



Suivi environnemental du

Complexe La Grande

Rapport synthèse 1978-2000

**Évolution des teneurs en
mercure dans les poissons**

Rapport conjoint :

DIRECTION BARRAGES ET ENVIRONNEMENT

HYDRO-QUÉBEC PRODUCTION

ET

GROUPE CONSEIL GENIVAR INC.

DÉCEMBRE 2002

Auteur(s) et titre (pour fins de citation) :

SCHETAGNE, R., THERRIEN, J. LALUMIÈRE, R., 2002. Suivi environnemental du complexe La Grande. Évolution des teneurs en mercure dans les poissons. Rapport synthèse 1978-2000. Groupe conseil GENIVAR inc. et direction Barrages et Environnement, Hydro-Québec Production. 193 p. et annexe.

Résumé :

Un programme de suivi environnemental a été mis en place afin d'évaluer les changements physiques, chimiques et biologiques causés par l'aménagement du complexe hydroélectrique de La Grande Rivière. Le suivi des teneurs en mercure des poissons est devenu une composante régulière de ce programme dès que l'augmentation des teneurs en mercure des poissons fut observée. Les objectifs spécifiques du suivi du mercure étaient d'évaluer l'évolution temporelle du phénomène dans les différents types de milieux modifiés, d'informer les consommateurs de poissons et d'améliorer les méthodes de prévision des impacts des futurs projets.

Les principaux objectifs du suivi des teneurs en mercure des poissons du complexe La Grande ont tous été atteints. Ce suivi a permis de bien cerner l'ampleur et la durée du phénomène, les principaux processus en jeu, ainsi que les facteurs physiques et biologiques qui les contrôlent. La mise en eau des réservoirs entraîne une forte augmentation des teneurs en mercure dans les poissons de ceux-ci et des secteurs recevant leurs eaux, par des facteurs variant généralement de 3 à 7 par rapport à celles obtenues pour les milieux naturels. Le phénomène est cependant temporaire, le retour à des teneurs représentatives des milieux naturels étant généralement complété 10 à 20 ans après l'inondation chez les espèces non piscivores. Pour les espèces piscivores, ce retour serait complété après 20 à 30 ans. Les Cris du Québec ont continuellement été informés des teneurs en mercure des poissons du complexe La Grande, dans le contexte de la Convention sur le Mercure (1986) signée par les Cris du Québec, le gouvernement du Québec, la SEBJ et Hydro-Québec. Un guide de consommation des poissons du complexe La Grande a été produit selon les critères d'exposition établis par le Conseil cri de la Santé et des Services sociaux de la Baie James, à l'aide des données récoltées au cours du suivi. Les pêcheurs sportifs ont également été informés des teneurs en mercure des poissons du complexe La Grande, car les données du suivi ont été régulièrement intégrées au Guide de consommation du poisson de pêche sportive en au douce du Québec. Le développement de deux modèles de prévision des teneurs en mercure des poissons des réservoirs démontre bien l'atteinte du troisième objectif, qui était d'améliorer les méthodes de prévision des impacts des futurs projets.

L'impossibilité d'appliquer des mesures d'atténuation, permettant de réduire les teneurs en mercure des poissons, a mené à la mise en application de mesures de compensation, dans le contexte de la Convention sur le Mercure (1986), visant la récolte de poissons et d'autres ressources fauniques à faible teneur en mercure. Ces mesures ont contribué à réduire l'exposition des Cris au mercure tout en encourageant leurs activités traditionnelles d'exploitation des ressources.

Mots clés : Mercure/Poissons/Complexe hydroélectrique/La Grande/Québec/baie James/réservoir/milieu à débit réduit/milieu à débit augmenté/régression polynomiale/grand brochet/doré jaune/grand corégone/meunier rouge.

Liste de distribution : Ministère de l'Environnement du Québec; Comité consultatif pour l'environnement de la Baie James; Comité d'examen; Administration régionale cri; Communautés crie; Société Makivik; Société de la Faune et des parcs du Québec; Société d'énergie de la Baie James; Société de développement de la Baie James; Municipalité de la Baie James; Comité conjoint chasse, pêche et trappage; Association canadienne de l'électricité; Ministère des Pêches et des Océans du Canada; Ministère de l'Environnement du Canada; Ministère de la Santé et des Services sociaux du Québec; Ministère de la Santé et du Bien-être social du Canada; Unités d'environnement et de relation avec le milieu des divisions d'Hydro-Québec; Centre de documentation de la Direction Environnement d'Hydro-Québec.

Version : finale

Code de diffusion : interne-externe

Date : décembre 2002

Cote au Centre de documentation Environnement d'Hydro-Québec : HQ-2002-148

Équipe de réalisation

Hydro-Québec Production (Direction Barrages et Environnement)

Responsables de l'étude : Robert Denis
Danielle Messier
Chargé du programme Mercure : Roger Schetagne

Groupe conseil GENIVAR inc.

Chargé de projet : Jean Therrien
Collaborateur : Richard Lalumière

Responsables des travaux de terrain : Jacques Mercier
Daniel Dussault
Responsable de la cartographie : Diane Gagné
Assistance cartographique : Christian Savard
Johanne Boulanger

Traitement statistique et informatique : Gilles Tremblay
Jean Therrien
Georges Morin

Traitement de texte : Sylvie Daigle

Assistance technique :	Guy Allard	Magaly Harvey
(terrain et bureau)	Alain Beauregard	Roger Hovington
	Patrice Bégin	Yves Laporte
	Éric Braün	Claude Lemieux
	Rémi Bureau	Jacques Mercier
	Isabelle Charest	Gaétan Morissette
	Robert Côté	Paul Ratt
	Jean-François Doyon	Hugo Royer
	Jean-Claude Deslandes	François Sabourin
	Daniel Dussault	Mario Savard
	Estel Grimard	Nathalie Guérard

No référence Hydro-Québec : 25034-2000-001C
No référence du consultant : Q93585

TABLE DES MATIÈRES

	Page
Sommaire	iii
Équipe de réalisation.....	iv
Table des matières.....	v
Liste des tableaux	viii
Liste des figures	x
Annexe.....	xiii
Carte (EN POCHETTE).....	xiii
 1. INTRODUCTION	 1
1.1 DESCRIPTION DU MILIEU ET DES AMÉNAGEMENTS HYDROÉLECTRIQUES.....	2
1.1.1 Phase I (1973-1985)	5
1.1.2 Phase II (1987-1996).....	5
1.2 HISTORIQUE ET JUSTIFICATION DU SUIVI	9
1.2.1 Phase I.....	9
1.2.2 Phase II.....	11
1.3 OBJECTIFS	12
1.4 PARTICULARITÉS DU SUIVI MERCURE.....	13
2. PRÉVISION DES IMPACTS	15
2.1 HYPOTHÈSES ET PRÉVISIONS PRÉSENTÉES EN PHASE I	15
2.2 ÉTUDES D'IMPACT DE LA PHASE II.....	19
2.3 MESURES D'ATTÉNUATION ET DE COMPENSATION	22
3. MÉTHODES	27
3.1 STRATÉGIE D'ÉCHANTILLONNAGE	27
3.2 MESURES ET PRÉLÈVEMENTS EFFECTUÉS SUR LES POISSONS.....	33
3.3 ANALYSES	35
3.4 TRAITEMENT STATISTIQUE	38
4. ÉTAT DE RÉFÉRENCE	45
4.1 CHEMINEMENT DU MERCURE DANS LES ÉCOSYSTÈMES NATURELS DU NORD DU QUÉBEC	45
4.2 RÉGION DU COMPLEXE LA GRANDE	50
4.3 RÉGION DES GRANDE ET PETITE RIVIÈRES DE LA BALEINE	59

TABLE DES MATIÈRES (SUITE)

	<i>Page</i>
4.4 RÉGION DES RIVIÈRES NOTTAWAY, BROADBACK ET RUPERT	59
4.5 COMPARAISON ENTRE LES DIFFÉRENTES RÉGIONS DU TERRITOIRE DE LA BAIE-JAMES ET DU NORD QUÉBÉCOIS	62
4.6 COMPARAISON AVEC D'AUTRES RÉGIONS AU QUÉBEC ET AU CANADA	67
5. RÉSULTATS ET DISCUSSION.....	71
5.1 RÉSERVOIRS	71
5.1.1 Modifications physiques	71
5.1.2 Modifications physico-chimiques et biologiques	73
5.1.3 Cheminement du mercure en réservoirs	79
5.1.4 Réservoirs de la Phase I du complexe La Grande	83
5.1.4.1 Évolution de la teneur en mercure dans les poissons	83
5.1.4.2 Durée du phénomène d'augmentation des teneurs en mercure des poissons des réservoirs	94
5.1.4.3 Facteurs expliquant les différences observées entre les principaux réservoirs de la Phase I.....	100
5.1.4.4 Variabilité spatiale interne des réservoirs	104
5.1.4.5 Principaux enseignements du suivi des réservoirs de la phase I.....	108
5.1.4.6 Évaluation des prévisions	108
5.1.5 Réservoirs de la Phase II du complexe La Grande	110
5.1.5.1 Évolution de la teneur en mercure dans les poissons	110
5.1.5.2 Principaux enseignements du suivi des réservoirs de la phase II.....	120
5.1.5.3 Évaluation des prévisions	120
5.2 MILIEUX À DÉBIT RÉDUIT	124
5.2.1 Modifications physiques	124
5.2.2 Modifications physico-chimiques et biologiques	125
5.2.3 Évolution des teneurs en mercure dans les poissons des rivières Eastmain et Opinaca.....	127
5.2.4 Évolution des teneurs en mercure dans les poissons de la rivière Vincelotte	130
5.2.5 Évolution des teneurs en mercure dans les poissons de la rivière Caniapiscou	130
5.2.6 Principaux enseignements du suivi des rivières à débit réduit	135

TABLE DES MATIÈRES (SUITE)

	<i>Page</i>
5.3 VOIES DE DÉRIVATION.....	135
5.3.1 Modifications physiques	136
5.3.2 Modifications physico-chimiques et biologiques dans la voie de dérivation Eastmain-Opinaca-La Grande.....	136
5.3.3 Évolution des teneurs en mercure des poissons de la dérivation Eastmain-Opinaca-La Grande	137
5.3.4 Évolution des teneurs en mercure des poissons de la dérivation Laforge.....	140
5.3.5 Principaux enseignements du suivi des voies de dérivation.....	143
5.4 AVAL IMMÉDIAT DES RÉSERVOIRS	143
5.4.1 Aval du réservoir Robert-Bourassa.....	143
5.4.2 Aval immédiat des autres réservoirs.....	147
5.4.3 Principaux enseignements du suivi de l'aval immédiat des réservoirs	149
5.4.4 Évaluation des prévisions	150
5.5 LE TRONÇON ESTUARIEN DE LA GRANDE RIVIÈRE ET LA CÔTE EST DE LA BAIE JAMES	150
5.5.1 Modifications physiques, chimiques et biologiques.....	150
5.5.2 Évolution des teneurs en mercure des poissons du tronçon estuarien de La Grande Rivière	152
5.5.3 Évolution des teneurs en mercure des poissons du milieu côtier.....	154
5.5.4 Principaux enseignements du suivi du tronçon estuarien de La Grande Rivière et de la côte est de la baie James	156
5.6 ÉTUDES COMPLÉMENTAIRES	157
5.6.1 Grands corégones nains	157
5.6.2 Espèces de petites tailles	159
5.6.3 Régime alimentaire des principales espèces de poissons	161
5.6.4 Entraînement des poissons	165
6. CONCLUSION.....	167
6.1 PRINCIPAUX ENSEIGNEMENTS	167
6.2 ÉVALUATION DES PRÉVISIONS	171
6.3 MESURES D'ATTÉNUATION ET DE COMPENSATION.....	172
6.4 ATTEINTE DES OBJECTIFS.....	173
6.5 RECOMMANDATIONS	174
7. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	177

LISTE DES TABLEAUX

	<i>Page</i>
Tableau 1.1	Caractéristiques descriptives du territoire du complexe La Grande. 4
Tableau 1.2	Caractéristiques des réservoirs du complexe La Grande à leur cote maximale..... 7
Tableau 1.3	Caractéristiques des centrales du complexe La Grande. 8
Tableau 3.1	Stations échantillonnées dans les lacs naturels de la région du complexe La Grande au cours du suivi des teneurs en mercure dans les poissons (1978-2000). 28
Tableau 3.2	Stations échantillonnées dans les milieux aménagés du complexe La Grande au cours du suivi des teneurs en mercure dans les poissons (1978-2000)..... 29
Tableau 3.3	Stations échantillonnées le long de la côte est de la baie James au cours du suivi des teneurs en mercure dans les poissons du complexe La Grande (1978-2000). 31
Tableau 3.4	Répartition des principales espèces de poissons analysés pour leur teneur en mercure de 1978 à 2000. 34
Tableau 3.5	Répartition du nombre de spécimens à récolter selon l'espèce et la classe de taille..... 36
Tableau 4.1	Étendue des teneurs moyennes obtenues pour une longueur standardisée pour les principales espèces de poissons des milieux naturels des secteurs ouest et est du complexe La Grande. 53
Tableau 4.2	Teneurs en mercure, pour une longueur standardisée, des principales espèces de poissons des différents types d'eau de la région des rivières Nottaway, Broadback et Rupert. 61
Tableau 4.3	Comparaison entre les teneurs en mercure des milieux naturels du complexe La Grande et ceux d'autres régions de la baie James. 67
Tableau 4.4	Teneurs en mercure pour une longueur standardisée des principales espèces de poissons retrouvés dans les milieux naturels de différentes régions du Québec, de Terre-Neuve, du Manitoba et de la Colombie-Britannique. 68
Tableau 5.1	Teneurs en mercure (mg/kg), pour une longueur standardisée, des principales espèces de poissons en fonction de l'âge des réservoirs du complexe La Grande. 84

LISTE DES TABLEAUX (SUITE)

	<i>Page</i>
Tableau 5.2 Comparaison entre les caractéristiques physiques et hydrauliques des réservoirs du complexe La Grande et les augmentations mesurées dans les teneurs en mercure des poissons.	103
Tableau 5.3 Variabilité spatiale des teneurs en mercure (mg/kg) estimées à la longueur standardisée chez les principales espèces de poissons du réservoir Robert-Bourassa.	105
Tableau 5.4 Teneurs en mercure (mg/kg) mesurées chez quatre espèces de poissons capturés dans la rivière Vincelotte (1987-1991) et en milieu naturel.	130
Tableau 5.5 Concentrations et importance relative du méthylmercure mesuré dans les différentes composantes exportées du réservoir Caniapiscau par les eaux turbinées de la centrale Brisay en 1997.	133
Tableau 5.6 Évolution spatio-temporelle des teneurs en mercure (mg/kg) mesurées à quatre stations de la rivière Churchill, à l'aval du réservoir Smallwood, 5, 15 et 20 ans après l'inondation.	134
Tableau 5.7 Teneurs en mercure (mg/kg) pour une longueur standardisée des ombles de fontaine et des ménominis ronds capturés dans le tronçon estuarien de La Grande Rivière.	154
Tableau 5.8 Teneurs en mercure (mg/kg) pour une longueur standardisée des principales espèces de poissons capturées dans les eaux côtières de la baie James entre 1987 et 1994.	155

LISTE DES FIGURES

	<i>Page</i>
Figure 1.1 Localisation du complexe La Grande et des autres milieux échantillonnés au Québec.....	3
Figure 1.2 Le complexe hydroélectrique La Grande.....	6
Figure 3.1 Dates de mise en eau et d'échantillonnage des réservoirs du complexe La Grande.....	32
Figure 3.2 Cheminement de l'analyse statistique des données sur le mercure.....	41
Figure 3.3 Exemple de résultats illustrant la comparaison statistique des courbes des relations longueur-mercure et des teneurs moyennes en mercure pour une longueur standardisée pour les grands corégones de la station LG 2 amont (G2 400) du réservoir Robert-Bourassa.	43
Figure 4.1 Cheminement du mercure dans les lacs naturels.....	46
Figure 4.2 Évolution temporelle des teneurs moyennes en mercure obtenues pour une longueur standardisée chez les principales espèces de poissons dans quatre lacs naturels du complexe La Grande.	51
Figure 4.3a Lacs naturels du secteur ouest de la région du complexe La Grande. Teneurs en mercure des grands corégones.....	55
Figure 4.3b Lacs naturels du secteur ouest de la région du complexe La Grande. Teneurs en mercure des grands brochets.....	56
Figure 4.4a Lacs naturels du secteur est de la région du complexe La Grande. Teneurs en mercure des grands corégones.....	57
Figure 4.4b Lacs naturels du secteur est de la région du complexe La Grande. Teneurs en mercure des grands brochets.....	58
Figure 4.5 Lacs naturels de la région des Grande et Petite rivières de la Baleine. Teneurs en mercure des grands corégones.....	60
Figure 4.6a Lacs naturels de la région des rivières Nottaway, Broadback et Rupert. Teneurs en mercure des grands corégones.....	63
Figure 4.6b Lacs naturels de la région des rivières Nottaway, Broadback et Rupert. Teneurs en mercure des grands brochets.	65
Figure 5.1 Courbes de remplissage des réservoirs du complexe La Grande.	72

LISTE DES FIGURES (SUITE)

	<i>Page</i>
Figure 5.2 Évolution des principaux paramètres de la qualité de l'eau en fonction de l'âge des réservoirs Robert-Bourassa, Opinaca et Caniapiscou (zone photique, période libre de glace).	74
Figure 5.3 Évolution temporelle de l'abondance relative des captures par espèce et des rendements de pêche dans le réservoir Robert-Bourassa.	78
Figure 5.4 Croissance observée pour le grand corégone et le grand brochet du réservoir Robert-Bourassa entre 1978 et 2000	80
Figure 5.5 Transfert du méthylmercure aux poissons peu après la mise en eau.	82
Figure 5.6 Évolution temporelle des teneurs en mercure des grands corégonos dans les réservoirs de la phase I du complexe La Grande.	87
Figure 5.7 Évolution temporelle des teneurs en mercure des meuniers rouges dans les réservoirs de la phase I du complexe La Grande.	89
Figure 5.8 Évolution temporelle des teneurs en mercure des grands brochets dans les réservoirs de la phase I du complexe La Grande.	90
Figure 5.9 Évolution temporelle des teneurs en mercure des dorés jaunes dans les réservoirs de la phase I du complexe La Grande.	91
Figure 5.10 Évolution temporelle des teneurs en mercure des touladis dans le réservoir Caniapiscou.	93
Figure 5.11 Évolution des teneurs en mercure des grands brochets de longueur standardisée, en fonction de l'âge de certains réservoirs du Québec, du Labrador, du Manitoba et de la Finlande.	96
Figure 5.12 Évolution des teneurs en mercure des dorés jaunes de longueur standardisée, en fonction de l'âge de certains réservoirs du Québec et du Manitoba.	98
Figure 5.13 Transfert du méthylmercure aux poissons plusieurs années après la mise en eau.	99
Figure 5.14 Comparaison interréservoir pour trois âges de réservoirs (4-5 ans, 10-11 ans et 16-17 ans) des teneurs en mercure pour une longueur standardisée chez le grand corégone et le grand brochet.	101
Figure 5.15 Évolution temporelle des teneurs en mercure pour une longueur standardisée chez le grand corégone aux différentes stations du réservoir La Grande 3.	107

LISTE DES FIGURES (SUITE)

	<i>Page</i>
Figure 5.16 Teneurs en mercure prédites et mesurées pour une longueur standardisée chez des grands corégones et des grands brochets du réservoir Robert-Bourassa.....	110
Figure 5.17 Évolution temporelle des teneurs en mercure pour une longueur standardisée chez les principales espèces de poissons du réservoir La Grande 1.	112
Figure 5.18 Évolution temporelle des teneurs en mercure pour une longueur standardisée des principales espèces de poissons des stations du réservoir Laforge 1.	115
Figure 5.19 Évolution temporelle des teneurs en mercure pour une longueur standardisée des principales espèces de poissons du réservoir Laforge 2.	119
Figure 5.20 Teneurs en mercure prévues et mesurées pour une longueur standardisée des grands corégones et des grands brochets des réservoirs Laforge 1 et Laforge 2.	121
Figure 5.21 Évolution temporelle des teneurs en mercure pour une longueur standardisée des principales espèces de poissons des rivières Eastmain et Opinaca.	128
Figure 5.22 Évolution temporelle des teneurs en mercure pour une longueur standardisée des meuniers rouges, des grands corégones et des touladis aux différentes stations de la rivière Caniapiscau.....	132
Figure 5.23 Évolution temporelle des teneurs en mercure pour une longueur standardisée des meuniers rouges, des grands corégones, des grands brochets et des dorés jaunes aux différentes stations de la dérivation Eastmain-Opinaca-La Grande.....	138
Figure 5.24 Variabilité spatiale des teneurs en mercure pour une longueur standardisée des principales espèces de poissons non piscivores le long de la dérivation Laforge.	141
Figure 5.25 Variabilité spatiale des teneurs en mercure pour une longueur standardisée des principales espèces de poissons piscivores le long de la dérivation Laforge.	142
Figure 5.26 Variabilité spatiale des teneurs en mercure pour une longueur standardisée des grands corégones et des grands brochets à l'amont et à l'aval immédiat de la centrale Robert-Bourassa.	144

LISTE DES FIGURES (SUITE)

	<i>Page</i>
Figure 5.27	Variabilité spatiale des teneurs en mercure pour une longueur standardisée des grands corégones et des grands brochets à l'amont et à l'aval immédiat de centrales ou d'ouvrages régulateurs 148
Figure 5.28	Évolution temporelle des teneurs en mercure pour une longueur standardisée des meuniers rouges, des grands corégones, des grands brochets et des ciscos de lac aux différentes stations du tronçon estuarien de La Grande Rivière..... 153
Figure 5.29	Accumulation du mercure en fonction de la longueur ou de l'âge chez les grands corégones nains et normaux capturés en 1993 dans le réservoir Caniapiscau et dans les lacs Hazeur et Sérigny..... 158
Figure 5.30	Comparaison des teneurs moyennes en mercure entre certaines espèces de petite taille (perchaude, méné de lac, omisco et grand corégone nain) et les grands corégones de taille normale de quelques réservoirs et lacs du complexe La Grande..... 160
Figure 5.31	Biomasse des proies des principales espèces de poissons du complexe La Grande..... 162

ANNEXE

Annexe 1	Liste des rapports synthèses des programmes de suivi environnemental du complexe La Grande, phase I (1977-1986)
----------	---

CARTE (EN POCHETTE)

Carte 1	Stations échantillonnées au complexe La Grande dans le cadre du suivi des teneurs en mercure dans les poissons (1978-2000).
---------	---

1. INTRODUCTION

Dans le Nord du Québec, le mercure est présent en milieu naturel, s'accumulant depuis la dernière glaciation à la suite d'apports atmosphériques. Le mercure présent dans l'atmosphère provient de sources naturelles comme l'altération des roches de la croûte terrestre, les feux de forêts ou les volcans, mais aussi de sources anthropiques comme la combustion du charbon, l'incinération des déchets, etc. Même s'il n'y a pas de rejets anthropiques directs de mercure dans le Nord du Québec, les teneurs de ce métal dans les sédiments des lacs naturels de la région ont doublé ou triplé depuis environ un siècle, conséquence du développement industriel, principalement de la région des Grands Lacs, mais aussi de l'Eurasie (Lucotte *et al.*, 1999b).

