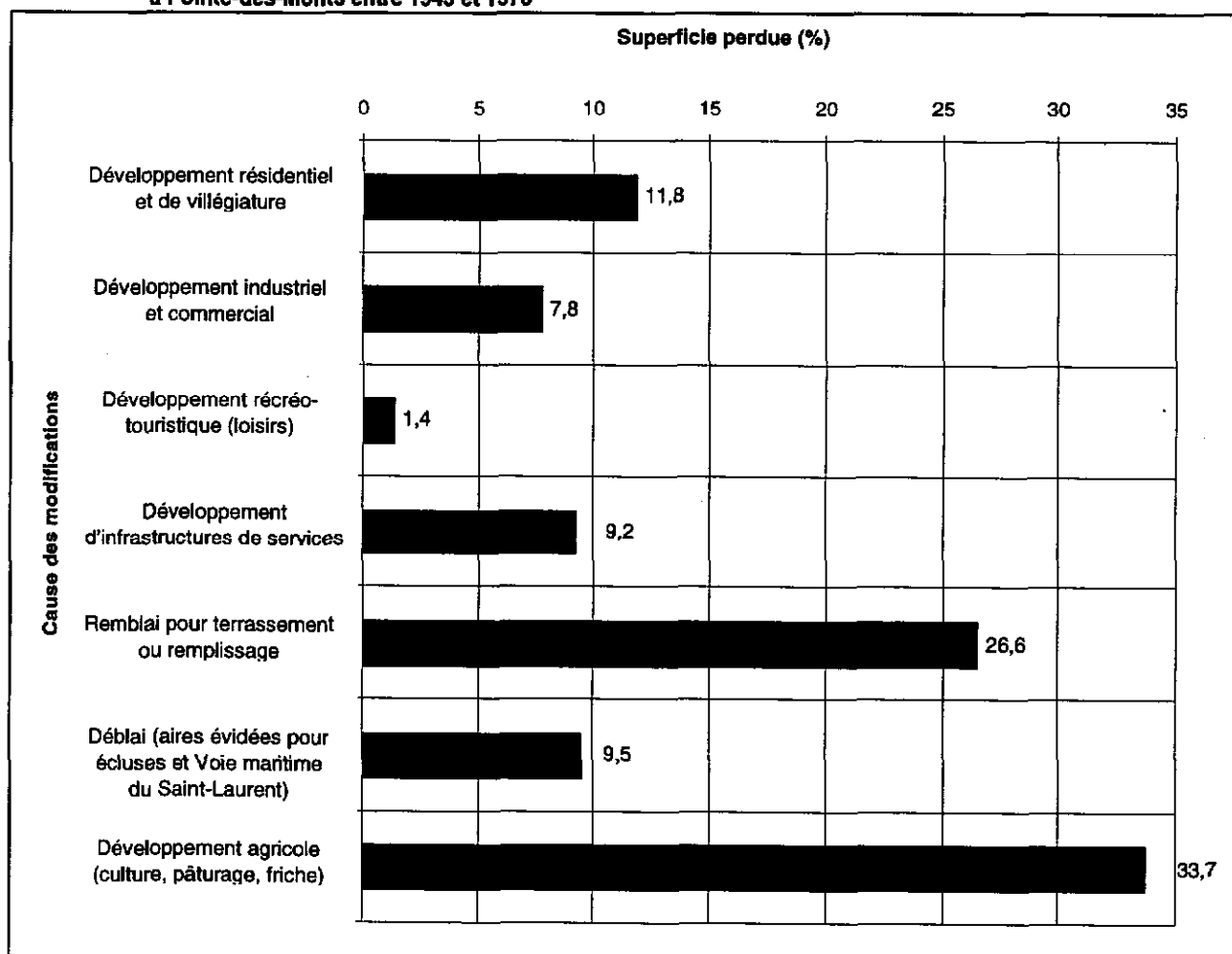
La figure 3.8 illustre la répartition de ces modifications d'habitats selon le type d'activités humaines concernées. Le développement agricole constitue la deuxième plus importante cause de perturbation des habitats riverains du Saint-Laurent pendant cette période, avec 33,7 p. 100 des modifications répertoriées, ce qui représente près de 1230 ha. L'urbanisation (et les activités qui s'y rattachent) demeure la principale pression sur les milieux humides et serait responsable d'environ 57 p. 100 des modifications d'habitats répertoriées au cours de cette période.