Le mercure d'origine atmosphérique est surtout sous la forme inorganique, peu assimilée par les organismes vivants. En milieu aquatique, il est transformé en méthylmercure par l'action des bactéries qui décomposent les matières organiques contenant du mercure. Le méthylmercure est une forme organique de mercure facilement assimilée par les organismes vivants, acheminée le long de la chaîne alimentaire et accumulée dans les poissons (Jackson, 1988; Lucotte *et al.*, 1999a). Par le phénomène d'amplification biologique, la teneur du méthylmercure augmente d'un niveau trophique à l'autre de la chaîne alimentaire aquatique, de sorte que les poissons peuvent atteindre des teneurs élevées, surtout les espèces piscivores.

La mise en eau de réservoirs hydroélectriques entraîne plusieurs changements chimiques et biologiques, dont une augmentation des teneurs en mercure dans la chair des poissons, à cause de l'inondation des milieux terrestres (Verta *et al.*, 1986; Verdon *et al.*, 1991; Strange *et al.*, 1991). En effet, il se produit alors une forte décomposition bactérienne de la matière organique nouvellement inondée (végétation et couches organiques de surface des sols), qui augmente la production de méthylmercure et son accumulation dans les poissons.

La présence du mercure dans l'environnement est préoccupante en raison de la toxicité potentielle du méthylmercure pour les humains. Au Canada, la principale source d'exposition humaine au mercure est la consommation de poissons. Pour les communautés inuites, la consommation de mammifères marins représente également un apport substantiel en mercure. Une consommation régulière de poissons à teneur élevée en mercure peut conduire à un niveau d'exposition supérieur à celui recommandé par les organismes de santé publique. Les Cris du territoire de la Baie-James, qui pratiquent un mode de vie traditionnel dans lequel la consommation de poisson est fréquente, sont particulièrement exposés à ce risque (Comité de la Baie James sur le mercure, 1998).

Au complexe La Grande, le suivi des teneurs en mercure dans la chair des poissons s'effectue depuis 1978, autant en milieu naturel qu'en milieu aménagé. Il vise principalement à déterminer l'évolution temporelle de l'augmentation des teneurs en mercure dans les poissons des milieux modifiés par l'aménagement du complexe hydroélectrique La Grande, à informer les consommateurs de poissons, ainsi qu'à permettre, *a posteriori*, la comparaison entre les effets mesurés et les répercussions prévues dans les études d'impact.

Le présent rapport constitue une synthèse des résultats obtenus entre 1978 et 2000 au complexe La Grande. Il intègre les renseignements livrés dans différents rapports ou articles synthèses précédents (Messier *et al.*, 1985; Messier et Roy, 1987; Brouard *et al.*, 1990; Verdon *et al.*, 1991; Entraco, 1996; Schetagne *et al.*, 1996; Lucotte *et al.*, 1999a), ainsi que ceux tirés d'études spéciales ou d'autres projets hydroélectriques. Son contenu est livré en six chapitres qui traitent successivement :

- 1) de la description du milieu et des aménagements hydroélectriques, de la justification du suivi et des objectifs visés;
- 2) de la prévision des impacts liés à ces aménagements;
- 3) des méthodes utilisées;
- 4) des résultats obtenus en milieu naturel (état de référence);
- 5) des résultats obtenus pour les milieux modifiés (évolution spatio-temporelle);
- 6) du bilan et des principaux enseignements du suivi et de recommandations.

Une annexe, présentée sous couvert séparé, est disponible au centre de documentation d'Hydro-Québec et livre les résultats des analyses statistiques réalisées sur les données les plus récentes, soit celles de l'année 2000. Ce document complète la série d'annexes des rapports précédents qui permettent de retracer tous les résultats des traitements mathématiques réalisés depuis le début du suivi. Tous ces documents sont également disponibles au centre de documentation Environnement d'Hydro-Québec.

1.1 Description du milieu et des aménagements hydroélectriques

La zone d'étude pour le suivi des teneurs en mercure dans les poissons, correspond à la région du complexe La Grande, illustrée à la figure 1.1. Afin d'obtenir une meilleure caractérisation régionale des teneurs en mercure des poissons, des données provenant de deux régions non aménagées du Moyen-nord québécois (Grande et Petite rivières de la Baleine et rivières Nottaway, Broadback, Rupert) ont aussi été considérées, de même que celles obtenues pour plusieurs bassins versants aménagés à des fins hydroélectriques du Québec méridional (figure 1.1). Le tableau 1.1 résume les principales caractéristiques géographiques du territoire du complexe La Grande.



Figure 1.1 Localisation du complexe La Grande et des autres milieux échantillonnés au Québec.

Tableau 1.1 Caractéristiques descriptives du territoire du complexe La Grande.

GÉOLOGIE

- Repose sur le Bouclier canadien composé de roches ignées et métamorphiques qui affleurent.
- Présence de dépôts d'argile silteuse et de sable fin deltaïque amenés par la mer de Tyrrell jusqu'à plus de 200 km à l'intérieur des terres (cote d'altitude de 290 m; SEBJ, 1987), soit à la jonction de la plaine côtière argileuse, large de 150 km et parsemée de tourbières, et du plateau central moutonné et criblé de lacs.

CLIMAT ET HYDROGRAPHIE

- Climat de type continental froid caractéristique de la zone subarctique humide.
- Température moyenne annuelle de - 4 °C, vents dominants soufflant d'ouest en est.
- Précipitations augmentant graduellement d'ouest en est et diminuant du sud au nord; moyenne annuelle de 765 mm.
- Régime hydrologique de type pluvio-nival : forte crue printanière; étiage estival plus ou moins sévère; crue automnale d'origine pluviale qui se traduit par un gonflement des eaux; étiage hivernal qui s'amorce en novembre et se prolonge jusqu'au début mai (période de couvert de glace sur les lacs); débâcle et débit de crues en mai et début juin.

VÉGÉTATION ET FAUNE TERRESTRE

- Forêt clairsemée d'épinettes noires (*Picea mariana*), de pins gris (*Pinus banksiana*), de mélèzes (*Larix laricina*) et de trembles (*Populus tremuloides*), impropre à l'exploitation commerciale; tourbières nombreuses, surtout dans la plaine côtière; végétation du sous-bois dominée par les éricacées, les mousses et les lichens; végétation riveraine dominée par les saules arbustifs (*Salix* spp.).
- Présence de 39 espèces de mammifères, dont l'orignal (*Alces alces*), le caribou (*Rangifer caribou*) et le castor (*Castor canadensis*), revêtent un intérêt économique ou sportif; pour l'ensemble des ressources fauniques, les densités sont moindres que pour les régions plus méridionales; la côte est de la baie James est très fréquentée par la sauvagine en migration.

FAUNE AQUATIQUE ET QUALITÉ DE L'EAU

- Vingt-sept espèces de poissons recensées; les plus communes sont le meunier rouge (*Catostomus catostomus*), le meunier noir (*Catostomus commersoni*), le grand corégone (*Coregonus clupeaformis*), de forme normale ou naine, le cisco de lac (*Coregonus artedii*), le grand brochet (*Esox lucius*), le touladi (*Salvelinus namaycush*), le doré jaune (*Stizostedion vitreum*), l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) et la lotte (*Lota lota*).
- Croissance des poissons plus lente que dans le sud de la province, mais longévité plus grande; maturité sexuelle plus tardive et cycles reproducteurs espacés.
- Eau relativement transparente (1,5 à 4,0 m), très bien oxygénée (80 à 100 % de saturation), légèrement acide (pH de 5,9 à 6,9), au faible pouvoir tampon (0,6 à 11,0 mg/L de bicarbonates), faiblement minéralisée (8 à 30 µS/cm), relativement riche en matières organiques et pauvre en éléments nutritifs (0,004 - 0,010 mg/L de phosphore total).

POPULATIONS (territoire de la Baie-James)

- Population crie d'environ 13 000 habitants (en 2000) répartie dans cinq villages côtiers de la baie James (Waskaganish, Eastmain, Wemindji, Chisasibi) et de la baie d'Hudson (Whapmagoostui), ainsi que dans quatre villages situés à l'intérieur des terres (Nemaska, Waswanipi, Mistissini et Oujé-Bougoumou).
 - Population non autochtone d'environ 18 000 habitants (en 2000) surtout concentrée au sud du territoire de la Baie-James à l'exception de Radisson (400 en 2000).
 - Achalandage touristique d'environ 40 000 personnes annuellement (en 2000).
 - Population variable de travailleurs (environ 725 en 2000) reliés aux divers aménagements hydroélectriques.
-

Les aménagements hydroélectriques du complexe La Grande situés à l'intérieur du nouveau bassin versant de La Grande Rivière (figure 1.2), ont été réalisés en deux phases. Les caractéristiques des réservoirs et des centrales sont résumées aux tableaux 1.2 et 1.3. Le bassin versant aménagé de La Grande Rivière couvre 176 800 km². La superficie totale des réservoirs est de 12 953 km² et celle des terres inondées de 10 809 km², soit 6,1 % de l'ensemble du bassin versant.

1.1.1 Phase I (1973-1985)

La première phase du complexe La Grande a débuté en 1973 et a été complétée en 1985. Elle comprend trois centrales construites sous la supervision de la Société d'énergie de la Baie James (SEBJ), soit : Robert-Bourassa¹, La Grande-3 et La Grande-4, maintenant exploitées par Hydro-Québec. La puissance installée des trois centrales est de 10 283 MW. Chacune d'elles a son propre réservoir, en plus des réservoirs Caniapiscau et Opinaca formés par deux dérivations partielles de rivières. Le réservoir Caniapiscau constitue le réservoir de tête du complexe La Grande et joue un rôle de régularisation interannuelle par l'apport d'un débit moyen annuel de l'ordre de 790 m³/s. Le réservoir Opinaca est le plus méridional et permet le transfert d'un débit annuel moyen de 845 m³/s vers le réservoir Robert-Bourassa.

Parmi les sept rivières ayant subi une réduction de débit, trois sont de grands cours d'eau : la Caniapiscau, la Koksoak et l'Eastmain. La rivière Opinaca est de taille moyenne alors que les rivières Vincelotte, Sakami et Petite rivière Opinaca sont de petits cours d'eau. À l'exception de la rivière Vincelotte, pour laquelle un débit d'appoint de 8 m³/s a été maintenu à l'année longue de 1982 à 1992, toutes les autres rivières ont un débit nul au point de coupure. Grâce aux apports des dérivations Eastmain – Opinaca – La Grande (EOL) et Laforge vers La Grande Rivière, le potentiel énergétique de cette dernière a doublé. Les dérivations ont entraîné une réduction respective des débits de 90 %, de 40 % et de 35 % à l'embouchure des rivières Eastmain, Caniapiscau et Koksoak. Par ces apports hydrologiques substantiels, le débit moyen annuel à l'embouchure de La Grande Rivière est passé d'environ 1 700 m³/s à 3 400 m³/s et son débit moyen hivernal a été multiplié par un facteur variant de 8 à 10.

1.1.2 Phase II (1987-1996)

Le plan d'équipement de la phase II du complexe La Grande comporte la construction de cinq centrales : La Grande-1, La Grande-2-A, Laforge-1, Laforge-2,

¹ Sous résolution du Conseil des ministres du gouvernement du Québec, le réservoir La Grande 2, sa centrale et son barrage sont nommés Robert-Bourassa depuis octobre 1996.

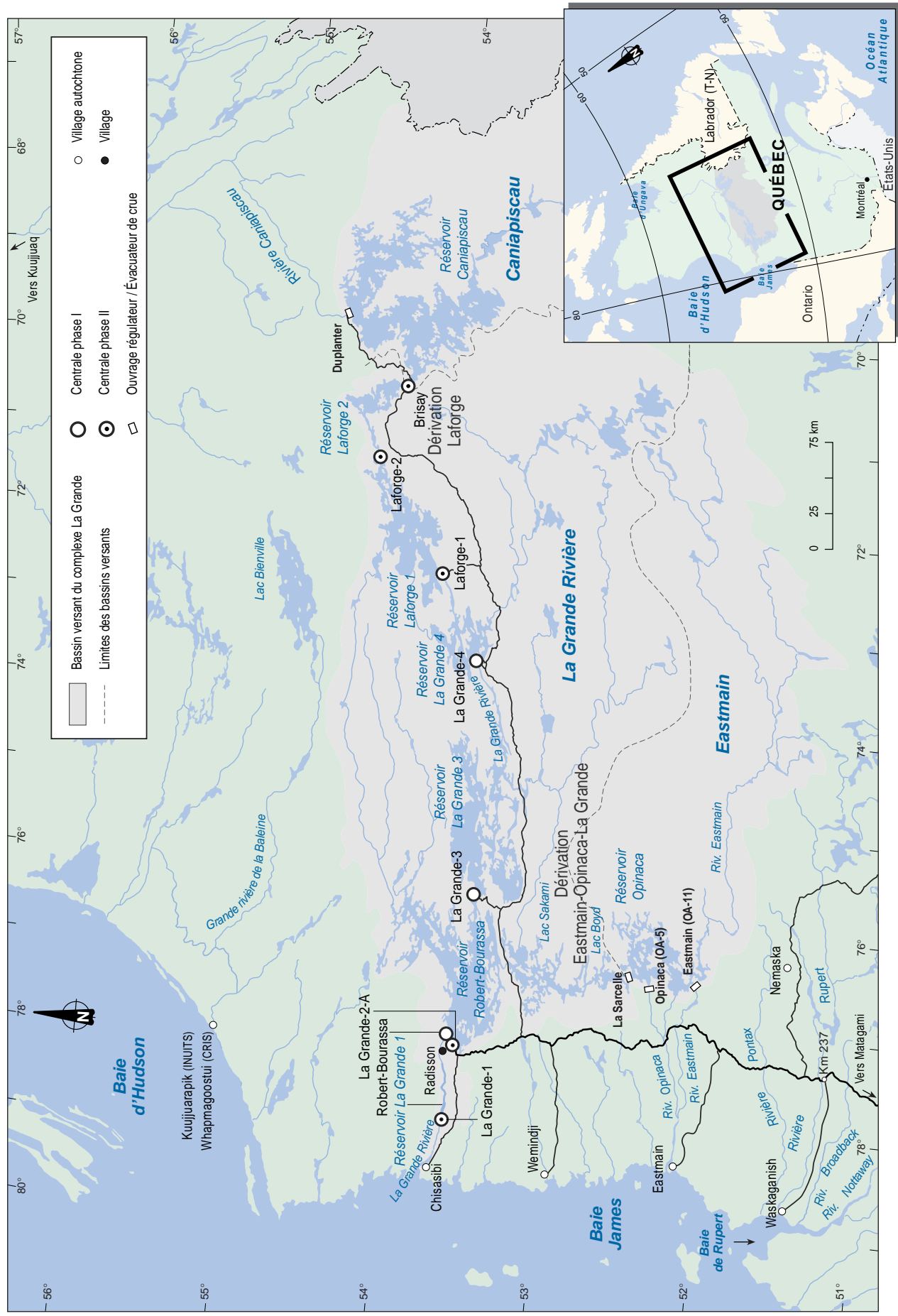


Figure 1.2 Le complexe hydroélectrique La Grande.

Tableau 1.2

Caractéristiques des réservoirs du complexe La Grande à leur cote maximale.

Réservoir	Marnage annuel moyen observé (m)	Superficie maximale du plan d'eau (km ²)	Superficie maximale inondée (km ²)	Profondeur moyenne (m)	Volume d'eau maximal (km ³)	Temps de séjour théorique (mois)	Débit moyen annuel (m ³ /s)	Période de mise en eau	Phase
Robert-Bourassa	3,3 (7,7) *	2 835	2 630 (92 %)	22,0	61,7 ***	6,9	3 374	78-11 à 79-12	I
La Grande 3	5,5 (12,2)	2 420	2 175 (90 %)	24,4	60,0	11,0	2 064	81-04 à 84-08	I
La Grande 4	8,0 (11,0)	765	700 (89 %)	29,4	19,5	4,8	1 534	83-03 à 83-11	I
Opinaca	3,6 (4,0)	1 040	740 (71 %)	8,2	8,4	3,8	845	80-04 à 80-09	I
Caniapiscau	2,1 (12,9)	4 275	3 430 (80 %)	16,8	53,8	25,8	790	81-10 à 84-09	I
Laforge 1****	4,0 (8,0)	1 288	923 (72 %)	6,2	8,0	3,2	938	93-08 à 93-10	II
Laforge 2	1,5 (1,5)	286	171 (60 %)	6,3	1,8	0,8	804	83-08 à 84-04	II
La Grande 1	0,9 (1,5)	70	40 (57 %)	18,6	1,3	0,15	3 400	93-10 à 93-11	II
Total		12 953	10 809 (83%)		214,3				

* Marnage maximal entre parenthèses

** Pourcentage de la superficie maximale constitué de terres inondées entre parenthèses

*** Les valeurs incluent la réserve morte

****À la mise en eau de la retenue Vincelotte (1982), il y a eu une superficie terrestre inondée de 125 km² et, lors du rehaussement créant le réservoir Laforge 1 (1993), une superficie terrestre additionnelle de 798 km² a été inondée.

Tableau 1.3 Caractéristiques des centrales du complexe La Grande.

Centrale	Nombre de groupes	Puissance (MW)	Débit d'équipement (m ³ /s)	Hauteur de chute nominale (m)	Mise en service	Phase
Robert-Bourassa	16	5 328	4 300	137,2	1979-1981	I
La Grande-2-A	6	1 998	1 620	138,5	1991-1992	II
La Grande-1	12	1 368	5 950	27,5	1994-1995	II
La Grande-3	12	2 304	3 260	79,2	1982-1984	I
La Grande-4	9	2 651	2 520	116,7	1984-1985	I
Laforge-1	6	838	1 613	57,3	1993-1994	II
Laforge-2	2	304	1 200	27,4	1996	II
Brisay	2	447	1 130	37,5	1993	II
Total	65	15 238				

Brisay. Les travaux de la deuxième phase ont débuté en 1987 et la mise en service des centrales s'est échelonnée de 1991 à 1996 (tableau 1.3). Au total, les cinq centrales ont ajouté 4 955 MW à la puissance installée du complexe. Seulement deux nouveaux réservoirs ont été requis, soit La Grande 1 et Laforge 1, les autres centrales utilisant des réservoirs de la phase I.

Les eaux provenant du réservoir Caniapiscau vers celui de La Grande 4 empruntent maintenant un trajet de 250 km comportant quatre sections distinctes : la zone d'écoulement libre Brisay-Fontanges (superficie de 250 km²); le réservoir Laforge 2, équivalent à l'ancien bassin Fontanges (286 km²); la zone d'écoulement libre Fontanges-Vincelotte (450 km²); le réservoir Laforge 1 (1 288 km²) qui correspond à un rehaussement supplémentaire de 8 m (superficie additionnelle de 798 km²) et récent (1993) de la retenue Vincelotte, mise en eau entre 1982 et 1984.

1.2 Historique et justification du suivi

Tel que recommandé par un groupe de travail fédéral-provincial, au début du développement hydroélectrique de la Baie-James (1971), la SEBJ et Hydro-Québec ont voulu, dès 1973, considérer cette région comme un vaste laboratoire de recherche et d'étude où des équipes multidisciplinaires chercheraient à déterminer comment les grands aménagements étaient susceptibles de modifier les processus écologiques. C'était le début d'un vaste programme de suivi environnemental, né de la volonté des promoteurs d'agir comme citoyens corporatifs responsables de protéger l'environnement et de suivre les effets de leurs interventions dans le milieu.

1.2.1 Phase I

Le réseau de suivi environnemental du complexe La Grande (RSE) a été mis sur pied à la suite des interventions suivantes :

- une série d'inventaires des milieux aquatiques menés de 1973 à 1974 sur tout le territoire du complexe (Magnin, 1977) ;
- une imposante revue de la documentation réalisée en 1975 et en 1976 ;
- une proposition de suivi des impacts de la création des réservoirs sur l'environnement (Bachand et Fournier, 1977) ;
- un atelier de travail réunissant, à l'automne 1976, des experts en biologie aquatique, provenant de l'extérieur du Québec et du Canada, comprenant des chercheurs universitaires, des consultants et du personnel des sociétés oeuvrant sur le territoire de la Baie-James (SEBJ, 1977).

Ce réseau, jadis appelé Réseau de surveillance écologique, est devenu le Réseau de suivi environnemental. À la suite de sa mise en application en 1977, les méthodes, les résultats et leur interprétation ont été validés annuellement par un comité d'experts externes jusqu'en 1985.

En vertu de la Convention de la Baie James et du Nord québécois (CBJNQ) (Éditeur officiel du Québec, 1976), la SEBJ se voit confier le mandat d'exécuter un programme écologique comprenant l'évaluation des répercussions et les travaux de correction requis, sous l'examen du Comité d'experts de l'environnement (article 8.11 de la CBJNQ). La Convention crée également le Groupe d'étude conjoint Caniapiscau-Koksoak (GECCK) (article 8.10), *afin de déterminer les répercussions, s'il en est, causées par le détournement de la rivière Caniapiscau sur les poissons du réseau hydrographique des rivières Caniapiscau et Koksoak* (article 8.10.1 de la CBJNQ). Le Comité des experts de l'environnement de la SEBJ et le GECCK étaient formés de membres désignés par la SEBJ et de représentants autochtones. Un troisième organisme, la SOTRAC, ou Société des travaux de correction du complexe La Grande, est aussi créé afin de servir de lieu d'échanges entre les Cris et la SEBJ pour *évaluer davantage les répercussions du projet sur le mode de vie des Cris et pour mettre à exécution des mesures d'atténuation* (article 8.9.1 de la CBJNQ).

Au début, les activités de base du RSE comprenaient les éléments suivants : la qualité de l'eau, le phytoplancton (incluant la production primaire), le zooplancton, les macroinvertébrés benthiques et les communautés de poissons, ainsi que le mercure dans les poissons, à titre d'activité complémentaire. Ces éléments ont d'abord été suivis de façon intensive dans un nombre réduit de milieux sélectionnés : trois réservoirs, une voie de dérivation, deux rivières à débit réduit et La Grande Rivière, dont le débit avait été augmenté. Par contre, le suivi des teneurs en mercure dans les poissons a été réalisé dans tous les milieux modifiés par l'aménagement du complexe La Grande, à cause du risque potentiel pour la santé des consommateurs de poissons. Les domaines de mesures en milieu aquatique conservés à partir de 1987 et poursuivis jusqu'en 2000 sont : la qualité de l'eau (incluant la biomasse phytoplanctonique), les communautés de poissons et le mercure dans la chair des poissons.

Par ailleurs, des programmes de suivi ont aussi porté sur les principales ressources fauniques terrestres et aviennes, leurs habitats, ainsi que sur les composantes du milieu humain (archéologie, utilisation du territoire, retombées économiques, modes de vie). Des études ont également été menées dans les estuaires des rivières modifiées par les aménagements hydroélectriques et le long de la côte nord-est de la baie James. Des rapports synthèses (voir liste à l'annexe 1) ont été produits en 1985 et en 1986 par la SEBJ, responsable de la construction des ouvrages hydroélectriques et des aménagements correcteurs. Après les travaux de la phase I,

Hydro-Québec a pris la relève de la SEBJ pour la poursuite, en phase exploitation, des activités du suivi environnemental.

Quant aux aménagements correcteurs, ils font l'objet d'un suivi et d'un entretien par la Direction régionale La Grande Rivière d'Hydro-Québec. Une évaluation de l'efficacité de certains aménagements correcteurs a aussi été réalisée.

1.2.2 Phase II

Sauf pour le projet Laforge-1, les aménagements de la phase II du complexe La Grande sont assujettis, en ce qui concerne les études de suivi environnemental, aux conditions des certificats d'autorisation de leur construction.

Le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (MEF) autorisait la construction des projets La Grande-2-A et La Grande-1 en janvier 1987 et en novembre 1988. Les parties convenaient d'une procédure administrative concernant les modalités de réalisation du suivi environnemental. Le programme de suivi comprend deux étapes : la première concerne les études nécessaires pour établir l'état de référence préalable à la mise en service des centrales, et la seconde porte sur les études de suivi proprement dit durant les périodes de construction et d'exploitation des centrales.

Un premier plan directeur du suivi environnemental accompagne la synthèse des études préalables à la mise en service de La Grande-2-A (SEBJ, 1990). Le ministère transmettait ses commentaires concernant le plan directeur en demandant au promoteur de lui faire parvenir une version amendée de son programme de suivi, version déposée en mai 1994 (SEBJ, 1994). La nouvelle version intégrait les demandes du MEF de s'appuyer sur les principales problématiques soulevées dans les études d'impact et d'harmoniser le suivi du projet La Grande-2-A avec celui de La Grande-1.

En septembre 1993, une proposition d'*Harmonisation des programmes de suivi des milieux aquatique et riverain* a été préparée conjointement par la SEBJ et Hydro-Québec, concernant les projets des centrales Laforge-1, Laforge-2 et Brisay, situées dans le secteur est du territoire. Cette proposition a été entérinée par le Comité d'harmonisation des programmes de suivi formé de représentants de différents comités où siègent des autochtones, ainsi que des représentants du gouvernement, de la SEBJ et d'Hydro-Québec. Cette proposition a été acceptée par le ministère de l'Environnement du Québec ainsi qu'une proposition d'optimisation des programmes de suivi des populations de poissons pour l'ensemble du complexe La Grande.

Le suivi des répercussions du complexe La Grande a également porté sur l'utilisation du territoire et sur les impacts économiques et sociaux dans le secteur est, compris entre les réservoirs Laforge 1 et Caniapiscou. L'étude a débuté à l'automne 1999 et se terminera en 2003.

La construction des centrales de la phase II étant complétée depuis 1996, la SEBJ a transféré à Hydro-Québec ses obligations en matière de suivi environnemental reliées à la phase II et contenues dans les différents certificats d'autorisation.

L'échéancier des plans directeurs de suivi est arrivé à terme en 2000. Les rapports synthèses portant sur les différentes composantes de l'environnement marquent l'aboutissement de ces programmes de suivi. Cependant, Hydro-Québec effectuera des mesures complémentaires des teneurs en mercure des poissons piscivores dans un contexte de gestion du risque potentiel pour la santé des consommateurs de poissons.

1.3 Objectifs

Les objectifs du RSE du complexe La Grande sont :

- d'évaluer, selon une approche scientifique reconnue comme telle, les changements physiques, chimiques et biologiques des milieux modifiés;
- d'utiliser ces informations en vue de rationaliser les aménagements correctifs et la gestion des réservoirs;
- de profiter de cette expérience pour améliorer nos méthodes de prévision d'impacts des projets futurs.

Les objectifs spécifiques au suivi de la teneur en mercure dans la chair des poissons sont :

- d'évaluer, selon une approche méthodologique reconnue, l'évolution temporelle des teneurs en mercure dans les poissons des différents types de milieux modifiés;
- de mettre à contribution les résultats du suivi pour informer les utilisateurs de la ressource;
- de fournir, à l'intérieur du cadre temporel du suivi, des enseignements afin d'améliorer les méthodes de prévision des impacts des futurs projets.

1.4 Particularités du suivi mercure

Conformément aux principes de son élaboration, le RSE comportait deux types d'activités distinctes : les activités de base et les études complémentaires. Les activités de base visaient la mesure quantitative, dans les milieux aquatiques, des modifications physiques, chimiques et biologiques entraînées par l'aménagement du complexe La Grande. Les études complémentaires visaient à répondre à des questions précises concernant, soit la détermination des mécanismes responsables des modifications mesurées, soit des problématiques particulières, comme celle de la contamination par le mercure.

Aussi, le suivi des teneurs en mercure dans les poissons débuta en 1978, soit avant la mise en eau du premier réservoir du complexe, à titre d'étude complémentaire au RSE. Des campagnes d'échantillonnages réalisées en 1978 dans le secteur ouest du complexe (secteur situé à l'ouest du réservoir La Grande 4), ainsi qu'en 1980 dans le secteur est (du réservoir La Grande 4 vers l'est), ont permis de déterminer les teneurs initiales en mercure des poissons. Un échantillonnage exploratoire réalisé en 1981, à quatre stations dans les réservoirs Robert-Bourassa (mise en eau en 1979) et Opinaca (mise en eau en 1980) justifiait une campagne plus élaborée en 1982, à six stations du réservoir Robert-Bourassa. Les résultats de cette dernière campagne confirmaient une forte augmentation des teneurs en mercure dans les poissons à la suite de la mise en eau, et entraînaient l'élaboration d'un suivi régulier (à tous les deux ans) dans tous les milieux modifiés par l'aménagement du complexe.

La découverte de l'augmentation des teneurs en mercure dans les poissons des réservoirs a conduit, en 1986, à la signature de la "Convention sur le Mercure (1986) C.Q.H.Q." par les Cris du Québec, le gouvernement du Québec, la SEBJ et Hydro-Québec. Les principaux objectifs visés par cette convention sont :

- déterminer la nature et l'ampleur du problème causé par la présence du mercure dans l'environnement de la région de la baie James;
- améliorer les connaissances et la compréhension du phénomène d'accroissement des teneurs en mercure dans les réservoirs;
- minimiser les effets potentiels du mercure sur la santé des Cris, leur mode de vie et leurs traditions.

La convention comprenait trois volets, soit la santé, l'environnement et le socio-culturel. À partir de 1986, le suivi du mercure dans les poissons était réalisé dans le contexte de cette convention, mais toujours par Hydro-Québec, qui en avait la responsabilité selon cette convention. Ce suivi a été réalisé en concomitance avec les activités du RSE afin d'optimiser la logistique.

Des études complémentaires au suivi du mercure ont également été réalisées. Elles visaient à comprendre certains mécanismes et à fournir des intrants à un modèle prévisionnel. Elles ont porté sur le largage du mercure et du méthylmercure dans l'eau en fonction du type de matière organique inondée, les grands corégones de forme naine, les poissons de petites tailles, le régime alimentaire des principales espèces de poissons, l'entraînement des poissons dans les centrales et les ouvrages régulateurs et l'exportation du mercure vers l'aval des réservoirs.

Composante visée

La composante visée par le présent rapport synthèse est le suivi de la teneur en mercure dans la chair des poissons. Le volet santé de la problématique du mercure, c'est-à-dire les risques que pose l'augmentation temporaire des teneurs en mercure dans les poissons pour la santé des consommateurs, était sous la responsabilité du Conseil cri de la Santé et des Services sociaux de la Baie James, en vertu de la Convention sur le Mercure (1986). Une nouvelle convention a été conclue avec les Cris en février 2002, soit la Convention sur le Mercure (2001), qui a une durée d'au moins 10 ans.

2. PRÉVISION DES IMPACTS

Ce chapitre présente les impacts potentiels du développement hydroélectrique du complexe La Grande en relation avec les teneurs en mercure dans les poissons, tels qu'évalués avant les aménagements. D'abord, pour la phase I, la problématique du mercure en réservoir étant inconnue, il est question des principales hypothèses soulevées à ce moment, puis, pour la phase II, des prévisions effectuées dans chacune des études d'impact couvrant ses différentes composantes. Enfin, une analyse critique des mesures d'atténuation potentielles est fournie.

2.1 Hypothèses et prévisions présentées en Phase I

Dans les années 1970, au moment de la réalisation des travaux préliminaires à la mise en eau du premier réservoir (Robert-Bourassa en 1979) au complexe La Grande, l'augmentation temporaire des teneurs en mercure dans les réservoirs était un phénomène inconnu. Même les connaissances disponibles sur le cheminement du mercure dans les milieux aquatiques naturels étaient très incomplètes. D'ailleurs, s'il était démontré que la proportion de méthylmercure augmente avec le niveau trophique (Laarman *et al.*, 1976), la bioaccumulation par l'ingestion de proies, elles-mêmes contaminées par du mercure, était parfois remise en question (Sharpe *et al.*, 1977; Huckabee *et al.*, 1979).

Des modèles prédisant les teneurs en mercure des poissons des lacs naturels avaient été développés, les teneurs en mercure étant alors généralement associées à un facteur en particulier, comme la température de l'eau (MacLeod et Pessah, 1973; Reinert *et al.*, 1974) ou la taille du poisson (DeFreitas et Hart, 1975, Sharpe *et al.*, 1977). Aucun n'était simple ni adapté pour des réservoirs (Messier *et al.*, 1985).

Quelques études avaient démontré que les teneurs en mercure dans les poissons des réservoirs hydroélectriques étaient élevées, surtout chez les espèces piscivores (Knight et Herring, 1972; Smith *et al.*, 1974; Potter *et al.*, 1975; Bruce *et al.*, 1979; Johnson *et al.*, 1978). Par contre, aucune de ces études ne comparait les teneurs en réservoirs avec celles en milieux naturels avant la mise en eau.

En 1978, une campagne de mesures des teneurs en mercure dans les poissons du complexe La Grande a été réalisée avant la mise en eau des réservoirs. Elle a été jugée utile à cause des caractéristiques du complexe La Grande indiquant qu'une problématique mercure pourrait survenir, soit :

- les eaux relativement acides dans la région (Magnin, 1977) et l'acidification supplémentaire probable des eaux à la suite de l'inondation des milieux terrestres;

- la présence de tourbières (Huckabee, 1973), de roches volcaniques et de schistes (Bachand, 1977) relativement riches en mercure;
- les teneurs en mercure relativement élevées chez plusieurs espèces de poissons de La Grande Rivière et des rivières Nottaway, Broadback et Rupert au sud du territoire (Smith *et al.*, 1975; Penn, 1978);
- le remaniement des matériaux géologiques lors de l'érection des digues et des barrages.

Une étude de Abernathy et Cumbie (1977) suggérait une augmentation temporaire des teneurs en mercure des poissons (d'une durée de 3 à 5 ans), qui serait causée par l'érosion de sédiments contenant des matières organiques sur lesquelles est fixé le mercure ou par les conditions aérobiques des sédiments des jeunes réservoirs, qui stimuleraient la méthylation du mercure.

Puisque les matériaux de surface inondés étaient généralement peu sensibles à l'érosion, et que la superficie des matériaux géologiques remaniés pour la construction des digues et des barrages était très faible par rapport à la superficie totale des réservoirs, aucune augmentation significative des teneurs en mercure après la mise en eau des réservoirs du complexe La Grande n'était alors prévue (en 1978).

Plusieurs autres études, portant sur l'augmentation des teneurs en mercure des poissons, ont été publiées l'année de la première mise en eau au complexe La Grande (Bodaly et Hecky, 1979; Bruce et Spencer, 1979; Cox *et al.*, 1979; Gawlik, 1979; Kent et Johnson, 1979; Meister *et al.*, 1979; Environnement Canada, 1979). Par contre, il fallut attendre les résultats des études réalisées dans le contexte de l'Accord Canada-Manitoba sur l'étude et la surveillance de la pollution par le mercure dans le réseau de dérivation du fleuve Churchill, pour que la relation de cause à effet entre la mise en eau de réservoirs et l'augmentation des teneurs en mercure dans les poissons soit clairement établie, et que l'on puisse relier l'ampleur de l'augmentation à la quantité de matière organique inondée ainsi qu'à sa nature plus ou moins labile (Canada-Manitoba Mercury Agreement, 1987).

Pendant la phase I, après la construction des aménagements et l'amorce du suivi régulier des teneurs en mercure dans les poissons des milieux modifiés, un modèle de prévision des teneurs en mercure des poissons des réservoirs a été mis au point par la SEBJ et dont la structure de base est présentée dans Messier *et al.* (1985). Ce dernier, basé sur le modèle de libération de phosphore de Grimard et Jones (1982), a servi à prévoir l'évolution des teneurs en mercure chez deux espèces de poissons des réservoirs Robert-Bourassa et Opinaca. Il s'agit du grand corégone (non piscivore) et du grand brochet (piscivore), choisis pour leur grande abondance et pour leur répartition générale sur le territoire.

Le modèle mis au point par la SEBJ n'est pas mécanistique, mais plutôt semi-empirique et considère la courbe de libération de phosphore, générée par le modèle de Grimard et Jones, comme un indice de l'intensité de la décomposition, lequel est transformé pour refléter la disponibilité du mercure pour les poissons. L'équation de base de Grimard et Jones est la suivante (équation 1) :

$$V [P_r]_t = \frac{P_i}{\emptyset} (1 - e^{-\emptyset t}) + \frac{aB}{\alpha - a} \left(\frac{e^{-at} - e^{-\emptyset t}}{\emptyset - a} + \frac{e^{-\emptyset t} - e^{-\alpha t}}{\emptyset - \alpha} \right) + V [P_r]_0 e^{-\emptyset t}$$

où :

V = le volume du réservoir (m³);

[Pr]_t = la concentration en phosphore total des eaux du réservoir au temps t (mg/m³);

P_i = la charge totale de phosphore provenant des apports (mg/année);

∅ = la somme de σ, le coefficient de sédimentation, et de ρ, le coefficient de renouvellement des eaux;

a = le coefficient de remplissage du réservoir (par an);

α = le coefficient du taux de libération du phosphore (par an);

B = α KS max;

K = le coefficient spécifique de libération du phosphore (mg/m²);

S max = la surface maximale de terres inondées (m²);

t = le temps (année)

et α ≠ ∅ ≠ a

Ce modèle de base a été modifié une première fois lors de l'élaboration du modèle SEBJ, afin de le rendre plus flexible et de tenir compte des premiers enseignements du suivi des teneurs en mercure des poissons du complexe La Grande.

Voici quelques précisions concernant ces modifications :

- a, le coefficient de remplissage du réservoir, qui correspond au taux de remplissage du réservoir, a été remplacé par le coefficient de renouvellement des eaux (ρ); puisque le modèle est très peu sensible au coefficient a, cette modification permet d'utiliser les données disponibles à l'étape d'avant-projet;

- α , le coefficient du taux de libération du phosphore = $\frac{1}{2} (365/X)$ où X est la demi-vie de la matière organique en jours;
- K, le coefficient spécifique de libération du phosphore $(\text{mgP/m}^2)_{,2}$, est remplacé par la quantité de matière organique décomposable (mgC/m^2) .

L'indice de décomposition est déterminé par l'équation suivante (équation 2) :

$$I_t = [Pr]_0 + b ([Pr]_t - [Pr]_0)$$

- où I_t est l'indice de décomposition au temps t, où $[Pr]$ est le niveau de phosphore déterminé à l'équation 1 et où b est désormais une constante fixée à 4.

Par la suite, cet indice a servi à déterminer la teneur en mercure dans les poissons selon les équations 3 et 4, selon qu'il s'agit d'une espèce non piscivore (grand corégone – COCL) ou piscivore (grand brochet - ESLU) :

$$[Hg_{COCL}]_t = [Hg_{COCL}]_{t-1} \left[\frac{1}{2^{365/u}} \right] + d \cdot I_t \quad \text{équation (3)}$$

où $[Hg_{COCL}]$ = la concentration en mercure du grand corégone (mg/kg)

u = le temps de demi-vie du mercure dans la chair des poissons (jour)

d = un facteur de transfert

Pour l'espèce prédatrice, l'indice de décomposition est remplacé par un facteur (f) de transfert du mercure de la proie au prédateur :

$$[Hg_{ESLU}]_t = [Hg_{ESLU}]_{t-1} \left[\frac{1}{2^{365/u}} \right] + f [Hg_{COCL}]_t \quad \text{équation (4)}$$

Dans les équations 3 et 4, la demi-vie du mercure dans les poissons, d'abord fixée à 700 jours comme dans la région du sud du Manitoba (Lockhart *et al.*, 1972), est maintenant variable pour que le modèle puisse être appliqué à des réservoirs situés dans des zones climatiques différentes.

Le taux de disparition du phosphore par année (\emptyset) est la somme des taux de sédimentation (σ) et du taux de renouvellement des eaux (ρ), qui traduit le taux d'exportation vers l'aval. Dans le cas du réservoir Robert-Bourassa, à partir duquel le modèle a été calibré, la valeur de 1,67 correspond à un ρ de 0,86 (pour un débit module de 1 700 m³/s) et à un σ = 0,8, tel que suggéré par Grimard et Jones (1982).

Enfin, une seconde version du modèle de Messier *et al.* (1985) a été produite en 1992, afin de tenir compte des nouveaux enseignements du suivi du complexe La Grande (Hydro-Québec, 1993). Ainsi, le taux de transfert du mercure du poisson non piscivore au poisson piscivore a été modifié pour tenir compte de la présence ou de l'absence, dans le réservoir, de « surprédation », c'est-à-dire de poissons piscivores (surtout le grand brochet) qui s'alimentent régulièrement d'autres poissons piscivores. Dans le réservoir Robert-Bourassa, des analyses de contenus stomacaux ont révélé que les grands brochets, quelques années après la mise en eau, se nourrissaient d'une grande variété de proies et que près de 60 % de leur régime alimentaire était constitué de poissons piscivores, soit de grands brochets, de dorés jaunes et de lottes (Doyon *et al.*, 1996). En conséquence, dans les réservoirs où les grands brochets se nourrissent en grande partie d'autres poissons piscivores (Robert-Bourassa, Opinaca et La Grande 3), ils atteignent des teneurs plus élevées que dans les réservoirs où ils se nourrissent essentiellement de poissons non piscivores comme dans le réservoir Caniapiscau.

La comparaison des prévisions des teneurs en mercure, issues des deux versions du modèle de Messier *et al.* (1985), avec les données recueillies *in situ*, est présentée à la section 5.1.4.6.

2.2 Études d'impact de la Phase II

En phase II du complexe La Grande, cinq projets ont fait l'objet d'études d'impact, soit : les centrales La Grande-2-A (réservoir Robert-Bourassa), Laforge-2 (bassin Fontanges/réservoir Laforge 2) et Brisay (réservoir Caniapiscau), ainsi que les projets (centrale et réservoir) La Grande-1 et Laforge-1.

Dans les études d'impact des centrales La Grande-1, Laforge-1 et Laforge-2, les répercussions sur les teneurs en mercure dans les poissons ont été déterminées en utilisant la première version du modèle de Messier *et al.* (1985). L'évolution de la teneur en mercure du grand corégone de longueur standardisée (400 mm), ainsi que du grand brochet de longueur standardisée (700 mm), a été prédite pour une période de 30 ans suivant la mise en eau (Hydro-Québec et SEBJ, 1987; Hydro-Québec, 1990). Ces prévisions sont comparées aux résultats obtenus à la section 5.1.4.6 pour les deux derniers projets. Les longueurs standardisées correspondent, pour chacune des espèces, aux longueurs moyennes capturées lors des pêches de suivi.

Suréquipement La Grande-2-A

Les impacts prévus sur les teneurs en mercure dans les poissons par l'ajout d'une centrale (La Grande-2-A), à la sortie du réservoir Robert-Bourassa, se résument comme suit (Hydro-Québec et SEBJ, 1985) :

- **réservoirs** : comme les superficies inondées ne seront pas modifiées, aucune hausse des teneurs en mercure dans les poissons n'est prévue dans les cinq réservoirs existant avant 1992;
- **tronçon fluvial de La Grande Rivière** : il semble peu probable qu'il y ait une augmentation significative des teneurs en mercure dans les poissons puisque le milieu physique ne sera pas modifié. Toutefois, l'augmentation du nombre de proies entraînées vers l'aval du réservoir Robert-Bourassa pourrait se traduire par un accroissement de la prédation en aval de la centrale, donc d'une hausse possible, mais non significative, des teneurs en mercure dans les poissons piscivores;
- **tronçon estuarien de La Grande Rivière** : il n'y aura aucune inondation supplémentaire et, par conséquent, aucune hausse des teneurs en mercure dans les poissons.

Centrale La Grande-1

Les impacts prévus sur les teneurs en mercure dans les poissons causés par le réservoir La Grande 1 et l'aménagement de la centrale La Grande-1 se résument comme suit (Hydro-Québec et SEBJ, 1987) :

- **création du réservoir La Grande 1** : en raison de la faible superficie d'inondation terrestre (40 km²) et du faible temps de séjour des eaux (3 jours), le pH et la température du réservoir ne varieront pas de manière à influencer la méthylation du mercure, sauf dans les baies où le temps de séjour est plus long; selon le modèle prévisionnel, les augmentations de mercure seront inférieures à 0,10 mg/kg pour les deux espèces cibles;
- **tronçon estuarien de La Grande Rivière** : il n'y aura aucune hausse des teneurs en mercure dans les poissons, sauf immédiatement en aval de la centrale, où les poissons résidants se nourriront des poissons morts ou blessés par leur passage dans les turbines, pouvant ainsi concentrer davantage le mercure.

Centrale Brisay

Aucune augmentation des teneurs en mercure n'était prévue dans les poissons du réservoir Caniapiscou, l'aménagement de la centrale Brisay ne modifiant pas le patron de fluctuation du niveau de ses eaux. Les impacts prévus sur les teneurs en mercure dans les poissons en aval de la centrale Brisay, à la sortie du réservoir Caniapiscou, se résument comme suit (Hydro-Québec et SEBJ, 1988a) :

- **aval immédiat de Brisay** : aucun changement n'est anticipé, les teneurs en mercure dans les poissons seront toujours tributaires de celles mesurées dans le réservoir Caniapiscou et comme il y a déjà une modification du régime alimentaire des poissons en aval de l'actuel ouvrage régulateur, l'ajout de la centrale ne devrait rien modifier;
- **zone d'écoulement libre Brisay-Fontanges** : en vertu de ce qui précède, aucun changement n'est prévu dans les teneurs en mercure des poissons.