D'autres études se sont intéressées aux modifications physiques subies par l'habitat du poisson entre 1945 et 1988 le long du Saint-Laurent (Marquis *et al.*, 1991; Robitaille *et al.*, 1988). Selon ces études, l'habitat du poisson a subi des modifications physiques sur une superficie de 20 856 ha au cours de cette période. Presque 40 p. 100 de cette superficie (8393 ha) concerne les milieux riverains (herbiers immergés, herbiers riverains, arborales et arbustives humides, barachois, etc.), et 60 p. 100 les milieux d'eau profonde. Les modifications des milieux riverains auraient été causées par des activités de remblayage (49 p. 100), d'assèchement (20 p. 100), d'empiètement (12 p. 100), de dragage et dépôt de déblais de dragage (12 p. 100) et par des modifications de l'écoulement (7 p. 100).

L'assèchement étant le plus souvent relié aux activités agricoles, on estime qu'environ 20 p. 100 des modifications d'habitats riverains, soit 1679 ha, auraient été causées par l'agriculture en bordure du Saint-Laurent. Cette estimation se rapproche de celle de Dryade (1981), bien que les méthodologies d'analyse et les périodes couvertes soient différentes. Les secteurs où les assèchements d'habitats (toutes causes confondues) ont été les plus importants sont les lacs Saint-Louis et Saint-François (543 ha), le secteur du lac Saint-Pierre (388 ha), l'estuaire du Saint-Laurent (en particulier les régions de L'Islet,

Kamouraska et Rivière-du-Loup-Rimouski avec respectivement 225 ha, 120 ha et 84 ha), ainsi que le tronçon Boucherville-Sorel (292 ha) (Robitaille *et al.*, 1988; Marquis *et al.*, 1991; Burton, 1991). Il semble toutefois que les assèchements d'habitats aux lacs Saint-Louis et Saint-François ne seraient pas attribuables aux activités agricoles, mais plutôt à l'urbanisation.

FIGURE 3.8 Répartition des modifications des milieux riverains reliées aux activités humaines de Cornwall à Pointe-des-Monts entre 1945 et 1976



Source : DRYADE, 1981.

On évalue que les pertes de milieux humides le long du Saint-Laurent depuis 1976 totalisent entre 500 et 1000 hectares (Lehoux, 1998). La plus grande partie de ces pertes seraient attribuables à l'installation d'aboteaux dans le moyen estuaire au cours des années 1980. Actuellement, on estime que l'érosion constitue la principale menace pour les habitats riverains du Saint-Laurent. Ce phénomène serait responsable à lui seul de la perte d'environ 60 hectares d'habitats riverains chaque année pour la zone incluant le tronçon fluvial et l'estuaire fluvial (Lehoux, 1996). Les principales causes de l'érosion le long du Saint-Laurent sont les variations des niveaux d'eau, les vagues produites par les bateaux et le vent, les glaces et le courant fluvial. Les activités agricoles peuvent favoriser les processus d'érosion à cause du déboisement des rives qu'elles entraînent, mais elles ne constituent pas une cause majeure d'érosion le long du Saint-Laurent.

3.3 Synopsis

Le tableau 3.10 présente un résumé des liens entre l'agriculture et l'état du Saint-Laurent. Globalement, les informations permettent de préciser dans une large mesure l'influence de l'agriculture sur l'état du Saint-Laurent et d'éclairer la problématique. Cependant, les informations actuelles ne permettent pas d'apprécier certains effets locaux des différents affluents drainant des territoires à vocation agricole sur le Saint-Laurent. Ces effets pourraient être supérieurs à ce que les résultats du suivi des grandes masses d'eau du fleuve laissent croire. À cet égard, il faut aussi tenir compte que le portrait réalisé avec les informations sur la qualité de l'eau couvrant des périodes antérieures à 1995 ne reflètent pas nécessairement la situation actuelle en raison des travaux d'assainissement réalisés depuis la fin des années 1980. Par ailleurs, la synthèse et l'analyse montrent que dans le cas du phosphore, l'effet des apports agricoles est complexe et dynamique et qu'il y a une incertitude sur la contribution réelle de l'agriculture à l'eutrophisation du Saint-Laurent à l'échelle globale et localement. Cette contribution n'est pas nécessairement proportionnelle aux apports agricoles à l'enrichissement en phosphore total dans le Saint-Laurent.