Centrale Laforge-1

Les impacts sur les teneurs en mercure dans les poissons, causés par la mise en eau du réservoir Laforge 1 et l'aménagement de la centrale Laforge-1, se résument comme suit (Hydro-Québec et SEBJ, 1988b) :

- **création du réservoir Laforge 1** : la première version du modèle de Messier *et al.* (1985) a été utilisée pour prévoir l'évolution des teneurs en mercure dans les poissons à la suite de la mise en eau du réservoir. Deux scénarios sont présentés, soit les scénarios fort et moyen, correspondant respectivement aux plus fortes et aux plus faibles concentrations initiales alors disponibles pour le grand corégone et le grand brochet dans les milieux naturels de la région. Selon les données disponibles en 1987, le scénario moyen semble plus représentatif des teneurs en mercure dans les poissons de la retenue Vincelotte, avant le rehaussement additionnel de niveau pour former le réservoir Laforge 1. Selon ce dernier, un accroissement substantiel est prévu 3 à 5 ans après la mise en eau, les teneurs en mercure dans les poissons passant de 0,15 à 0,55 mg/kg chez le grand corégone et de 0,80 à 1,90 mg/kg chez le grand brochet. Il faudra 15 à 25 ans pour que ces teneurs reviennent aux niveaux naturels;
- **coupure du débit résiduel de la rivière Vincelotte** : comme il n'y aura plus de transfert des eaux en provenance des milieux modifiés, les teneurs en mercure dans les poissons seront liées à celles du bassin versant naturel et aucun accroissement n'est anticipé.

Centrale Laforge-2

Les impacts de l'aménagement de la centrale Laforge-2 sur les teneurs en mercure dans les poissons se résument comme suit (Hydro-Québec, 1990) :

- en considérant un rehaussement de 1 m du niveau moyen du bassin Fontanges, pour former le réservoir Laforge 2, ainsi que la très faible inondation de milieux terrestres, la première version du modèle de Messier *et al.*, (1985) a été utilisée pour prévoir les teneurs en mercure dans les poissons selon deux scénarios (faible et moyen, correspondant à la quantité de matière organique décomposable par m²). Pour ces deux scénarios, les hausses anticipées pour les deux espèces cibles sont minimales (< 0,05 mg/kg) et inférieures au degré de précision de la méthode analytique.

2.3 Mesures d'atténuation et de compensation

Il importe de préciser qu'aucune mesure d'atténuation visant la réduction des teneurs en mercure dans les poissons n'a été appliquée au complexe La Grande, les impacts résiduels correspondant aux impacts initiaux. Par contre, une revue des mesures potentielles a été effectuée et diverses mesures de compensation ont été réalisées dans le contexte de la Convention sur le Mercure (1986).

Mesures d'atténuation

Une revue critique des mesures d'atténuation a été produite par Sbeggen (1995) et Sbeggen et Schetagne (1995), basée principalement sur des synthèses réalisées par Laperle et Schetagne (1988), Roy (1984) et Le Groupe Roche (1993). Elles sont groupées sous trois catégories, soit :

- **la réduction des sources de mercure**, soit la matière organique dans la zone inondée :
 - *déboisement et décapage des sols* : efficacité probable, mais économiquement et techniquement impraticable à une grande échelle; des effets négatifs (érosion, diminution de la qualité de l'eau) sont possibles;
 - *décapage sélectif des sols* : vise les tourbières et les podzols; l'efficacité et la pertinence restent à démontrer;
 - *brûlage de la végétation* : efficacité peu probable à cause de la difficulté de brûler en profondeur les substrats humides (mousse, etc.), abondants sur le territoire; répercussions négatives potentielles sur l'eau et sur l'air;

- *recouvrement des sols inondés* : inefficace dans la zone de marnage ou dans les milieux instables et impraticable à une grande échelle;
- **la réduction de la biodisponibilité et de la production de méthylmercure**, soit l'ajout de substance inhibant la méthylation du mercure :
 - *ajout de sels de sulfites* : pour induire la formation du sulfure de mercure au lieu de méthylmercure, mais une remise en circulation du mercure par l'action bactérienne est possible;
 - *chaulage* : hausse du pH pour induire une déméthylation; des résultats variables ont été obtenus, des effets inverses pouvant survenir dans des eaux riches en matières organiques; cela demeure impraticable à une grande échelle;
 - *maintien de sédiments en suspension* : le mercure tend à se lier aux particules, mais une remise en circulation du mercure plus en aval est possible et un impact négatif sur la qualité de l'eau et la productivité biologique est probable;
 - *manipulation génétique de bactéries* : pour induire une déméthylation par l'action bactérienne; son efficacité, surtout à grande échelle, reste à démontrer;
- **la réduction de la bioaccumulation du mercure**, par les poissons :
 - *ajout de sélénium* : pour réduire la bioaccumulation du mercure en induisant celle du sélénium; des impacts négatifs sont possibles puisqu'il s'agit aussi d'un contaminant potentiellement toxique;
 - *ajout d'éléments nutritifs* : pour accroître la croissance des poissons et ainsi réduire les teneurs en mercure, mais les études tentées n'ont pas été probantes;
 - *pêche intensive* : pour induire un remplacement rapide des classes d'âge ayant fortement accumulé le mercure dans les populations de poissons; c'est une méthode qui serait efficace pour des petits plans d'eau (< 5 km²), mais moins applicable à de grandes surfaces, surtout s'il n'y a pas eu de déboisement préalable, en raison des grandes quantités de poissons à retirer. Hydro-Québec, en collaboration avec l'Université du Québec à Montréal et les Cris de Nemaska, évalue actuellement la faisabilité de cette méthode (Surette *et al.*, 2001);

- *introduction de nouvelles espèces* : l'addition d'espèces de poissons à courte chaîne alimentaire pourrait réduire les concentrations de mercure accumulées, surtout pendant la période de forte production; cette mesure n'a cependant jamais été tentée et il faudrait une connaissance approfondie de la communauté de poissons pour prévoir les effets d'un tel ajout. De plus, la réglementation actuelle l'interdit;
- *vidange du réservoir* : pour éliminer une grande portion des éléments nutritifs et du mercure produit durant l'explosion trophique initiale; la matière organique subsiste et le processus peut recommencer, sans compter les effets négatifs sur la production de poissons et le transfert du mercure en aval.

À la suite de cette revue critique, le sous-comité Environnement de la Convention sur le mercure concluait qu'aucune mesure d'atténuation à la source ne pouvait être recommandée pour les raisons suivantes: efficacité incertaine, possibilité d'effets secondaires sur la faune aquatique et impraticabilité technique et économique. Par exemple, le déboisement et le décapage du réservoir projeté Eastmain 1 a été évalué à environ 1 milliard de dollars, soit un prix de revient d'environ 20 000 dollars l'hectare, pour un rendement annuel en poissons non piscivores d'environ 1 kg à l'hectare. En considérant que les teneurs en mercure de ces poissons augmenteront durant 20 ans, cela revient à un coût de 1 000 dollars du kg de poissons.

Mesures de compensation

L'impossibilité d'appliquer des mesures d'atténuation à la source a amené, dès 1989, le Comité de la Baie James sur le mercure, qui gère la Convention sur le Mercure (1986), à mettre de l'avant une nouvelle approche qui visait plutôt à réorienter les activités traditionnelles de récolte de nourriture de façon à réduire l'exposition au mercure et, par le fait même, le risque à la santé. Les mesures préconisées visaient la récolte de poissons et d'autres ressources fauniques à faible teneur en mercure. Il s'agissait, soit de subventions permettant cette récolte, soit d'aménagements ou d'études favorisant la récolte ou la production de ces ressources.

Les mesures suivantes ont été mises en application dans le contexte de la Convention sur le Mercure (1986) (Tremblay et Langlois, 1996) :

Communauté de Chisasibi :

- subvention de pêches familiales de 1991 à 1995, dont plus de 85 % du poids des captures était constitué de poissons non piscivores (grand corégone, meuniers et cisco de lac);

- subvention de la pêcherie de ciscos de lac (84 % des captures) et de grands corégones (16 %) de la rivière Piagochioui (de 1991 à 1995);
- aménagement de sites pour la récolte de sauvagine consistant principalement à creuser des étangs artificiels ou à déboiser et à débroussailler les abords d'étangs ou de cours d'eau de façon à rendre ces milieux plus attrayants pour la sauvagine et à augmenter le succès de chasse (de 1990 à 1995);
- recherche, dans le réservoir Robert-Bourassa, en 1992 et en 1993, des populations d'esturgeon jaune (*Acipenser fulvescens*), présentes dans La Grande Rivière, avant la mise en eau, dans l'espoir d'en faire une exploitation; compte tenu du faible nombre de spécimens repérés et de la grande vulnérabilité de l'espèce à la surexploitation, le comité n'a pas jugé souhaitable de maintenir ce projet au-delà de 1993.

Communauté de Wemindji :

- évaluation des teneurs en mercure des poissons marins (chabosseaux – *Myoxocephalus* spp. et ogac – *Gadus ogac*) et anadromes (grand corégone, cisco de lac, omble de fontaine);
- subvention de pêches côtières dans les régions de Goose Island, Moar Bay et Old Factory visant la récolte de grands corégones (71 % de la récolte), de ciscos de lac (21 %) et d'ombles de fontaine (8 %) de 1989 à 1995;
- subvention de pêches à l'esturgeon jaune dans la rivière Opinaca, en aval du point de dérivation des eaux vers le réservoir Robert-Bourassa.

Communauté d'Eastmain :

- subvention de pêches communautaires dans les zones côtières (Spit Island) et intérieures (rivière Eastmain en amont de la dérivation, rivière Opinaca en aval de la dérivation et lacs naturels) visant la récolte de grands corégones (38 % des captures), de dorés jaunes (22 %), de touladis (20 %), de grands brochets (16 %) et de meuniers (4 %) de 1992 à 1995;
- subvention de pêches communautaires à l'esturgeon jaune dans la rivière Eastmain, en amont du réservoir Opinaca.

Communauté de Mistissini :

- études sur l'esturgeon jaune du secteur amont de la rivière Rupert (suivi biologique des spécimens capturés et faisabilité de la reproduction artificielle de l'esturgeon jaune).

Mesures réalisées pour toutes les communautés :

- installation et expérimentation au réservoir Robert-Bourassa d'un filet-trappe permettant de conserver les poissons vivants et de sélectionner les espèces ou les tailles les moins concentrées en mercure;
- mesure des teneurs en mercure des poissons d'une quinzaine de lacs naturels exploités par les Cris;
- étude de la faisabilité d'augmenter la production piscicole de lacs et de rivières situés sur des lots de piégeage bordant La Grande Rivière;
- évaluation du potentiel commercial de pêches communautaires au grand corégone et au cisco de lac dans la région des rivières Roggan et au Phoque;
- évaluation du potentiel commercial de la pêche de poissons anadromes à l'embouchure des rivières Roggan et Piagochiou;
- évaluation de la faisabilité de pêches commerciales au grand corégone et au cisco de lac dans le réservoir Robert-Bourassa;
- inventaire des huttes de castor actives en bordure du réservoir Robert-Bourassa.

La mise en application de ces mesures a contribué à réduire l'exposition des Cris au mercure tout en encourageant leurs activités traditionnelles d'exploitation des ressources halieutiques et fauniques (Chevalier *et al.*, 1997).

3. MÉTHODES

Ce chapitre présente la démarche méthodologique appliquée dans le contexte du suivi des teneurs en mercure des poissons, pour les relevés effectués au complexe La Grande de 1978 à 2000. Il décrit la stratégie d'échantillonnage adoptée, les mesures prises sur le terrain, les analyses en laboratoire et les méthodes de contrôle utilisées pour en assurer la qualité, ainsi que l'approche statistique utilisée et les aspects relatifs aux modes de présentation des résultats.

3.1 Stratégie d'échantillonnage

De 1978 à 2000, soit avant et après les aménagements, des poissons ont été prélevés à l'une ou l'autre des 88 stations d'échantillonnage réparties dans les milieux naturels (tableau 3.1) et aménagés de la région du complexe La Grande (tableau 3.2). Des poissons ont également été récoltés sur la côte est de la baie James (tableau 3.3). La carte en pochette illustre la localisation de toutes les stations.

Un ensemble de données provenant de stations d'échantillonnage situées hors de la région du complexe La Grande a également été considéré. Il s'agit de stations localisées en milieu naturel ou dans des réservoirs dont la mise en eau remonte à plusieurs décennies (figure 1.1).

Pour des raisons de logistique, le territoire du complexe La Grande a été scindé en deux secteurs, est et ouest. La limite entre les deux a été établie sur la base de la présence ou de l'absence de certaines espèces de poissons. Le doré jaune et le cisco de lac sont présents uniquement dans le secteur ouest et il en est de même pour les grands corégones nains dans le secteur est. La limite entre les deux secteurs se situe approximativement au niveau de la centrale La Grande-4 (figure 1.2). En général, les relevés ont eu lieu à tous les deux ans, les secteurs étant échantillonnés en alternance (figure 3.1).

À chaque station, les pêches visaient à obtenir 30 spécimens des espèces cibles suivantes : meunier rouge, grand corégone (populations normale et naine), grand brochet, touladi (secteur est seulement) et doré jaune (secteur ouest seulement). Les critères de sélection de ces espèces sont les suivants : espèces piscivores et non piscivores, consommées par les autochtones et bien réparties à l'intérieur du territoire après la mise en eau des réservoirs. Un effort de pêche pouvant aller jusqu'à 24 filets-jour est déployé pour obtenir les spécimens requis. Les espèces incidentes, soit les espèces moins abondantes dans les milieux échantillonnés, sont également conservées, à titre indicatif, jusqu'à un maximum de 30 spécimens par espèce et par station. Les espèces incidentes les plus fréquemment récoltées sont le cisco de lac, la lotte, l'omble de fontaine et l'esturgeon jaune.

Tableau 3.1 Stations échantillonnées dans les lacs naturels de la région du complexe La Grande au cours du suivi des teneurs en mercure dans les poissons (1978-2000).

Stations	1980	1984	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
Lac Yasinski (C2 005)					v												
Lac Bruce (C2 128)					v												
Lac McNab (C2 129)					v												
Lac Vieux-Comptoir (C2 130)					v												
Lac Conn (C2 131)					v												
Lac Roggan (C3 024)					v												
Lac Pamigamichi (C3 025)					v												
Lac Craven (C3 026)					v												
Lac Julian (C3 027)					v												
Lac Intersection (C3 028)					v												
Lamartillières (CA 170)										v							
Sénarumont (CA 171)										v							
Desgenettes (CA 172)										v							
Baie Lecourbe (CA 173)										v							
Lac Sérigny (CE 012)*				v				v		v		v				v	
Lac Hazeur (CE 034)*						v			v			v				v	
Lac Duxbury (EA 012)					v												
Lac Rond-de-Poêle/Pikutamaw (EA 302)*		v	v		v		v		v		v		v		v		v
Lac Wawa (G2 275)		v															
Lac Tilly (G3 437)						v											
Lac des Vœux (G4 401)*								v		v		v		v			
Lac de la Montagne du Pin (KA 014)																	
Lac Nouveau (OP 412)	v																
Lac Frégate (PO 004)								v									
Lac Corvette (PO 457)								v									
Lac Detcheverry (SB 400)*																	
Lac Kaychikutinaw (SK 200)							v		v		v		v		v		v
Lac Anonyme (SK 201)																	

* Milieux témoins v Année d'échantillonnage

Tableau 3.2 (suite) Stations échantillonnées dans les milieux aménagés du complexe La Grande au cours du suivi des teneurs en mercure dans les poissons (1978-2000).

	1978	1980	1981	1982	1984	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
RÉSERVOIRS (suite)																				
Laforge 1^o																				
Laforge (LA 115)							v		v		v		v		v		v		v	
Vincelotte (LA 116)							v		v		v		v		v		v		v	
Lac Vaulezar (LA 095)													O							
Lac Jobert (LA 119)							O				O		v		v		v		v	
Lac des Œufs (LA 134)													v		v		v		v	
Laforge 2^o																				
Fontanges (LA 901)									v		v		v		v		v		v	
MILIEUX À DÉBIT AUGMENTÉ																				
La Grande Rivière																				
Estuaire (FG 003)						v														
Fort George aval (FG 006)																v				v
Chisasibi (FG 017)						v		v								v		v		v
LG 1 aval (FG 034)						v							v			v		v		v
Fort George (FG 400)				v		v		v				v		v		v		v		v
VOIES DE DÉRIVATION																				
Dérivation Boyd-Sakami																				
Sakami (SK 400)	O				v	v		v		v		v		v		v				v
Boyd (SK 403)												v								
Côté (SK 600)						v		v		v		v		v		v				v
Ladouceur (SK 601)						v		v		v		v		v		v				v
Dérivation Laforge																				
Lac Arbour (G4 402)													v		v		v		v	
Brisay aval (LA 118)							v		v		v		v		v		v		v	
MILIEUX À DÉBIT RÉDUIT																				
Rivières Eastmain et Opinaca																				
Seuil 5 (EA 028)		O				v														
Seuil 9 (EA 093)																				
Eastmain-Opinaca (EA 300)					v	v		v				v								
Eastmain (EA 301)					v	v		v				v								
Rivière Vincelotte																				
Vincelotte amont (LA 121)							v				v		v							
Rivière Caniapiscau																				
Eaton amont (CE 007)					v		v		v		v		v		v					
Calcaire (CN 034)									v		v		v		v					
Cambrien (CN 048)					v		v		v		v		v		v					

O : Année d'échantillonnage en conditions naturelles

a Milieux à débit augmenté (La Grande Rivière) jusqu'en 1993

v : Année d'échantillonnage en conditions aménagées

b Retenue Vincelotte (dérivation Laforge) jusqu'en 1993

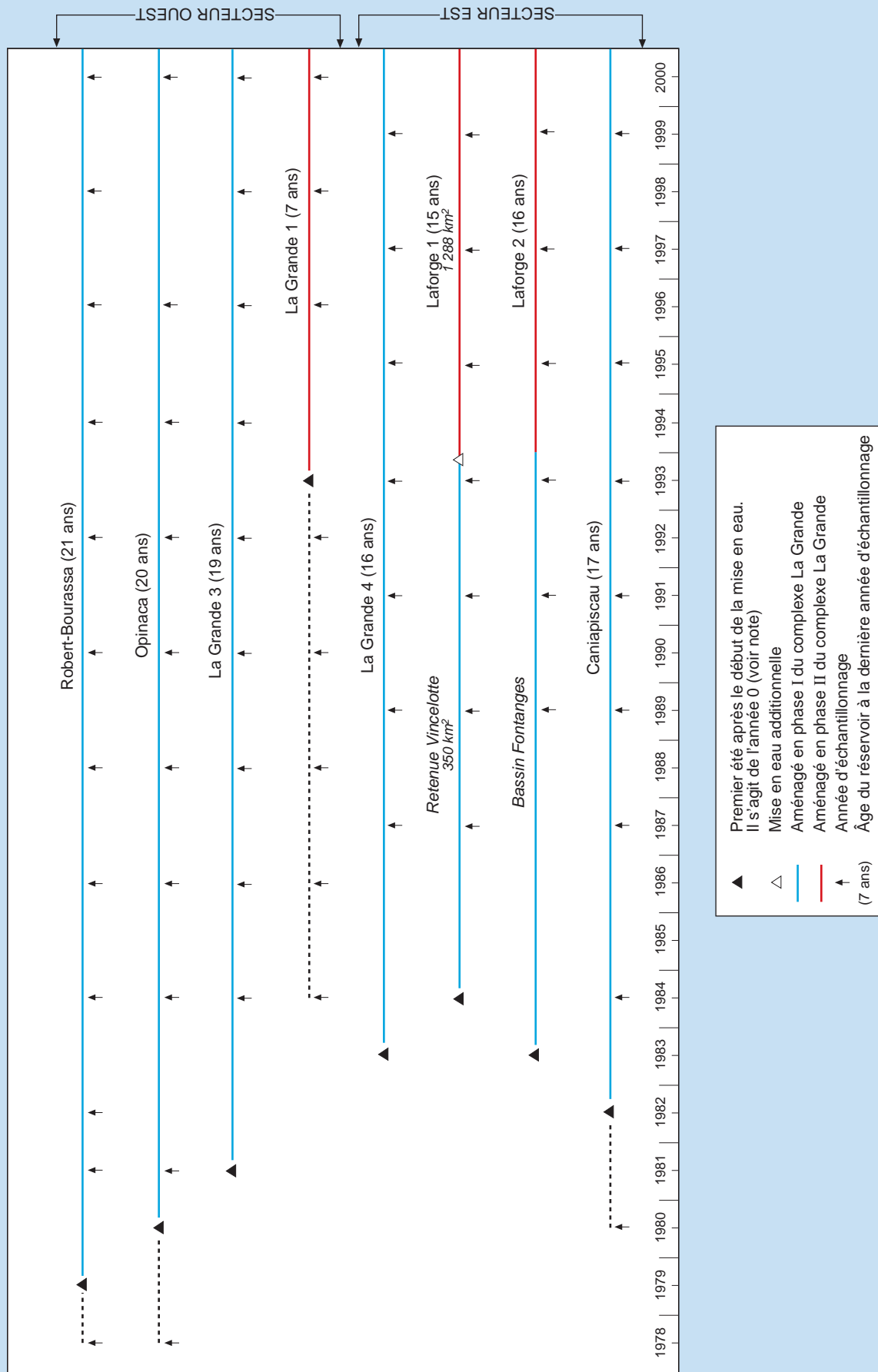
c Bassin Fontanges (dérivation Laforge) jusqu'en 1993

Tableau 3.3 Stations échantillonnées le long de la côte est de la baie James au cours du suivi des teneurs en mercure des poissons du complexe La Grande (1978-2000).

Stations	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996
MILIEU CÔTIER										
Kakassituq (BJ 055)						v				
Dead Duck (BJ 056)	v			v		v				v
Aquatuc (BJ 057)	v			v		v				
Tees Bay (BJ 058)	v			v		v				
Goose Bay (BJ 059)				v						
Attikuan (BJ 060)		v		v						
Paul Bay (BJ 061)	v	v		v		v				v
Many Islands (BJ 062)	v	v				v				
Île Black (BJ 321)	v									
Rivière Cailliet (C2 132)		v		v						
Old Factory (C2 134)				v						
Moar Bay (C2 135)				v						
Goose Island (C2 136)				v						
Rivière Guillaume (C3 029)		v		v						
Rivière Piagochioui (C3 030)		v		v						
Rivière Kapsaouis (C3 031)		v		v						
Rivière Piagochioui amont (C3 034)								v		
Île Grass (FG 303)	v			v		v				v
Îles Loon (FG 305)	v					v				v

v Année d'échantillonnage

Note : Il n'y a pas eu d'échantillonnage avant 1987 ou après 1996



Note : Par exception, le réservoir La Grande 1 ayant été rempli en seulement un mois, en octobre 1993, cette année est considérée l'année 0.

Figure 3.1 Dates de mise en eau et d'échantillonnage des réservoirs du complexe La Grande.

Le grand corégone nain est considéré, depuis 1993, comme une espèce cible additionnelle. En effet, une analyse effectuée en 1993 a démontré la présence de populations sympatriques de grands corégones nains et normaux dans le secteur est (Doyon, 1995a; Doyon *et al.*, 1998a). Bernatchez (1996) a montré que ces populations sont génétiquement distinctes. Elles présentent des taux d'accumulation du mercure significativement différents, plus élevés chez la population naine (Doyon, 1995b; Doyon *et al.*, 1997a, 1998b).

Les informations relatives aux engins de pêche, à la stratégie d'échantillonnage des poissons, aux prélèvements et à la conservation des échantillons de chair pour la détermination de leur teneur en mercure sont détaillées dans Tremblay *et al.* (1996a).

De 1978 à 2000, un total de 34 734 spécimens, dont 28 636 spécimens d'espèces cibles (tableau 3.4), ont été récoltés pour le suivi du mercure dans les poissons au complexe La Grande.

3.2 Mesures et prélèvements effectués sur les poissons

De 1978 à 2000, les spécimens capturés ont toujours été manipulés de la façon suivante:

- identification à l'espèce, mesure de la longueur totale (mm) et de la masse (g);
- détermination du sexe et de la maturité sexuelle selon la classification de Buckmann (1929);
- prélèvement dans presque tous les cas de pièces anatomiques pour la détermination de l'âge, soit les otolithes et les écailles pour le grand corégone et le touladi; les rayons de nageoire pour le meunier rouge; le cleithrum et les écailles pour le grand brochet; les otolithes et l'opercule pour le doré jaune. Depuis 1993, le prélèvement d'écailles n'est plus effectué chez le grand corégone en raison d'imprécisions obtenues pour les vieux spécimens (Power, 1978);
- prélèvement d'une portion de tissu musculaire (de 20 à 50 g) exempt de peau et d'arêtes abdominales;
- prélèvement, chez environ 10 % des spécimens, de trois portions (triplicata) de tissu musculaire (échantillons fantômes) pour un contrôle de la qualité;
- congélation des tissus musculaires et expédition au laboratoire d'analyse.

Tableau 3.4 Répartition des principales espèces de poissons analysés pour leur teneur en mercure de 1978 à 2000.

Année	Meunier rouge	Grand corégone*	Grand brochet	Touladi	Doré jaune	Total
RÉSEAU DE SUIVI ENVIRONNEMENTAL DU COMPLEXE LA GRANDE**						
1978	83	102	91	0	104	380
1980	113	137	57	106	0	413
1981	0	59	9	0	59	127
1982	151	150	147	0	145	593
1984	225	407	327	96	240	1295
1986	417	586	562	43	295	1903
1987	400	450	302	312	0	1464
1988	200	846	768	99	396	2309
1989	390	393	253	273	0	1309
1990	185	615	411	0	222	1433
1991	418	472	241	245	0	1376
1992	235	495	476	0	355	1561
1993	591	654	432	422	0	2099
1994	306	661	612	8	377	1964
1995	569	619	329	301	0	1818
1996	395	676	621	9	378	2079
1997	464	442	347	235	0	1488
1998	257	390	409	11	178	1245
1999	464	453	387	237	5	1546
2000	479	663	628	7	457	2234
Total	6342	9270	7409	2404	3211	28636
HORS DU RÉSEAU DE SUIVI ENVIRONNEMENTAL DU COMPLEXE LA GRANDE***						
1978			153	59		212
1984			91			91
1985	29	56	116		30	231
1986			65			65
1987		32	100	34		166
1988		30	44		9	83
1989		51			80	131
1990		23			27	50
1991		32			44	76
1992			119			119
Total	29	224	688	93	190	1224

* Formes normale et naine cumulées

** D'autres espèces (incidentes) ont également été considérées, soit 2 293 ciscos de lac, 886 grands corégones nains, 1 006 lottes, 1 027 ombles de fontaine, 55 ouananiches, 119 esturgeons jaunes, 258 ménominis ronds, 84 meuniers noirs, 19 perchaudes, 50 ménés de lac, 168 chaboisieux à quatre cornes et 133 ogacs

*** Poissons analysés pour déterminer la durée du phénomène d'augmentation du mercure en réservoirs. Les espèces incidentes hors du complexe La Grande représentent 990 meuniers noirs, 354 ciscos de lac, 114 laquaiches argentées, 71 laquaiches aux yeux d'or, 65 dorés noirs, 461 ombles de fontaine, 209 esturgeons jaunes, 205 éperlans arc-en-ciel, 353 ombles chevaliers et 317 ouananiches

Au fil des années, la procédure de sélection des classes de taille des spécimens à considérer pour fins d'analyse a été modifiée. De 1978 à 1986, les 30 spécimens par espèce cible étaient répartis dans 6 classes de longueur, déterminées par le plus long et le plus court spécimen de chaque espèce, en épousant la forme d'une courbe normale (Messier *et al.*, 1985; Brouard, 1988), soit :

	classe de longueur						
	1	2	3	4	5	6	
plus court spécimen +							+ plus long spécimen
	2	5	8	8	5	2	
	nombre de spécimens recherchés par classe						

Depuis 1987, le nombre de spécimens à récolter est le même dans chacune des classes de taille afin de leur donner un poids égal (Brouard *et al.*, 1987). Cette approche permet une plus grande précision dans l'établissement de la relation longueur-mercure et dans l'analyse des variabilités spatio-temporelles, sans pour autant invalider les résultats antérieurs. En outre, une distribution uniforme des longueurs au sein d'une même classe est visée. Dans l'éventualité où il est impossible de combler une classe de taille donnée à l'aide des poissons récoltés, des spécimens supplémentaires sont prélevés dans les classes voisines. L'analyse des rendements de pêche de 1978 à 1984 (Brouard *et al.*, 1987) a permis d'établir des classes de longueur prédéterminées par espèce (tableau 3.5).

3.3 Analyses

Avant 1989, le dosage du mercure a toujours été effectué sur un homogénat de filet entier de chaque poisson, parce qu'il s'agit vraisemblablement d'un échantillon représentatif de la chair consommée par les utilisateurs autochtones ou autres. Par la suite, le dosage a été effectué sur un petit échantillon de chair seulement puisqu'une étude a montré que les teneurs en mercure mesurées sur diverses parties du filet, soit les portions antérieure, médiane et postérieure, ne différaient pas significativement entre elles (Brouard *et al.*, 1990).

Après leur réception au laboratoire d'analyse, les échantillons de chair sont décongelés avant leur digestion acide, selon la procédure développée par Environnement Canada (méthode NAQUADAT n° 80601-2). Les dosages sont effectués au moyen d'un spectrophotomètre à absorption atomique. D'autres détails méthodologiques apparaissent dans Philip Services Analytiques inc. (2000). Selon les années, les analyses ont été confiées à quatre laboratoires qui ont suivi

Tableau 3.5 Répartition du nombre de spécimens à récolter selon l'espèce et la classe de taille.

<i>Espèces</i>	<i>Classe de tailles (mm)</i>	<i>Effectif par classe</i>	<i>Espèces</i>	<i>Classe de tailles (mm)</i>	<i>Effectif par classe</i>
Meunier rouge	100-200	6	Doré jaune	200-300	6
	200-300	6		300-400	6
	300- 400	6		400 -500	6
	400-500	6		500-600	6
	500-600	<u>6</u>		600-700	<u>6</u>
		30			30
Grand corégone normal	100-200	6	Grand brochet	400-500	5
	200-300	6		500-600	5
	300- 400	6		600- 700	5
	400-500	6		700-800	5
	500-600	<u>6</u>		800-900	5
		30		900-1000	<u>5</u>
					30
Grand corégone nain	< 150	5	Touladi	400-500	5
	150-175	5		500-600	5
	175- 200	5		600 -700	5
	200-225	5		700-800	5
	225-250	5		800-900	5
	>250	<u>5</u>		900-1000	<u>5</u>
		30			30

Note : Les longueurs standardisées sont indiquées en caractères gras.

rigoureusement la même procédure (Éco-Recherches, Laboratoire S.M., Analex inc. ou Philip Services Analytiques inc). Il n'y a pas eu de changement dans les résultats obtenus pour les milieux naturels avec les changements de laboratoire. Sauf indication contraire, tous les résultats sont exprimés en mg de mercure total/kg de chair (poids humide).

Les diverses procédures de contrôle de la qualité effectuées au laboratoire d'analyse visent essentiellement à évaluer la performance analytique en étudiant les aspects relatifs à la précision analytique (réplicabilité et limite de détection) et à la fiabilité des résultats (répétabilité, récupération, reproductibilité et justesse). Une description de chacun de ces paramètres est fournie par les laboratoires,

notamment Philip Services Analytiques (2000). Six contrôles de qualité, détaillés par Analex (1995), ont été effectués quotidiennement sur les échantillons analysés :

- sept standards sont utilisés, couvrant le champ optimal des mesures, pour établir la courbe de calibration pour le calcul des résultats. Une courbe est dosée à tous les 20 échantillons;
- trois blancs (essais sans chair de poisson) sont utilisés pour établir la base des mesures;
- un blanc sans réactif est mesuré pour suivre le niveau de contamination en mercure des réactifs (comparaison avec les trois blancs précédents);
- deux échantillons de contrôle, dont un certifié, sont analysés en triplicata par tranche de 45 échantillons;
- un échantillon de poisson sur 15 est analysé en triplicata afin de déterminer la réplicabilité des analyses;
- huit échantillons de contrôle, soit cinq étalons certifiés et trois contrôles internes, sont analysés de façon répétée afin d'évaluer la réplicabilité, la répétabilité et la reproductibilité des analyses.

S'ajoute à ces contrôles, une participation du laboratoire d'analyse au programme d'assurance-qualité du mercure de l'Institut des eaux douces de Pêches et Océans Canada (Winnipeg). La reproductibilité (ou justesse) des résultats obtenus de 1986 à 2000 est en moyenne de 102,7 %, ce qui est excellent. Toutes les statistiques relatives à ces évaluations de performance analytique sont colligées dans un rapport présenté annuellement à Hydro-Québec par le laboratoire d'analyse, lequel détaille le mode de gestion des échantillons, les procédures de contrôle ainsi que l'évaluation de la performance analytique.

Un contrôle de qualité additionnel est effectué à partir de triplicata d'échantillons fantômes expédiés à l'insu du laboratoire (10 % des échantillons). À titre indicatif, soulignons que les coefficients de variation (écart type/moyenne x 100) des échantillons fantômes sont très faibles. Ils varient de 4,1 à 7,1 % de 1990 à 2000, pour une moyenne de 5,9 %. De plus, les résultats font l'objet d'une vérification supplémentaire en mettant en relation, par des diagrammes de dispersion, la teneur en mercure obtenue avec la longueur des poissons. Cette vérification permet d'identifier les échantillons qui présentent des valeurs anormales. Lorsque cela survient ou que les coefficients de variation des échantillons fantômes sont trop élevés (> 10 %), une reprise des analyses est alors demandée.

Puisque la limite de détection depuis 1997 est plus basse que celle des années antérieures (0,01 à 0,02 mg/kg contre 0,05 mg/kg), plusieurs valeurs inférieures à 0,05 mg/kg ont été obtenues. Cette situation étant susceptible d'entraîner un biais par rapport aux années antérieures, les données inférieures à 0,05 mg/kg mesurées en 1998 et 2000 ont été ramenées à ce seuil, afin de les rendre comparables à celles des années précédentes.

3.4 Traitement statistique

Comparaisons

L'étude de l'évolution spatio-temporelle du mercure est réalisée en calculant la teneur moyenne en mercure pour un spécimen de longueur standardisée, et ce, pour divers milieux et années d'échantillonnage. Ces longueurs standardisées, qui correspondent approximativement aux longueurs moyennes des captures, ont été établies comme suit pour les principales espèces :

- | | | | |
|---------------------|--------|-------------------------|--------|
| • meunier rouge : | 400 mm | • grand brochet : | 700 mm |
| • grand corégone : | 400 mm | • touladi : | 600 mm |
| • cisco de lac : | 300 mm | • doré jaune : | 400 mm |
| • esturgeon jaune : | 700 mm | • grand corégone nain : | 200 mm |

Deux types de comparaisons ont été effectuées afin de répondre aux questions soulevées par le suivi. Il s'agit de comparaisons temporelles (interannuelles) ou spatiales, réalisées pour un même réservoir (stations regroupées) ou par station.

Pour les comparaisons temporelles, l'état de référence des teneurs en mercure dans les poissons en conditions naturelles a été établi à partir des données récoltées dans un total de 35 lacs naturels de la région du complexe La Grande, échantillonnés entre 1978 et 1994. Cette approche permet de maximiser les données disponibles étant donné la variabilité appréciable dans les teneurs d'un lac à l'autre. Pour les quelques lacs ayant été échantillonnés plus d'une fois, seules les données les plus récentes de 1978 à 1994 ont été retenues; une telle démarche est justifiée par l'absence de tendance temporelle dans les teneurs en mercure mesurées pour chacune des espèces cibles dans ces lacs. Pour le grand corégone nain, des données plus récentes (1999) ont, par exception, été utilisées puisque l'identification des populations naines est survenue en 1993.

Pour toutes les espèces, des teneurs distinctes ont été calculées pour l'état de référence des secteurs est et ouest, à cause d'une part, des différences observées dans la structure de leurs communautés de poissons et, d'autre part, des différences significatives observées entre les teneurs des grands corégones de chacun des secteurs.

Comme les populations de grands corégonos normaux et nains ont été confondues avant 1993, les comparaisons temporelles réalisées pour les grands corégonos normaux du secteur est n'ont été effectuées que sur les spécimens de longueur supérieure à 300 mm pour les milieux où des populations naines sont présentes. Cette procédure permet d'éviter la présence de spécimens nains dans les effectifs utilisés et d'introduire un biais dans les résultats.

De façon à uniformiser l'analyse des données et le mode de présentation des résultats, l'âge des réservoirs a été calculé à partir du premier été de mise en eau qui correspond à l'âge 0 (figure 3.1). Le réservoir La Grande 1 constitue une exception puisque sa mise en eau a été très rapide (1 mois) et qu'elle est survenue à l'automne de l'année (1993) qui est alors considérée comme l'âge 0. L'âge 0 des milieux à débit augmenté correspond à la mise en service des ouvrages de transfert des eaux, alors que celui des milieux à débit réduit correspond à la date de coupure ou de réduction de leurs débits.

Approche statistique

L'approche statistique utilisée pour décrire l'évolution spatio-temporelle des teneurs en mercure dans les poissons a été optimisée en 1995. Jusqu'en 1993, l'approche statistique utilisée reposait sur la régression linéaire, l'analyse de covariance (ANCOVA) et le test de comparaisons multiples des moyennes SNK (Brouard *et al.*, 1987), laquelle engendrait certaines difficultés d'application, surtout pour les données obtenues peu après la mise en eau des réservoirs. En effet, la mise en eau augmente de façon marquée le taux d'accumulation de mercure des poissons et donc, change la courbe de la teneur en mercure en fonction de la longueur. L'utilisation de la régression linéaire, correcte en condition naturelle, s'avérait alors souvent inadéquate. De plus, les conditions d'application de l'analyse de covariance n'étaient plus respectées peu après la mise en eau, particulièrement en ce qui concerne l'égalité des pentes des droites représentant la teneur en mercure en fonction de la longueur. Il n'était alors plus possible de comparer statistiquement le taux d'accumulation en mercure avant et après la mise en eau. L'utilisation du test de comparaisons multiples des moyennes SNK était également inadéquate lorsque la longueur moyenne des poissons variait d'une année à l'autre, ce qui est fréquent peu après la mise en eau.

L'analyse de régression polynomiale avec variables indicatrices (Tremblay *et al.*, 1997) a été adoptée en 1995, car elle élimine les contraintes évoquées ci-haut. Elle permet de comparer statistiquement des relations d'allure différente (linéaire ou curviligne) sur le plan de leur forme et de leur position dans un graphique représentant les teneurs en mercure en fonction de la longueur des poissons. Elle permet également de comparer statistiquement des teneurs moyennes en mercure estimées pour une longueur standardisée plutôt que des teneurs moyennes de poissons de toutes les longueurs.

Les détails de l'approche statistique utilisée, basée sur la régression polynomiale avec variables indicatrices, sont présentés dans un document distinct (Tremblay et Doyon, 1996) qui décrit toutes les étapes d'application et d'interprétation des résultats. Les analyses antérieures à 1995 ont toutes été reprises avec cette méthode afin de permettre une analyse rigoureuse de toutes les données disponibles depuis le début du suivi. Son utilisation n'invalide d'aucune façon l'interprétation et les enseignements tirés de l'utilisation de la méthode précédente et présentés dans les rapports antérieurs publiés par la SEBJ ou Hydro-Québec. La figure 3.2 illustre le cheminement utilisé dans le cadre de cette nouvelle approche statistique. La signification des tests statistiques utilisés correspond à un niveau de probabilité de 95 %.

Les conditions d'application de cette procédure, soit la normalité des résidus et l'homogénéité des variances (homoscédasticité), ont été vérifiées pour chaque analyse réalisée, par l'examen visuel des graphiques appropriés, tel qu'illustré dans Tremblay et Doyon (1996). Par ailleurs, la méthode de régression polynomiale avec variables indicatrices est reconnue pour être modérément robuste à un léger écart dans l'homoscédasticité.

Par ailleurs, la méthode de Box-Cox Bartlett a été utilisée pour déterminer les meilleures transformations à utiliser sur les données pour satisfaire les conditions d'application de la régression polynomiale avec variables indicatrices. L'utilisation de cette méthode a mis en évidence que la transformation logarithmique et celle de la racine carrée étaient celles qui étaient le plus souvent adéquates. À la suite de cette constatation, la meilleure transformation, lorsque requise, était conservée tout au long des analyses pour chacune des espèces, soit :

Grand corégone	: logarithmique	Omble de fontaine	: racine carrée
Grand brochet	: racine carrée	Touladi	: logarithmique
Meunier rouge	: données brutes	Doré jaune	: données brutes
Cisco de lac	: racine carrée	Lotte	: racine carrée
Esturgeon jaune	: logarithmique	Chabosseau à quatre cornes	: racine carrée

La régression polynomiale avec variables indicatrices consiste essentiellement à définir une équation (désignée aussi sous le terme de modèle) qui permet d'estimer la teneur en mercure en fonction d'un polynôme de la longueur du poisson. La longueur a été choisie de préférence à toute autre caractéristique des poissons parce qu'elle est directement mesurable, lors de la capture, par le consommateur

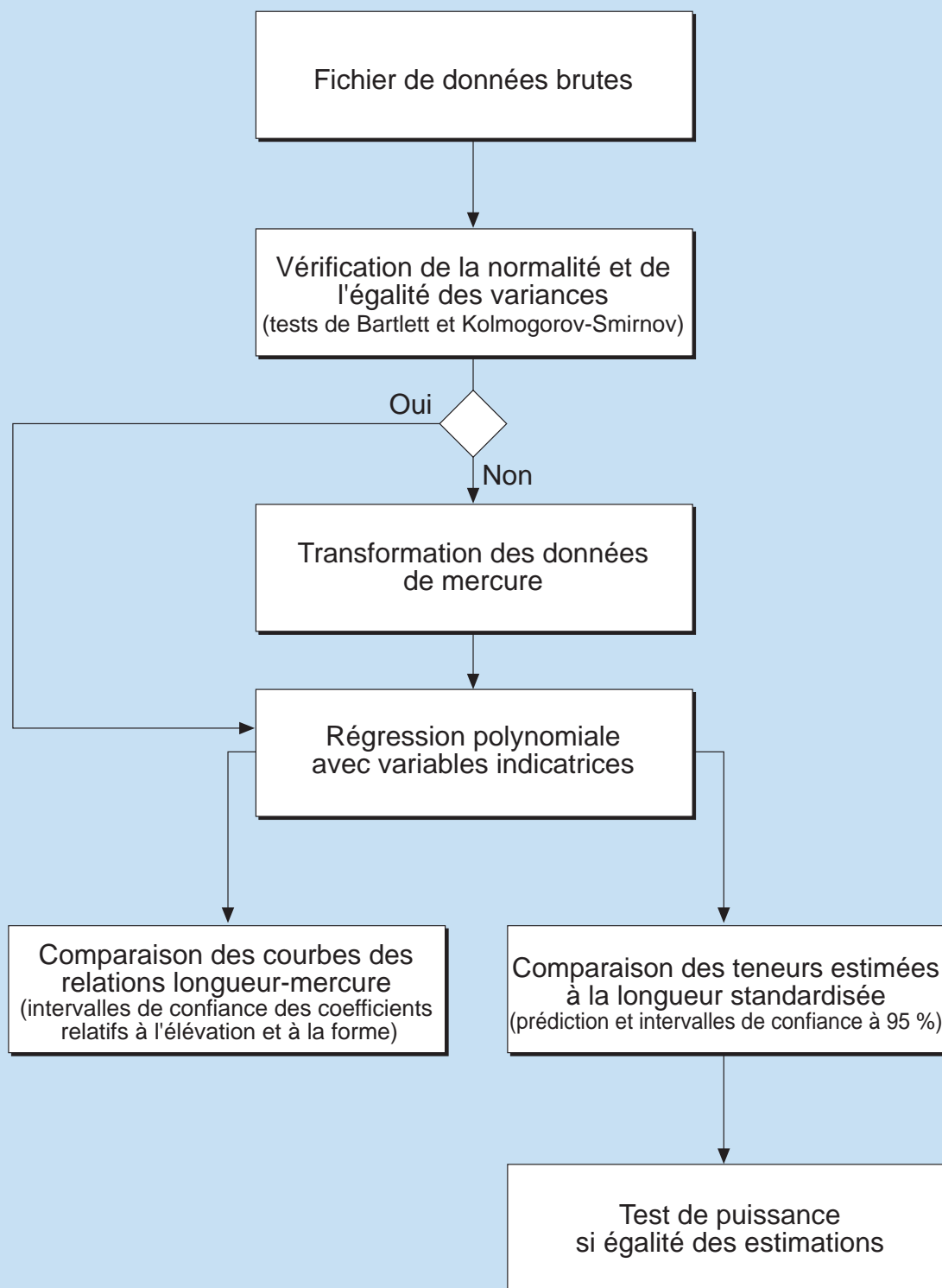


Figure 3.2 Cheminement de l'analyse statistique des données sur le mercure.

éventuel et qu'elle exprime, jusqu'à un certain point, la croissance et l'âge des spécimens. Ce polynôme prend ainsi la forme suivante :

$$[Hg] = C + (K_1 \times \text{longueur}) + (K_2 \times \text{longueur}^2) + \dots + (K_n \times \text{longueur}^n)$$

où : C = une constante;

K_1 à K_n = le coefficient de chaque terme.