TABLEAU 3.10

Synthèse des constats relatifs aux liens entre les pressions agricoles et l'état du Saint-Laurent

COMPOSANTES DU MILIEU	CONSTATS
Qualité de l'eau L'azote	<p>Les activités agricoles contribuent à la contamination du Saint-Laurent et de ses affluents par l'azote et, dans certaines rivières, de façon importante. La charge en azote total attribuée aux activités agricoles est évaluée respectivement à 73, 48, 34 et 76 p. 100 des flux nets à l'embouchure des rivières Yamaska, L'Assomption, Chaudière et Boyer. Les apports provenant de l'entreposage inadéquat d'une partie des fumiers et des lisiers apparaissent encore comme une source importante d'azote.</p> <p>Des tendances à la hausse des teneurs en nitrites-nitrates entre 1979 et 1994 sont observées à l'embouchure de certains affluents drainant des terres à vocation agricole (rivières Yamaska, L'Assomption, Etchemin, Saint-François et Châteauguay), alors que les concentrations d'azote ammoniacal sont à la baisse pour les rivières Yamaska, L'Assomption et Bécancour. Par contre, les concentrations médianes (1989-1994) de nitrites-nitrates demeurent largement au-dessous du critère de protection pour l'approvisionnement en eau brute. Des dépassements occasionnels du critère d'approvisionnement en eau brute (entre 2 et 12 p. 100 des mesures) pour l'azote ammoniacal ont été observés pour les rivières Etchemin, Chaudière, Bécancour, Nicolet, Yamaska, Richelieu, L'Assomption et Saint-Maurice au cours des années 1995 à 1998.</p> <p>La situation de l'azote dans les eaux douces du Saint-Laurent n'est pas préoccupante pour la santé humaine et la protection de la vie aquatique. Aucun dépassement de critère pour les nitrites-nitrates et l'azote ammoniacal n'a été observé. Dans le cas de l'azote ammoniacal, les dépassements occasionnels du critère pour l'approvisionnement en eau brute qui pourraient encore survenir à l'embouchure de certains affluents n'auront un effet que très local en raison du grand pouvoir de dilution du Saint-Laurent. En milieu marin, les informations disponibles n'indiquent aucun signe d'eutrophisation de l'estuaire et du golfe en relation avec les apports d'azote par les eaux douces du Saint-Laurent et aucune influence directe des apports des affluents n'a été démontrée en zone côtière. Certaines indications suggèrent que les rejets agricoles ne domineraient pas les apports d'azote d'origine anthropique sur le territoire à l'étude dans le milieu marin.</p>
Le phosphore	<p>Les activités agricoles contribuent à l'enrichissement en phosphore du Saint-Laurent et de ses affluents ; pour certaines rivières, cette contribution peut être très importante. La charge en phosphore total attribuée aux activités agricoles est évaluée respectivement à 75, 52, 56 et 63 p. 100 des flux nets à l'embouchure des rivières Yamaska, L'Assomption, Chaudière et Boyer. L'entreposage inadéquat des fumiers et des lisiers constitue encore une source de contamination importante, en particulier pour le phosphore dissous, malgré une amélioration de la qualité de l'eau enregistrée suite à la construction de structures d'entreposage dans beaucoup d'établissements agricoles.</p> <p>Malgré les tendances à la baisse observées entre 1979 et 1994 à l'embouchure de plusieurs rivières (Chaudière, Yamaska, L'Assomption, Saint-François, Nicolet, Bécancour, Jacques-Cartier et Saint-Maurice), les concentrations médianes (1989-1994) de phosphore total dépassent le critère de protection de la vie aquatique. Les fréquences de dépassement du critère entre 1995 et 1998 étaient supérieures à 85 p. 100 pour les rivières Yamaska, Châteauguay et L'Assomption, et entre 20 et 50 p. 100 pour la plupart des autres rivières.</p> <p>Dans le Saint-Laurent, la tendance à la baisse des teneurs en phosphore s'est poursuivie à une majorité de stations entre 1990 et 1997. Celle-ci est accompagnée d'une baisse des fréquences de dépassement du critère de protection de la vie aquatique entre 1990-1991 et 1995-1996, bien qu'une augmentation des fréquences de dépassement d'amont en aval était toujours perceptible en 1995-1996, sans signe cependant d'un accroissement dans les concentrations. La tendance à la baisse des indicateurs d'eutrophisation dans les sédiments des lacs Saint-François et Saint-Louis, enregistrée depuis 1960, est associée à l'amélioration de la qualité de l'eau suite à la réglementation sur les teneurs en phosphore dans les détersifs et à l'assainissement des eaux usées municipales.</p>