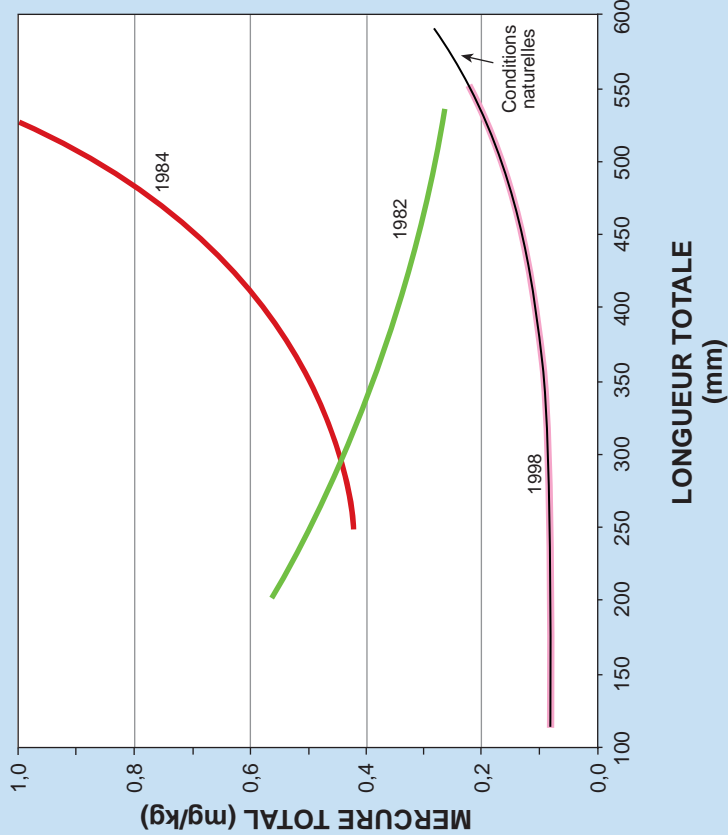
Ce polynôme permet de décrire une relation aussi bien linéaire que curviligne. Généralement, il est possible d'obtenir suffisamment de flexibilité avec un polynôme d'ordre 2 (c'est-à-dire incluant la longueur au carré).

L'ajout de variables indicatrices (nombres binaires) à cette équation permet de différencier chacune des années ou des stations comparées en ce qui concerne la forme de la relation mercure-longueur et son élévation dans un graphique représentant les teneurs en mercure (axe des y) en fonction de la longueur (axe des x). En effet, l'équation générale obtenue peut être fractionnée en sous-équations décrivant spécifiquement, s'il y a lieu, la relation pour une station ou une année donnée. Une comparaison multiple des courbes des relations longueur-mercure ainsi sélectionnées est ensuite réalisée à partir des intervalles de confiance (95 %) autour des paramètres relatifs à l'élévation et à la forme de chacune des courbes.

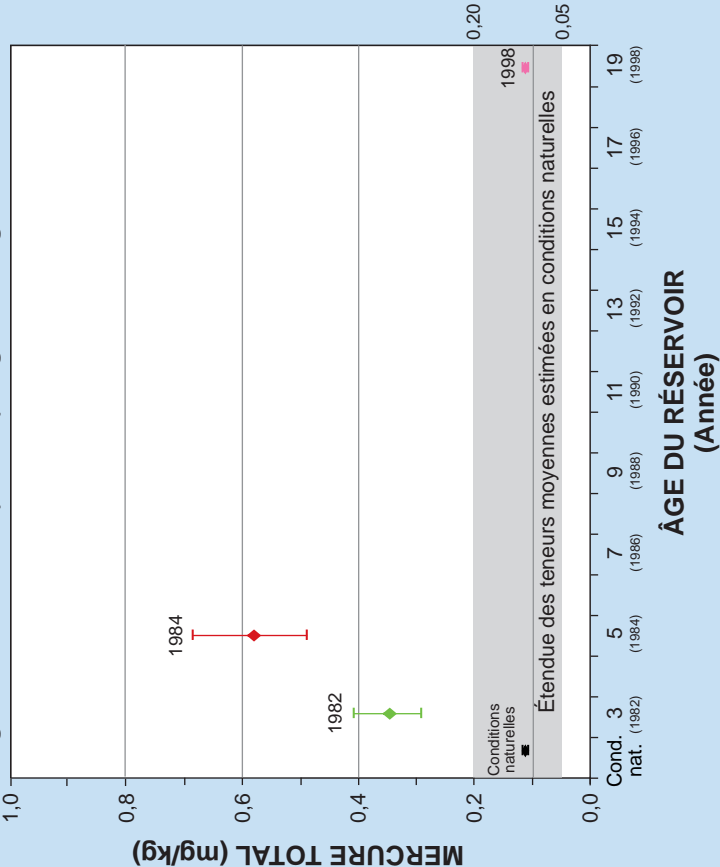
La première partie de la figure 3.3 présente un exemple de comparaisons multiples des courbes des relations longueur-mercure du grand corégone, à la station LG 2 amont, pour certaines années suivant la mise en eau du réservoir Robert-Bourassa. Un tableau présenté sous cette figure synthétise la comparaison des élévations et des formes des courbes des différentes années. Des lettres différentes sont attribuées lorsque les intervalles de confiance des paramètres relatifs à l'élévation et à la forme de chacune des courbes ne se chevauchent pas, indiquant ainsi des différences significatives à 95 %. Dans cet exemple, les courbes obtenues pour 1982 et 1984 (lettre a) diffèrent significativement de celles des conditions naturelles ou de celles de 1998 (lettre b), pour l'élévation. En ce qui concerne la forme, la courbe de 1984 (lettre a) diffère significativement des autres (lettre b). Notons que la relation longueur-mercure obtenue pour cette espèce en 1998 n'est plus significativement différente de celle enregistrée en conditions naturelles, que ce soit pour la forme ou l'élévation (lettres identiques).

En insérant une valeur donnée de longueur dans les différentes sous-équations, on obtient des estimations de la teneur moyenne en mercure pour cette longueur, ainsi que leurs intervalles de confiance (95 %), ce qui permet ainsi de réaliser des comparaisons multiples des teneurs moyennes en mercure estimées pour une même longueur et pour différentes années ou stations. La longueur standardisée a été choisie pour effectuer ces comparaisons.

Évolution temporelle de la relation longueur-mercure chez le grand corégone.



Évolution temporelle de l'estimation et de l'intervalle de confiance (95 %) de la teneur moyenne en mercure pour la longueur standardisée (400 mm) du grand corégone.



Comparaison du mercure à la longueur standardisée au seuil de probabilité de 95 %			
Âge du réservoir (année)	Conditions naturelles	3 (1982)	5 (1984)
Élévation	b	a	a
Forme	a	b	a
N	503	30	29

Note : Les élévations ou les formes ayant une lettre différente sont significativement différentes (95 %).

Comparaison du mercure à la longueur standardisée au seuil de probabilité de 95 %			
Âge du réservoir (année)	Conditions naturelles	3 (1982)	5 (1984)
Teneur estimée	0,11	0,38	0,58
Limite inférieure	0,109	0,315	0,491
Limite supérieure	0,119	0,466	0,681
N	503	30	29

Note : Les teneurs ayant une lettre différente sont significativement différentes car les intervalles de confiance (95 %) ne se chevauchent pas.

Figure 3.3 Exemple de résultats illustrant la comparaison statistique des courbes des relations longueur-mercure et des teneurs moyennes en mercure pour une longueur standardisée pour les grands corégones de la station LG 2 amont (G2 400) du réservoir Robert-Bourassa.

La seconde partie de la figure 3.3 illustre le même exemple de comparaison que celui utilisé pour les courbes, mais en référant aux teneurs moyennes estimées pour des grands corégones de longueur standardisée. Des lettres différentes sont également attribuées lorsque les intervalles de confiance de l'estimation de la teneur moyenne ne se chevauchent pas, indiquant ainsi des différences significatives à 95 %. Dans cet exemple, la teneur moyenne estimée à une longueur de 400 mm est significativement plus élevée pour 1984 (0,58 mg /kg; lettre a), que celle pour 1982 (0,38 mg /kg; lettre b), qui est elle-même significativement plus élevée que celles obtenues en 1998 ou en conditions naturelles (0,11 mg /kg; lettre c), qui ne sont pas significativement différentes l'une de l'autre.

Il est à noter que l'intervalle de confiance obtenue pour la teneur moyenne estimée en conditions naturelles est faible (0,109 à 0,119 mg/kg) à cause du nombre élevé de poissons ($n = 503$, provenant de 21 lacs regroupés) comparativement à celui des autres années comparées ($n = 30, 29$ et 32). Pour cette raison et parce que la comparaison ne tient pas compte de la variabilité des teneurs en mercure d'un lac à l'autre, les teneurs obtenues après aménagement sont également comparées avec l'étendue des teneurs mesurées dans les lacs naturels du secteur (0,05 à 0,20 mg/kg) afin de pouvoir mieux juger de l'importance de la modification et du temps nécessaire pour le retour à des teneurs équivalentes à celles mesurées en conditions naturelles.

Pour les analyses réalisées et illustrées dans les chapitres suivants, seule la figure illustrant la comparaison des teneurs moyennes estimées à la longueur standardisée, est présentée. Rappelons que des annexes, présentées sous couvert séparé, sont disponibles au centre de documentation d'Hydro-Québec et livrent les résultats des analyses de comparaisons multiples des teneurs moyennes estimées pour une longueur standardisée, ainsi que la forme et l'élévation des courbes, calculées par espèce, par station et par année.

4. ÉTAT DE RÉFÉRENCE

Ce chapitre traite en premier du cheminement du mercure dans les écosystèmes naturels du Nord du Québec, puis des teneurs en mercure des principales espèces de poissons piscivores et non piscivores des lacs naturels de la région du complexe La Grande, constituant l'état de référence pour les milieux modifiés. Il présente ensuite les teneurs en mercure des poissons obtenues dans les autres régions du nord québécois, c'est-à-dire celles des Grande et Petite rivières de la Baleine, ainsi que celles des rivières Nottaway, Broadback et Rupert. Les résultats obtenus dans les lacs de la région du complexe La Grande sont par la suite comparés à ceux des autres régions du Québec et du Canada.

4.1 Cheminement du mercure dans les écosystèmes naturels du Nord du Québec

Le mercure est présent partout dans l'environnement. On le retrouve dans l'air, la végétation et les sols des forêts, ainsi que dans les lacs et les rivières. Il peut être émis dans l'air de façon naturelle ou par des activités humaines comme la combustion du charbon et le brûlage des déchets. Dans le Nord du Québec, il provient surtout du transport atmosphérique depuis de longues distances et tombe sur les lacs et les forêts avec les précipitations sèches et la pluie. Ce mercure est relativement inoffensif, car il est peu assimilé par les êtres vivants. Une fois dans les lacs et les rivières, le mercure est transformé par les bactéries en une forme organique, le méthylmercure qui est facilement assimilé par les organismes vivants. La concentration de méthylmercure augmente au cours de son cheminement le long de la chaîne alimentaire, du plancton aux poissons. Aussi, les poissons piscivores contiennent plus de mercure que les poissons non piscivores. La figure 4.1 présente une schématisation de ce cheminement.

Sources du mercure

Bien qu'il n'existe aucune source industrielle ou municipale directe de mercure, ce métal lourd est omniprésent dans tout le Nord du Québec. Il se retrouve dans des systèmes aquatiques et terrestres naturels situés à des centaines, voire même à un millier de kilomètres des centres industriels les plus proches. Le mercure aéroporté d'origine naturelle s'est progressivement accumulé dans les couches organiques des sols depuis le début de leur formation après la dernière glaciation, il y a de cela quelque 5 000 à 8 000 ans. Outre ce mercure naturel, le mercure anthropique aéroporté a également commencé à s'accumuler dans les sols du Nord du Québec au cours du siècle dernier. Dans l'horizon humique des sols vierges, le mercure est essentiellement présent sous sa forme inorganique, la forme organique méthylique ne représentant généralement que moins de 1 %. Le mercure semble peu mobile dans les sols, étant fermement lié à la matière organique humique. Cependant, une partie du mercure nouvellement déposé est entraînée vers les systèmes lacustres par l'eau de ruissellement, avec des matières organiques, sans s'incorporer aux horizons humiques des sols (Lucotte *et al.*, 1995; Landers *et al.*, 1997).

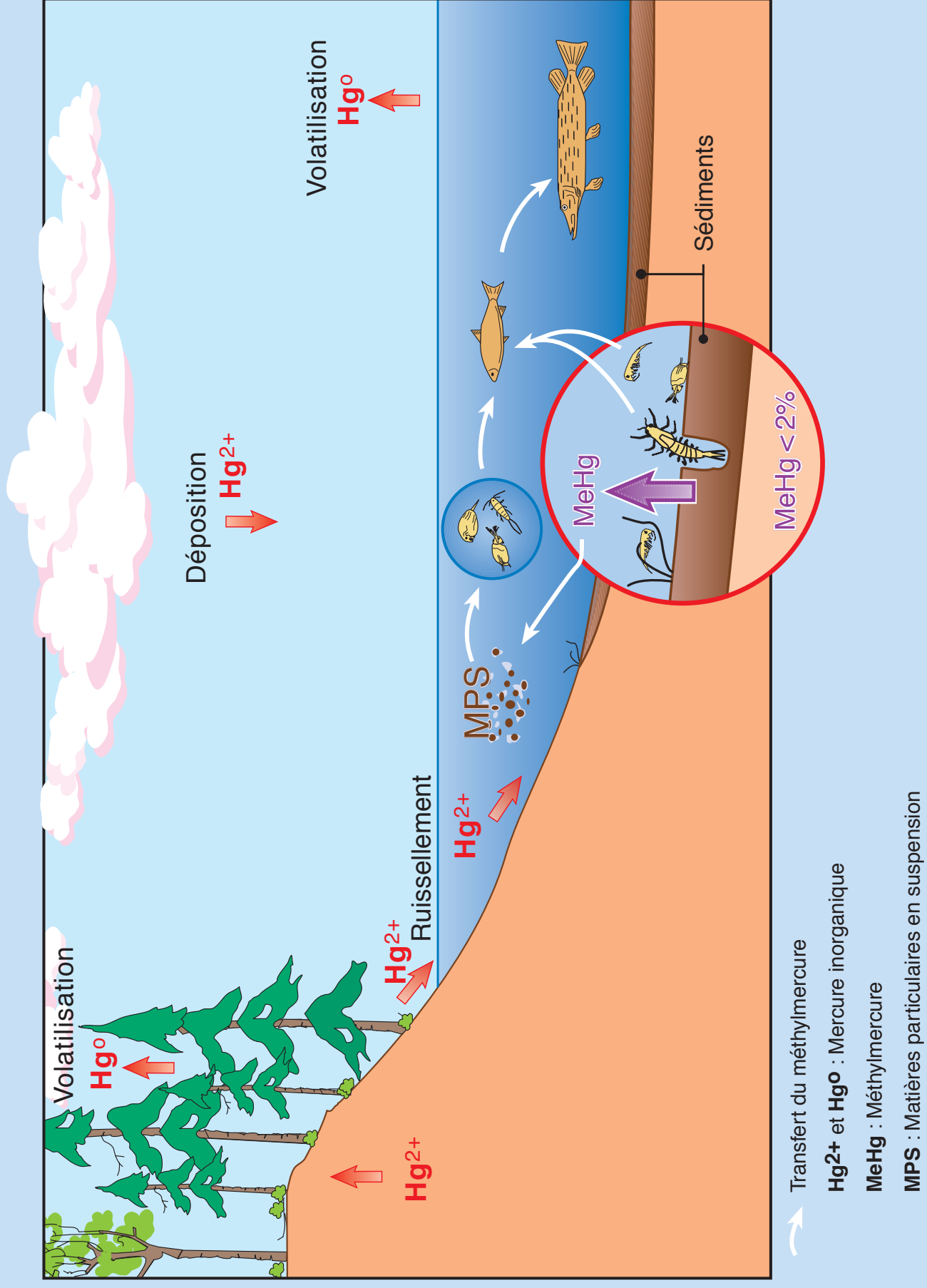


Figure 4.1 Cheminement du mercure dans les lacs naturels.

Dans les écosystèmes lacustres, les sédiments constituent le principal réservoir de mercure (Lucotte *et al.*, 1999b). La quantité de mercure entraînée dans un lac apparaît directement proportionnelle à la quantité de carbone lessivée des sols du bassin versant environnant. Tout comme dans les horizons humiques des sols, le mercure est relativement stable dans les sédiments lacustres, étant fermement fixé à la matière organique présente, principalement d'origine terrestre. Seule une légère remobilisation diagénétique post-sédimentaire est observée. Cette faible mobilité du mercure dans les sédiments permet de reconstituer l'historique de dépôts de ce métal lourd dans les régions éloignées. Depuis le début de l'ère industrielle, à la fin du siècle dernier, les taux de dépôt de mercure atmosphérique dans le Nord du Québec ont augmenté par des facteurs variant de deux à trois, comme le révèlent les mesures effectuées dans des sédiments lacustres du 45^e au 54^e degré de latitude Nord (Lucotte *et al.*, 1995).

Une série d'indices indépendants, montrant des valeurs relativement constantes entre les 45^e et 54^e degrés de latitude Nord au Québec, suggère que la région entière est soumise à des dépôts de mercure aéroporté d'une intensité relativement uniforme et d'une source commune, probablement en provenance du secteur industriel des Grands Lacs (Lucotte *et al.*, 1999b). Parmi ces indices, notons le facteur d'enrichissement anthropique normalisé en fonction du contenu en carbone des sédiments lacustres, les concentrations de mercure dans différentes plantes inférieures et supérieures, la teneur en mercure normalisée en fonction du contenu en carbone des horizons humiques des sols ainsi que les rapports de Hg/Al et Hg/Si dans les lichens. Au-delà du 54^e degré de latitude Nord, le mercure atmosphérique semble provenir d'une source additionnelle, tel que le suggèrent les valeurs différentes obtenues pour les rapports de Hg/Al et Hg/Si dans les lichens. Cette région éloignée est peut-être sous l'influence du mercure volatilisé depuis la baie d'Hudson avoisinante ou en provenance de l'Eurasie. De la même façon, les concentrations de mercure mesurées dans plusieurs espèces de poissons et dans une variété d'oiseaux ne révèlent aucun gradient systématique du nord au sud entre les 45^e et 56^e degrés de latitude Nord.

Les sédiments et la colonne d'eau

Dans le Nord du Québec, les concentrations de mercure dans les sédiments lacustres varient généralement de 50 à 300 ng/g (poids sec) et correspondent à des valeurs de 4 à 5 ordres de grandeur plus élevées que celles mesurées dans la colonne d'eau (Caron, 1997). Dans l'eau non filtrée, les concentrations se situent généralement bien en deçà de 10 ng/L. Même si les concentrations dans les sédiments lacustres sont semblables à celles mesurées dans les sols, les organismes aquatiques bioaccumulent beaucoup plus de mercure que leurs congénères de position trophique équivalente des écosystèmes terrestres. Cette situation est attribuable à la biodisponibilité nettement plus élevée de ce métal lourd

dans les milieux aquatiques principalement parce que les formes inorganiques de mercure sont transformées en méthylmercure par l'activité microbienne se produisant à différents niveaux du système aquatique. Dans les sédiments lacustres, le méthylmercure représente généralement moins de 2 % de la teneur en mercure total.

Le méthylmercure produit par la décomposition des matières organiques est absorbé par le plancton constitué de petites plantes et d'animaux vivant en suspension dans l'eau, ainsi que par les insectes aquatiques vivant dans la vase ou sur la végétation aquatique. Les poissons, comme les épinoches ou les grands corégones, absorbent le méthylmercure, car ils se nourrissent du plancton et des insectes (figure 4.1). Les concentrations en méthylmercure augmentent à chaque transfert d'un type d'organisme à un autre, processus appelé bioamplification le long de la chaîne alimentaire. Les teneurs en mercure dans les poissons piscivores comme les grands brochets, les dorés jaunes et les touladis, qui se nourrissent d'autres poissons, sont donc supérieures à celles retrouvées dans les poissons non piscivores comme les épinoches et les grands corégones.

Bien que seule une petite fraction de la charge totale de mercure dans un lac soit transformée en méthylmercure, sa bioamplification le long de la chaîne alimentaire est telle, qu'un facteur d'augmentation de l'ordre de 150 s'observe entre les concentrations en mercure mesurées dans le plancton de faible niveau trophique (25 ng/g, poids sec) et celles enregistrées dans les gros poissons piscivores (600 ng/g, poids humide) (Lucotte *et al.*, 1999a). Contrairement au mercure inorganique, le méthylmercure est facilement assimilé par les organismes vivants en raison de sa grande affinité pour les protéines et de son faible taux d'élimination, principalement chez les animaux à sang froid comme les poissons.

Les invertébrés

Les concentrations de mercure total mesurées chez les invertébrés de plus de 20 lacs naturels du Nord du Québec couvrent une vaste gamme de valeurs, de 25 à 575 ng/g (poids sec) dans le plancton et de 31 à 790 ng/g (poids sec) dans les larves d'insectes (Tremblay *et al.*, 1996b,c; Tremblay *et al.*, 1998). Dans le Nord du Québec, ces écarts ne s'expliqueraient pas par des variations de l'intensité des dépôts de mercure aéroporté, puisqu'elle semble être relativement uniforme pour la région étudiée. La proportion du mercure sous la forme méthylmercure augmente le long de la chaîne alimentaire des invertébrés et des facteurs de bioamplification d'environ 3 sont observés d'un niveau trophique à l'autre.

Des analyses statistiques indiquent que les variations dans les concentrations de mercure total et de méthylmercure chez les invertébrés peuvent être expliquées par le comportement alimentaire (niveau trophique) et, dans une plus faible mesure, par des paramètres de qualité de l'eau, tels que la couleur, le carbone organique dissous et la température (Tremblay, 1999).

Les poissons

Les concentrations de mercure total mesurées chez les poissons de plus de 180 stations d'échantillonnage, situées dans des lacs et des rivières naturels du Nord du Québec, sont relativement élevées comparativement à celles enregistrées dans d'autres régions de l'Amérique du Nord. Les concentrations mesurées chez les espèces non piscivores, comme le meunier rouge et le grand corégone, sont bien en deçà de la norme canadienne de mise en marché des produits de la pêche de 0,5 mg/kg. Par contre, les teneurs enregistrées chez les espèces piscivores excèdent souvent cette norme (Schetagne et Verdon, 1999).

La variabilité dans les teneurs obtenues d'un lac à l'autre d'une même région est élevée pour toutes les espèces de poissons. Les concentrations moyennes estimées pour une longueur standardisée varient souvent par des facteurs de 3 à 4 pour des lacs voisins. Les concentrations moyennes des meuniers rouges et des grands corégones de 400 mm (espèces non piscivores) varient de 0,05 à 0,30 mg/kg (poids humide). En ce qui concerne les espèces piscivores, les concentrations moyennes chez les dorés jaunes de 400 mm, ainsi que chez les grands brochets de 700 mm, s'échelonnent entre 0,30 et 1,41 mg/kg (poids humide) d'un lac à l'autre. Les concentrations les plus élevées obtenues chez toutes les espèces étudiées proviennent de plans d'eau ayant une teneur organique élevée, mesurée par la couleur, par les teneurs en carbone organique total et dissous, ainsi que par la concentration de tanins (Schetagne et Verdon, 1999). La biodisponibilité du mercure à la base de la chaîne alimentaire serait plus élevée dans ces milieux.