COMPOSANTES DU MILIEU	CONSTATS
Le phosphore (suite)	<p>Les informations disponibles montrent que les apports agricoles contribueraient autant sinon plus que les rejets municipaux à la charge de phosphore d'origine anthropique affectant le Saint-Laurent. L'influence des affluents drainant des territoires agricoles sur la qualité de l'eau semble plus apparente dans le secteur du lac Saint-Pierre. Le phosphore d'origine agricole est dominé par la forme particulaire et les apports surviennent principalement lors des crues d'automne et de printemps, au cours desquelles les matières en suspension sont charriées sur de très grandes distances jusqu'au milieu marin. Les apports d'origine agricole, en particulier la fraction soluble, sont moins importants en été, une période critique pour la croissance des algues et de la végétation aquatique, et pourraient même être inférieurs aux apports provenant des eaux usées municipales. Toutefois, la saturation graduelle des sols en phosphore suite à l'épandage répété d'engrais en surplus des besoins agronomiques pourrait, à plus ou moins long terme, avoir comme conséquence une augmentation du phosphore soluble d'origine agricole dans le Saint-Laurent.</p>
Les micro-organismes	<p>L'agriculture semble peu contribuer à la mauvaise qualité bactériologique du Saint-Laurent et son influence serait locale. Dans les bassins versants à vocation agricole, l'entreposage inadéquat des fumiers et des lisiers, ainsi que de mauvaises techniques de fertilisation et de travail du sol ont une incidence forte sur la contamination bactériologique des eaux de surface par l'agriculture.</p> <p>La contamination bactériologique de l'eau dans les affluents du Saint-Laurent montrent l'importance de la prise en compte des objectifs de récupération et de protection des usages à l'échelle locale et régionale dans l'assainissement agricole. Finalement, les informations actuelles ne permettent pas d'établir le rôle de la contamination d'origine agricole du Saint-Laurent dans l'émergence de certains agents pathogènes et maladies au Québec.</p>
Les matières en suspension	<p>Bien que l'agriculture dans les bassins versants des affluents du Saint-Laurent contribue à la charge de matières en suspension du fleuve, les informations actuelles ne permettent pas de déterminer avec certitude l'ordre de grandeur de la portion reliée à l'agriculture de façon générale et aux différentes activités agricoles de façon plus spécifique. Les concentrations de matière en suspension dans le Saint-Laurent ne sont pas à des niveaux préoccupants et aucun effet néfaste ne leur est actuellement attribué.</p>
Les pesticides	<p>L'utilisation des pesticides en agriculture contribue fortement à la contamination des eaux de surface par ces produits dans les bassins agricoles des affluents du Saint-Laurent. Parmi les nombreux pesticides mesurés, seule l'atrazine dépasse occasionnellement le critère de protection de la vie aquatique en période estivale à l'embouchure de certaines rivières, en particulier pour la rivière Yamaska.</p> <p>L'atrazine, la cyanazine, la simazine et le métolachlore sont les quatre herbicides, parmi les pesticides organophosphorés et de type triazine analysés qui ont été détectés dans le Saint-Laurent. Ceux-ci sont parmi les herbicides les plus utilisés en agriculture au Québec. Les Grands Lacs constituent la plus grande source d'atrazine, de cyanazine et de simazine pour le Saint-Laurent. Les affluents contribuent modérément à la charge d'atrazine (7 p. 100) et de façon plus importante à la charge de métolachlore (30 p. 100) observée à Québec.</p> <p>Sans tenir compte des pesticides organochlorés dont l'usage est interdit, les informations disponibles montrent que la situation des pesticides dans le Saint-Laurent n'apparaît pas dans l'ensemble néfaste pour la vie aquatique et la santé humaine. Les concentrations d'atrazine, de cyanazine, de simazine et de métolachlore sont largement inférieures aux critères de protection de la vie aquatique et pour la consommation humaine. L'effet additif de ces pesticides est également au-dessous du seuil pour un effet attendu sur le milieu aquatique. Toutefois, il est possible que localement dans les zones d'influence des panaches des affluents drainant des territoires où l'agriculture est importante, en particulier pour la rivière Yamaska, les dépassements du critère pour l'atrazine et les concentrations relativement élevées du groupe des herbicides triaziniques puissent affecter la vie aquatique du Saint-Laurent (effet additif). Les deux pesticides organochlorés très faiblement utilisés en agriculture au Québec (le lindane et l'endosulfan; environ 1 p. 100 des ventes de pesticides) ne semblent pas augmenter entre Cornwall et Québec et les concentrations sont sous les critères de toxicité chronique</p>