Un facteur moyen de bioamplification d'environ 5 a été obtenu entre les concentrations moyennes du grand corégone (de 400 mm), lequel se nourrit d'organismes benthiques, et celles du grand brochet (700 mm) ou du doré jaune (400 mm), deux espèces piscivores. De plus, les données montrent que le facteur de bioamplification obtenu pour ces espèces de poissons est assez variable d'un lac à l'autre, ce qui s'expliquerait par des différences dans les structures des communautés de poissons, se traduisant par des proies différentes pour les poissons prédateurs, et par conséquent, par des teneurs en mercure différentes.

Des écarts considérables de concentrations de mercure ont également été observés pour des poissons de même espèce et de même longueur provenant d'un même lac. Par exemple, les touladis de 575 ± 8 mm capturés la même année dans le lac Hazeur montrent des concentrations de mercure variant entre 0,67 et 1,28 mg/kg. La physiologie, la croissance ou les habitudes alimentaires individuelles pourraient expliquer une telle variabilité. En appui à cette dernière hypothèse, des études de contenus stomacaux révèlent que le grand brochet provenant du secteur ouest de la région du complexe La Grande se nourrit d'une grande variété de poissons de niveaux trophiques différents, présentant des teneurs en mercure très différentes (Verdon et Tremblay, 1999). Ce fait montre bien l'importance du régime alimentaire dans le processus de bioaccumulation du mercure.

4.2 Région du complexe La Grande

Variabilité temporelle des teneurs en mercure dans les lacs naturels

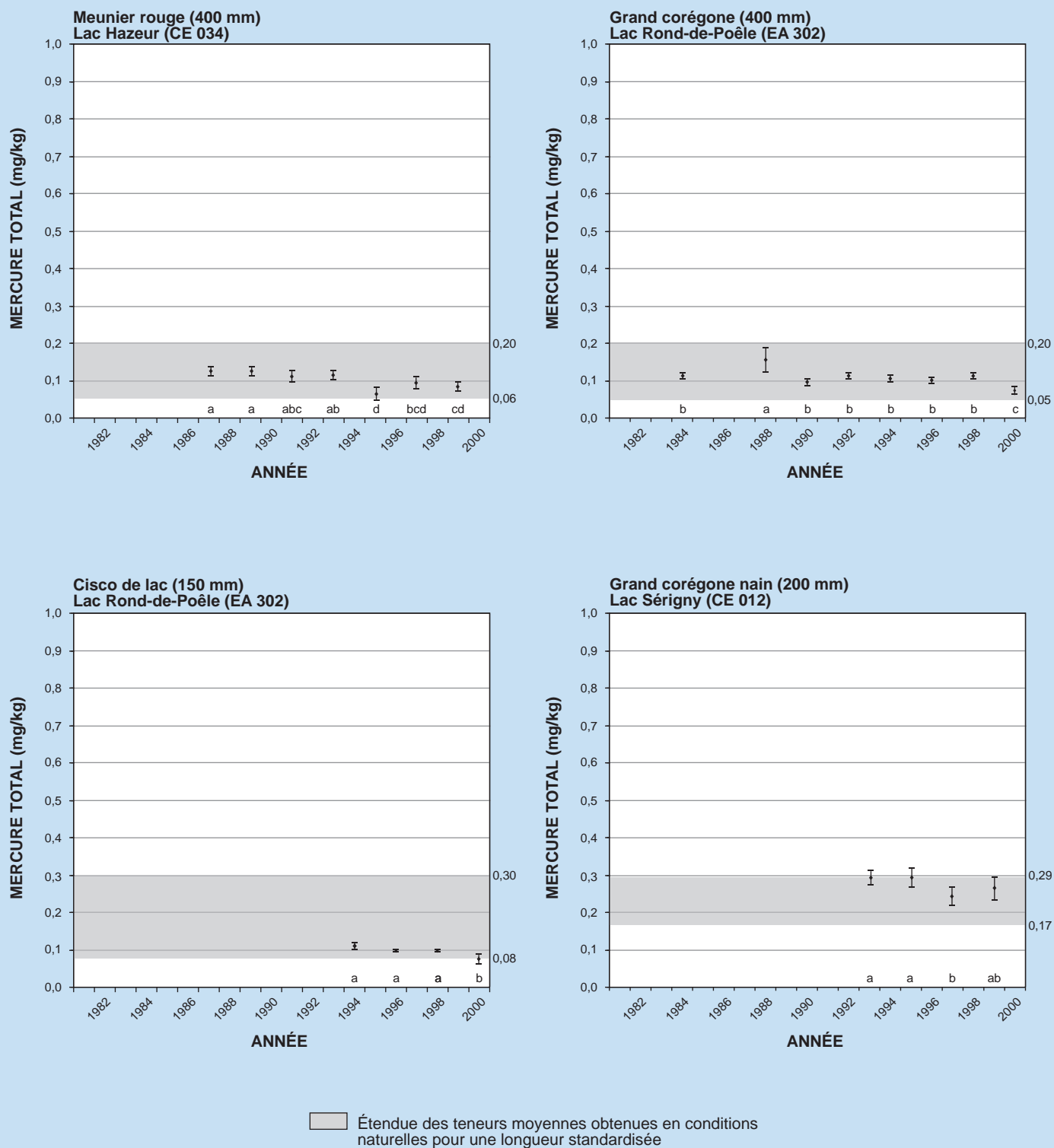
Quelques lacs naturels ont été échantillonnés à plusieurs occasions de 1984 à 2000. L'analyse des variations temporelles des teneurs en mercure des principales espèces de poissons de ces lacs ne révèle aucune tendance temporelle particulière (figure 4.2). Par conséquent, la description de la variabilité spatiale des teneurs en mercure des poissons des lacs naturels du complexe La Grande peut se faire à l'aide de l'ensemble des données récoltées depuis le début du suivi.

Les variations d'une année à l'autre, illustrées à la figure 4.2, seraient liées, soit aux aléas d'échantillonnage, tels que de légères différences dans la distribution des longueurs des poissons capturés à chaque année, ou dans la précision et la justesse des analyses de laboratoire, soit à de véritables différences dans le milieu. Il est peu probable que des différences dans la disponibilité du mercure d'une année à l'autre ou dans la croissance des poissons aient joué un grand rôle, car il s'agit de teneurs estimées pour des poissons de longueur standardisée qui ont environ 8 à 15 ans selon les espèces, de sorte qu'il faudrait que ces différences aient eu lieu sur des séquences de plusieurs années. Des variations dans la force des classes d'âge des différentes espèces de poissons pourraient avoir joué un plus grand rôle, car elles agissent sur plusieurs années.

Pour chacune des espèces, les différences observées d'une année à l'autre sont très faibles par rapport aux modifications observées après la mise en eau des réservoirs, de sorte qu'elles n'ont aucune influence sur l'interprétation de l'évolution des teneurs après la modification des milieux. D'ailleurs, les teneurs moyennes annuelles sont toutes comprises à l'intérieur de l'étendue des teneurs moyennes obtenues pour une longueur standardisée pour l'ensemble des lacs naturels.

Variabilité spatiale des teneurs en mercure

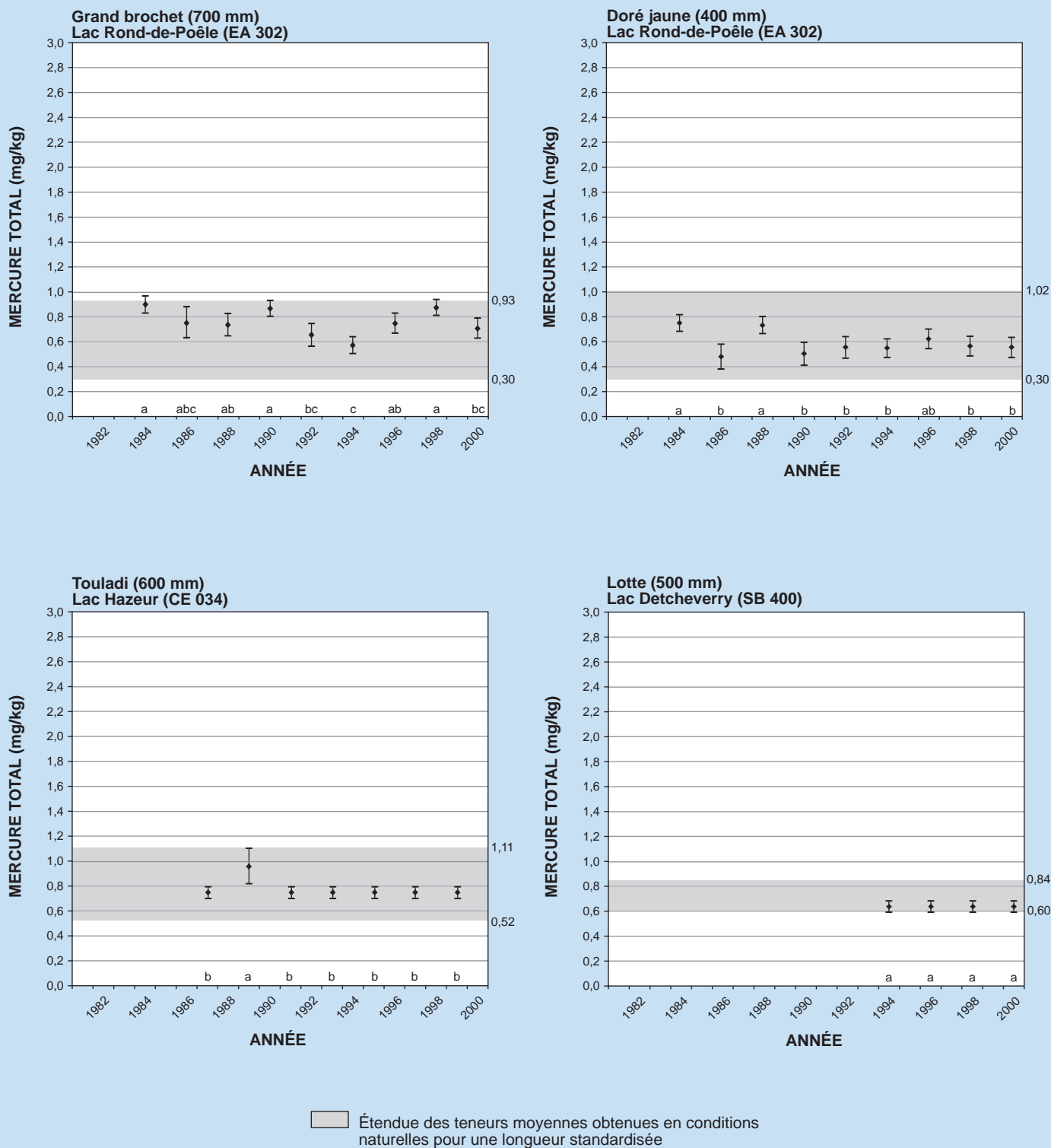
Pour la plupart des espèces, il y a peu de différence entre les teneurs en mercure des poissons des secteurs ouest et est (tableau 4.1). Il est à noter que la qualité de l'eau de ces deux secteurs est très similaire, particulièrement en ce qui concerne les paramètres reliés au contenu en matières organiques. Seules les teneurs du grand corégone sont significativement plus élevées dans le secteur est. Bien que le résultat obtenu pour le touladi de 600 mm indique également des teneurs significativement plus élevées pour le secteur est, les teneurs obtenues pour des tailles de 400, de 500 ou de 700 mm ne révèlent aucune différence significative entre les deux secteurs. Chez la lotte, la seule valeur obtenue dans le secteur est (0,71 mg/kg) est comprise dans l'étendue mesurée pour le secteur ouest (0,60 à



Notes : Les barres verticales représentent les intervalles de confiance (95 %) des teneurs moyennes estimées.

Les teneurs ayant une lettre différente sont significativement différentes car les intervalles de confiance (95 %) ne se chevauchent pas.

Figure 4.2 Évolution temporelle des teneurs moyennes en mercure obtenues pour une longueur standardisée chez les principales espèces de poissons dans quatre lacs naturels du complexe La Grande.



Notes : Les barres verticales représentent les intervalles de confiance (95 %) des teneurs moyennes estimées.
Les teneurs ayant une lettre différente sont significativement différentes car les intervalles de confiance (95 %) ne se chevauchent pas.

Figure 4.2 (suite) Évolution temporelle des teneurs moyennes en mercure obtenues pour une longueur standardisée chez les principales espèces de poissons dans quatre lacs naturels du complexe La Grande.

Tableau 4.1 Étendue des teneurs moyennes obtenues pour une longueur standardisée pour les principales espèces de poissons des milieux naturels des secteurs ouest et est du complexe La Grande.

Espèce (longueur standardisée)	Secteur ouest				Secteur est			
	Nombre de poissons	Nombre de lacs	Étendue des teneurs moyennes (mg/kg)	Teneur moyenne globale (mg/kg)	Nombre de poissons	Nombre de lacs	Étendue des teneurs moyennes (mg/kg)	Teneur moyenne globale (mg/kg)
Grand corégone (400 mm)	503	21	0,05 - 0,20	0,11	187	8	0,10 - 0,30	0,17
Meunier rouge (400 mm)	182	7	0,12 - 0,22	0,12	246	9	0,06 - 0,20	0,12
Grand brochet (700 mm)	373	18	0,30 - 0,93	0,59	120	4	0,36 - 0,92	0,55
Doré jaune (400 mm)	353	13	0,30 - 1,02	0,60				
Touladi (600 mm)	131	7	0,23 - 0,89	0,57	254	10	0,52 - 1,11	0,74
Touladi (700 mm) ^a					254	10	0,71 - 1,44	0,93
Cisco de lac (150 mm)	89	2 ^b	0,08 - 0,30	0,11				
Cisco de lac (300 mm) ^c	368	6	0,09 - 0,13	0,10				
Grand corégone nain (200 mm)					43	2	0,17 - 0,29	0,21
Lotte (500 mm) ^d	25	1	0,60 - 0,84	0,82				
Esturgeon jaune (700 mm)	186	11	0,03 - 0,40	0,25				

a Longueur standardisée différente depuis 1999 en raison de l'absence de spécimens de petites tailles dans les milieux modifiés du complexe La Grande.

b Pour augmenter l'effectif, deux années différentes ont été retenues pour un des lacs. La répartition des données est la suivante : 1990 (n=10) et 1994 (n=39) pour le lac Rond-de-Poêle (EA 302), ainsi que 1994 (n=40) pour le lac Detcheverry (SB 400).

c Longueur standardisée différente pour la côte est de la baie James.

d Les conditions naturelles de l'ouest sont utilisées pour les analyses du secteur est pour la lotte.

0,84 mg/kg). Pour les grands corégones normaux, les teneurs moyennes plus élevées dans les lacs du secteur est (maximum de 0,30 mg/kg) comparativement à ceux du secteur ouest (maximum de 0,20 mg/kg) s'expliqueraient par l'ingestion de proies dont les teneurs en mercure seraient plus élevées. Les teneurs en méthylmercure et en mercure total mesurées dans les organismes planctoniques et dans les invertébrés benthiques ingérés par les grands corégones sont en effet deux à quatre fois plus élevées dans les lacs du secteur est que dans ceux de l'ouest (Doyon *et al.*, 1996). Elles n'expliquent toutefois pas pourquoi cette tendance est-ouest n'est pas observée dans les teneurs moyennes en mercure des meuniers rouges.

La variabilité spatiale à l'intérieur des deux secteurs est très grande. Les teneurs moyennes estimées pour les longueurs standardisées varient souvent significativement (du simple au triple) d'un lac à un autre. Par exemple, les teneurs moyennes des dorés jaunes de 400 mm varient de 0,30 à 1,02 mg/kg d'un lac à l'autre du secteur ouest. Par contre, il ne ressort pas de tendance géographique particulière, telle qu'illustrée aux figures 4.3 et 4.4 pour les grands corégones et les grands brochets. Il en est de même pour les meuniers rouges, pour les dorés jaunes et pour les touladis. Il est à noter que les teneurs moyennes minimales et maximales du tableau 4.1 peuvent ne pas apparaître sur ces figures, les comparaisons spatiales illustrées ayant été effectuées en 1994 (Schetagne *et al.*, 1996).

Soulignons que lorsque les milieux naturels identifiés au tableau 4.1 sont utilisés comme état de référence dans les analyses temporelles illustrées au prochain chapitre, les teneurs moyennes obtenues en conditions naturelles peuvent varier légèrement (2^e décimale) d'une analyse à l'autre. Les estimations faites à l'aide de la régression polynomiale avec variables indicatrices intègrent toutes les données utilisées pour chacune des analyses. Puisqu'il s'agit d'ensembles différents de données d'une analyse à l'autre, il est possible que la teneur moyenne estimée varie légèrement, mais cette variation n'est pas significative et ne change en rien l'interprétation des résultats.

La comparaison des teneurs en mercure entre différentes espèces de poissons a été effectuée pour des spécimens de même âge. Les espèces non piscivores du secteur ouest présentent des niveaux de bioaccumulation du mercure similaires, à l'exception des ciscos de lac (Schetagne *et al.*, 1996). Cette différence serait due à l'atteinte de la maturité sexuelle à un plus jeune âge. En consacrant plus d'énergie à la production de gonades, les ciscos de lac produisent proportionnellement moins de chair. Le mercure assimilé, qui s'accumule plus dans la chair que dans les gonades (Schetagne *et al.*, 1996), y est alors plus concentré.

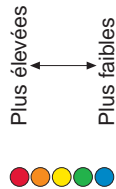
Dans le secteur est, les teneurs moyennes en mercure des grands corégones normaux sont significativement plus élevées que celles des meuniers rouges, ce qui serait peut-être lié à la consommation de proies différentes.

FIGURE 4.3a

LACS NATURELS DU SECTEUR OUEST DE LA RÉGION DU COMPLEXE LA GRANDE

TENEURS EN MERCURE
DES GRANDS CORÉGONES

CLASSES DE TENEURS SIGNIFICATIVEMENT
DIFFÉRENTES ($p < 0,05$)



Notes : Le code de couleur correspond aux résultats d'un test de comparaisons multiples de la teneur en mercure des poissons de chacune des stations.

Les stations présentent une couleur identique lorsque les teneurs en mercure de leurs poissons ne diffèrent pas significativement d'une station à l'autre; à l'inverse, elles présentent des couleurs différentes lorsque les teneurs en mercure de leurs poissons sont significativement différentes d'une station à l'autre.

LAC LOW
0,06 (24)

Lac échantillonné
(peut comprendre une
ou plusieurs stations)

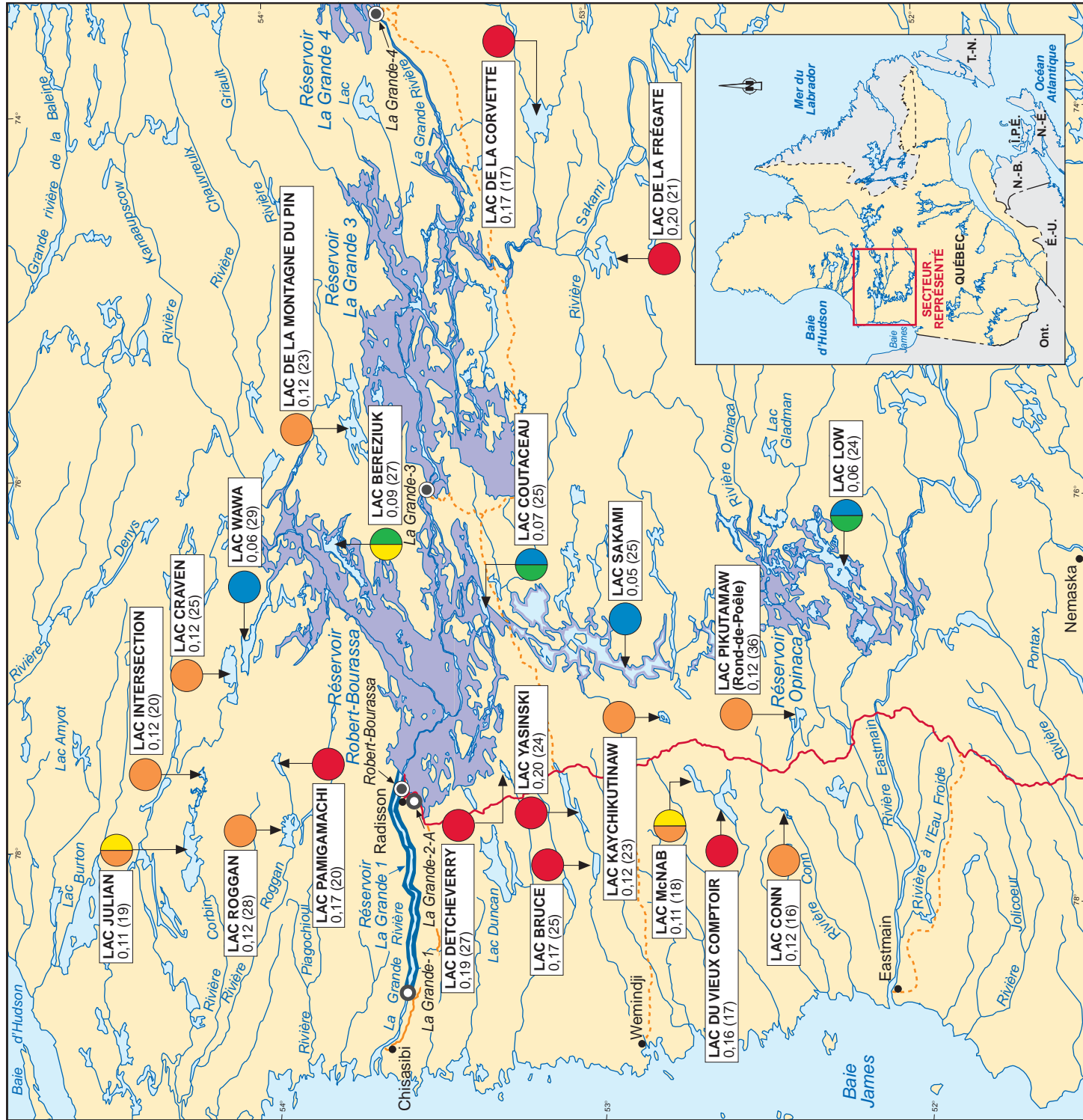
Nombre de poissons analysés
Teneur moyenne en mercure à la
longueur standardisée (400 mm)

Plan d'eau en condition naturelle
Zone inondée (phase I)
Zone inondée (phase II)

INFRASTRUCTURES

Digue ou barrage
Centrale hydroélectrique (phase I)
Centrale hydroélectrique (phase II)
Route principale pavée
Route secondaire pavée
Route secondaire gravelée

Note : La cartographie des réservoirs reflète la situation à l'été 2001.