**COMPOSANTES
DU MILIEU****CONSTATS**

Milieux riverains	<p>En 1989, l'agriculture occupait 44 p. 100 de la superficie d'une bande riveraine de 10 km de chaque côté des rives du fleuve entre Cornwall et Tadoussac.</p> <p>Plus de 3500 ha de milieux riverains humides ont été perdus au profit de diverses activités humaines entre 1945 et 1976 le long du Saint-Laurent. Environ 34 p. 100 de ces pertes, soit 1228 ha, seraient attribuables au développement agricole. Depuis 1976, les pertes de milieux humides aux abords du Saint-Laurent sont évaluées à 500-1000 hectares, dont une grande partie est attribuée à l'installation d'aboteaux dans le moyen estuaire. Par ailleurs, on estime qu'environ 20 p. 100 des modifications de l'habitat du poisson en milieu riverain, soit 1679 ha, auraient aussi été causées par l'agriculture entre 1945 et 1988. En plus des modifications physiques anthropiques directes, l'érosion constitue une grave menace pour les milieux riverains du Saint-Laurent. Ceci concerne très peu les activités agricoles..</p>
-------------------	--

Commentaires

- L'importance des charges polluantes générées par les sources agricoles est très variable et dépend de nombreux facteurs, tels les événements pluviaux, le type et l'usage du sol, la topographie, la densité et la proximité du réseau hydrographique, ainsi que des techniques de fertilisation et de travail du sol qui sont utilisées et la présence de structures d'entreposage des fumiers et lisiers adéquates.
- Les informations actuelles ne permettent pas de préciser la contribution de chacune des activités agricoles à la contamination du Saint-Laurent, ainsi que la part attribuable aux pratiques agricoles inadéquates.
- Les résultats de la qualité de l'eau (concentration, tendance et dépassement des critères de qualité) pour les descripteurs conventionnels (particulièrement pour le phosphore et l'azote) couvrant la période antérieure à 1995 ne reflète pas nécessairement l'amélioration qui a pu survenir suite aux travaux d'assainissement réalisés entre 1989 et 1994 principalement dans le secteur municipal mais aussi agricole (l'amélioration des conditions d'entreposage des fumiers et lisiers) et industriel.
- La méthode utilisée pour filtrer le phosphore particulaire du phosphore dissous a pour effet de sous-estimer le premier et de surestimer le deuxième par rapport aux standards reconnus. En raison de la problématique particulière du phosphore, il y aurait lieu de préciser le bilan et les variations annuelles des différentes formes de phosphore en fonction des sources, ainsi que le degré d'eutrophisation du Saint-Laurent, dans l'évaluation de la contribution des pressions agricoles sur l'enrichissement en phosphore du Saint-Laurent.
- L'échantillonnage actuel de la qualité de l'eau du Saint-Laurent pour les descripteurs conventionnels est structuré pour suivre les grandes masses d'eau du fleuve, ce qui ne permet pas d'évaluer les effets locaux des différents affluents sur la qualité de l'eau et la vie aquatique dans les zones de plus grande influence de leur panache de diffusion.
- Les informations disponibles sur les pesticides autres que les organochlorés dans le Saint-Laurent et à l'embouchure des affluents traversant des territoires à vocation agricole ne couvrent pas des périodes relativement longues et ne portent pas sur toutes les rivières et tous les secteurs sensibles du fleuve. De plus, les informations sur la persistance de ces pesticides dans l'eau apparaissent en partie déficientes et celles sur les effets combinés (effets additifs, antagonistes et synergiques) sont limitées.
- Dans l'ensemble, l'agriculture affecte plus fortement les rivières tributaires du Saint-Laurent que celui-ci. Par ailleurs, l'agriculture en rive du Saint-Laurent étant de faible importance, les effets observés sont locaux.