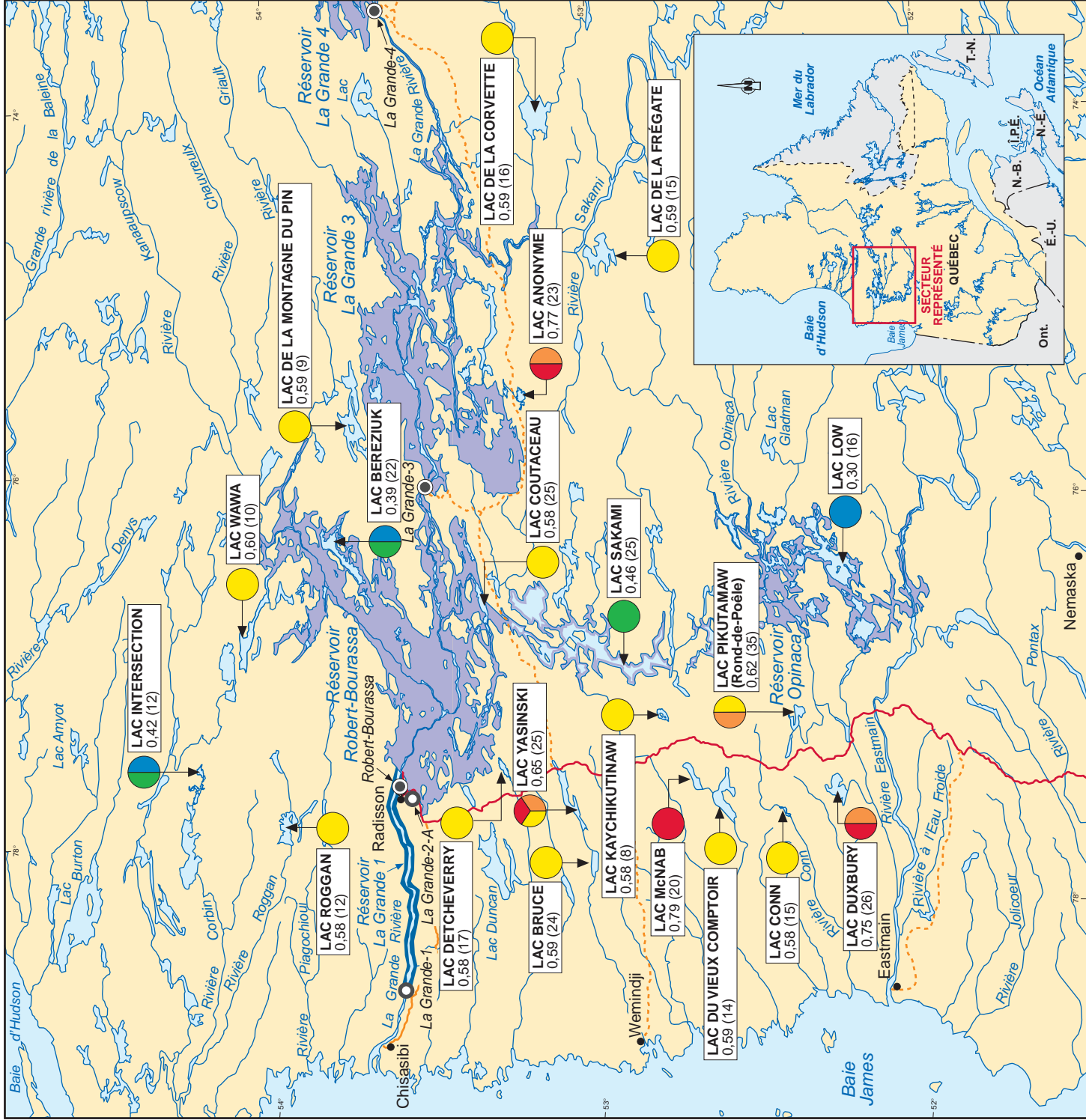


FIGURE 4.3b

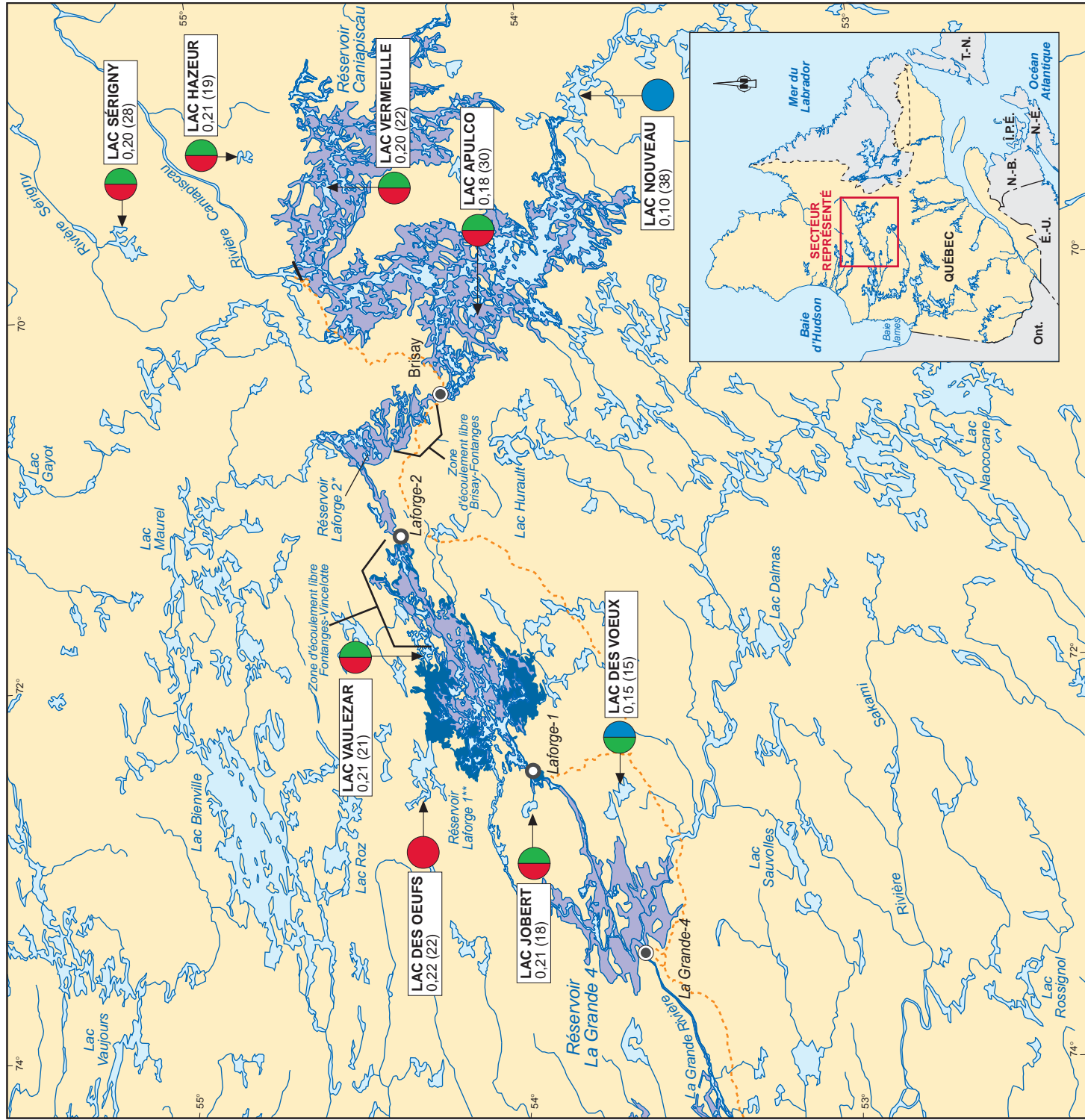


FIGURE 4.4a

FIGURE 4.4b

LACS NATURELS DU SECTEUR EST DE LA RÉGION DU COMPLEXE LA GRANDE

TENEURS EN MERCURE
DES GRANDS BROCHETS

CLASSES DE TENEURS SIGNIFICATIVEMENT
DIFFÉRENTES ($p < 0,05$)

Plus élevées
Plus faibles

Notes : Le code de couleur correspond aux résultats d'un test de comparaisons multiples de la teneur en mercure des poissons de chacune des stations.

Les stations présentent une couleur identique lorsque les teneurs en mercure de leurs poissons ne diffèrent pas significativement d'une station à l'autre; à l'inverse, elles présentent des couleurs différentes lorsque les teneurs en mercure de leurs poissons sont significativement différentes d'une station à l'autre.

LAC JOBERT
0,72 (30)
Lac échantillonné
(peut comprendre une
ou plusieurs stations)
Nombre de poissons analysés
Teneur moyenne en mercure à la
longueur standardisée (700 mm)

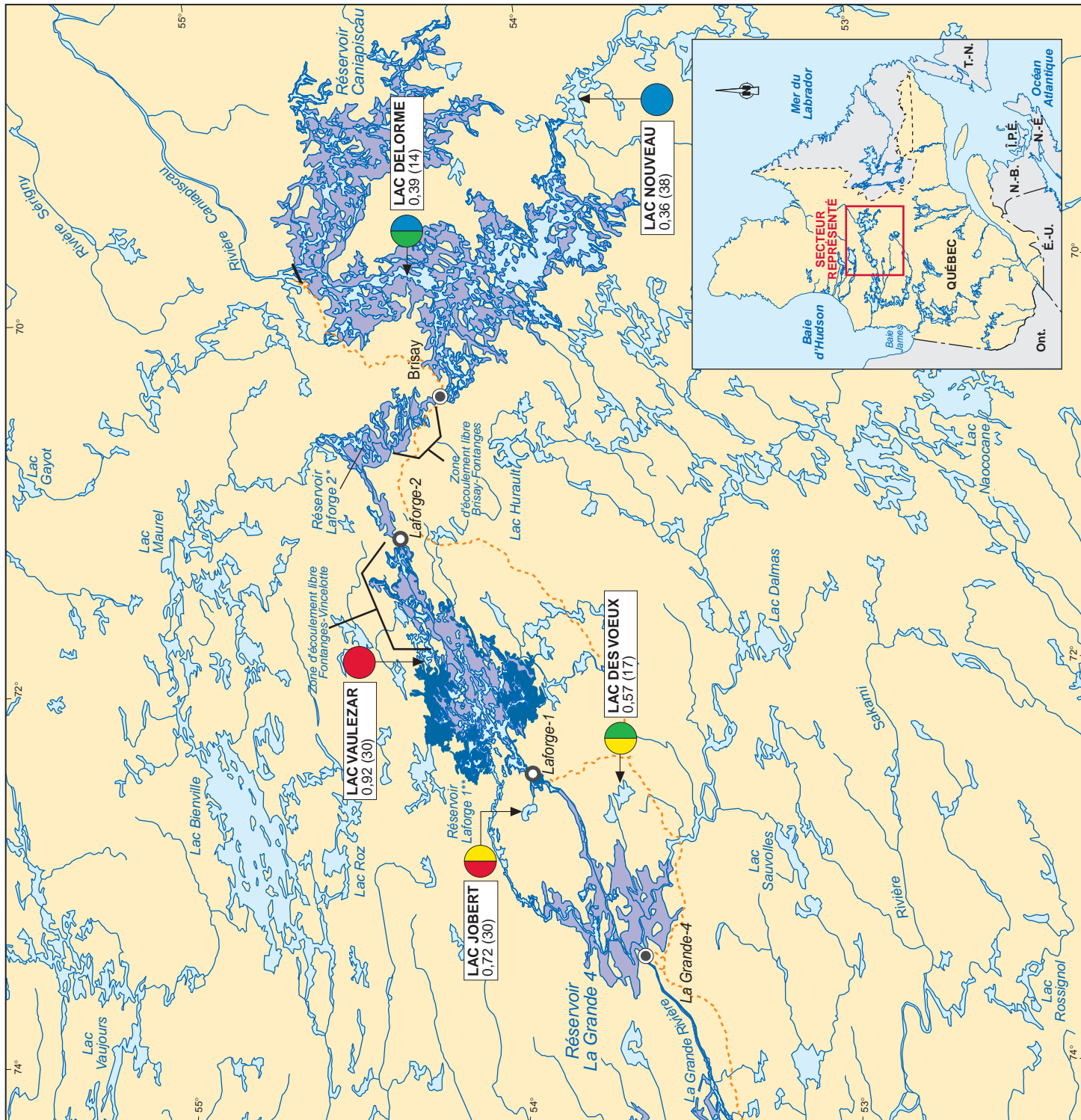
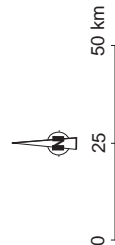
Plan d'eau en condition naturelle
Zone inondée (phase I)
Zone inondée (phase II)

INFRASTRUCTURES

Digue ou barrage
Centrale hydroélectrique (phase I)
Centrale hydroélectrique (phase II)
Route secondaire gravelée

Note : La cartographie des réservoirs reflète la situation à l'été 2001.

Correspond au bassin Fontanges
La retenue Vincelotte a connu une inondation
additionnelle en phase II pour former le réservoir
Laforge 1



Pour les espèces piscivores des deux secteurs, les teneurs moyennes des grands brochets sont plus élevées que chez les autres prédateurs (doré jaune et touladi) aux mêmes âges (Schetagne *et al.*, 1996). Ces différences s'expliqueraient, d'une part, par un comportement piscivore plus précoce chez les grands brochets, soit dès la fin de leur premier été (Holland et Huston, 1984) et, d'autre part, par une croissance plus rapide qui leur permet d'ingérer des poissons de plus grandes tailles, plus contaminés en mercure, à un âge plus jeune que les deux autres espèces piscivores. L'examen de contenus stomacaux supporte cette hypothèse puisque les corégoninés ingérés par les grands brochets peuvent être jusqu'à trois fois plus grands que ceux retrouvés dans des estomacs de dorés jaunes du même groupe d'âge (Doyon *et al.*, 1996).

La comparaison des niveaux de bioaccumulation du mercure entre les espèces piscivores et les non piscivores d'un même âge indique que, dans les lacs naturels du secteur ouest, les grands brochets de 13-14 ans ont des teneurs en mercure environ cinq fois plus élevées que celles des meuniers rouges et des grands corégones de même âge (Schetagne *et al.*, 1996).

4.3 Région des Grande et Petite rivières de la Baleine

Dans le présent document, la région des Grande et Petite rivières de la Baleine inclut les bassins versants de la rivière à l'Eau Claire et de la rivière Nastapoka, et seuls les résultats obtenus pour le grand corégone sont illustrés, à titre d'exemple (figure 4.5). Les teneurs en mercure pour le grand corégone de longueur standardisée varient d'un lac à l'autre (0,08 à 0,27 mg/kg) et sont similaires à celles obtenues au complexe La Grande (0,05 à 0,30 mg/kg). Toutefois, les teneurs obtenues dans le bassin des rivières Nastapoka et à l'Eau Claire (0,08 à 0,09 mg/kg) sont plus faibles que celles du bassin des Grande et Petite rivières de la Baleine (0,13 à 0,27 mg/kg). Il en est de même chez le touladi, avec respectivement 0,18 à 0,60 mg/kg et 0,60 à 1,07 mg/kg.

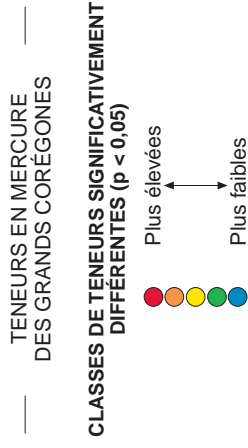
Cette répartition spatiale semble suivre celle de la qualité de l'eau. En effet, les eaux des rivières Nastapoka et à l'Eau Claire sont moins colorées et caractérisées par de plus faibles quantités de matières organiques (teneurs plus faibles en carbone organique total et dissous, en tanins et en chlorophylle *a*) que celles des Grande et Petite rivières de la Baleine (Hydro-Québec, 1993).

4.4 Région des rivières Nottaway, Broadback et Rupert

Dans cette région, les teneurs en mercure des grands corégones en lacs naturels (0,07 à 0,36 mg/kg) varient tout autant qu'au complexe La Grande (0,05 à 0,30 mg/kg). La valeur la plus élevée (0,36 mg/kg) est probablement attribuable à la présence d'une ancienne usine de chlore alkali dans la partie amont du bassin de la rivière Bell, dans les environs de la municipalité de Lebel-sur-Quévillon

FIGURE 4.5

LACS NATURELS DE LA RÉGION DES GRANDS ET PETITE RIVIÈRES DE LA BAIE

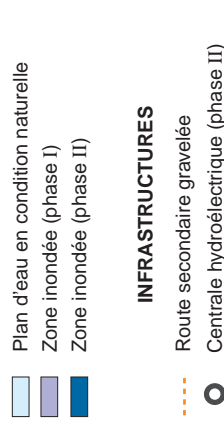


Notes : Le code de couleur correspond aux résultats d'un test de comparaisons multiples de la teneur en mercure des poissons de chacune des stations. Les stations présentent une couleur identique lorsque les teneurs en mercure de leurs poissons ne diffèrent pas significativement d'une station à l'autre; à l'inverse, elles présentent des couleurs différentes lorsque les teneurs en mercure de leurs poissons sont significativement différentes d'une station à l'autre.

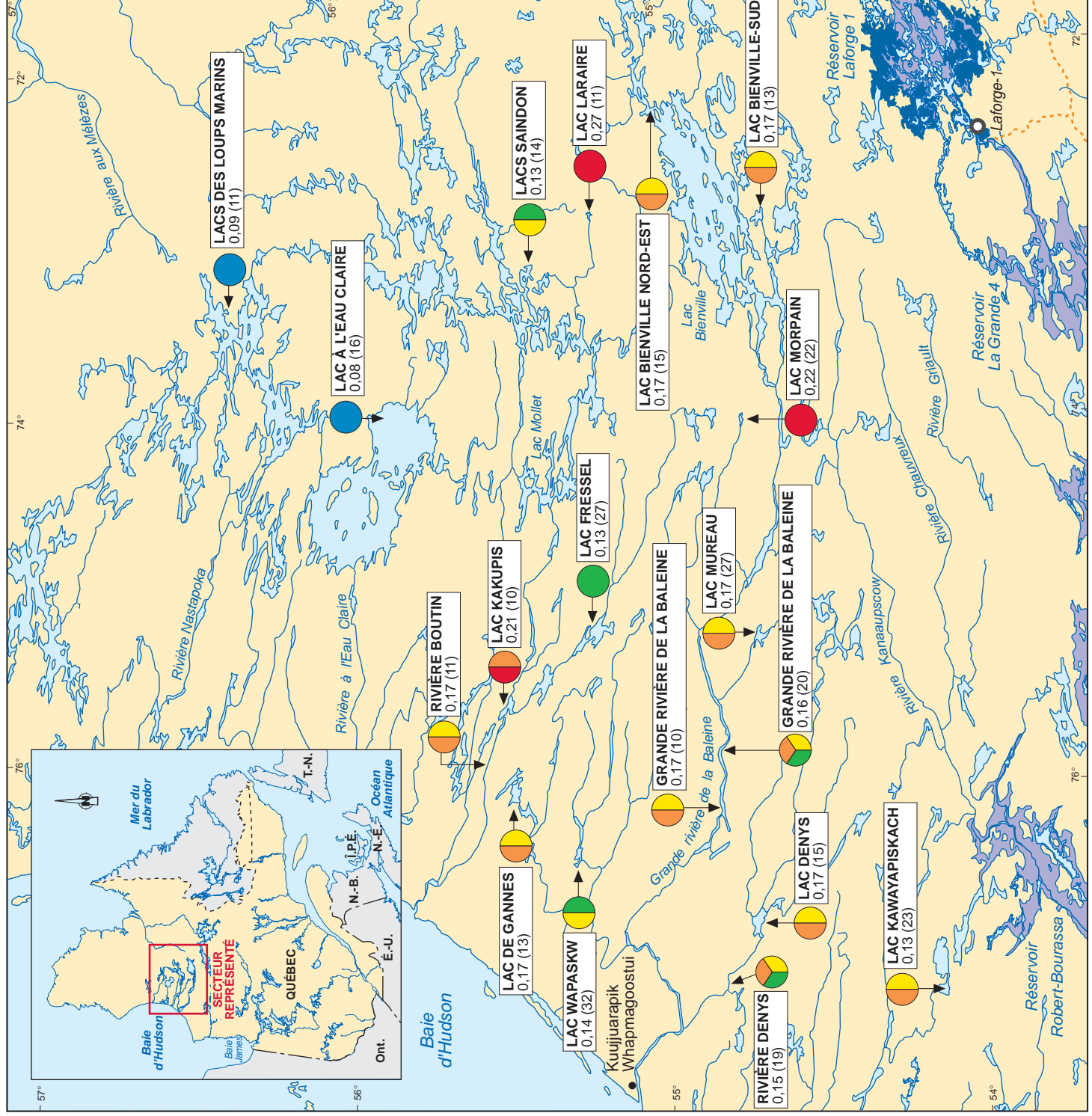
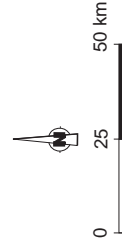
LAC LARAIRE
0,27 (11)

Lac échantillonné
(peut comprendre une
ou plusieurs stations)

Nombre de poissons analysés
Teneur moyenne en mercure à la
longueur standardisée (400 mm)



Note : La cartographie des réservoirs reflète la situation à l'été 2001.



(figure 4.5). Les autres valeurs les plus élevées se situent à 0,26 (lac Rodayer) et à 0,27 mg/kg (lac Olga) et se rapprochent davantage des teneurs les plus élevées mesurées dans les lacs naturels des régions du complexe La Grande (0,30 mg/kg) et des Grande et Petite rivières de la Baleine (0,27 mg/kg), où il n'y a pas d'activité industrielle. Chez les espèces piscivores, l'étendue des teneurs de mercure d'un lac à l'autre est aussi très élevée, les teneurs variant par un facteur de 5 pour le grand brochet (0,33 à 1,81 mg/kg; figure 4.6b) et par un facteur de 4 chez le doré jaune (0,34 à 1,41 mg/kg).

Les teneurs de mercure semblent également varier en fonction des caractéristiques physico-chimiques des plans d'eau. En effet, une étude de la qualité de l'eau des bassins des rivières Nottaway, Broadback et Rupert (SOMER inc., 1994) a mis en lumière, à l'aide d'une analyse en composantes principales, la présence de cinq types d'eau (figures 4.6a et 4.6b). Les eaux de type A proviennent du lac Mistassini et du cours principal de la Rupert et sont très transparentes, peu colorées et pauvres en phosphore et en matières organiques, alors que pour les types B à E, les eaux sont de plus en plus turbides, colorées et riches en éléments nutritifs, en matières organiques et en minéraux (tableau 4.2).

Tableau 4.2 Teneurs en mercure, pour une longueur standardisée, des principales espèces de poissons des différents types d'eau de la région des rivières Nottaway, Broadback et Rupert.

Espèce		Types d'eau				
		A	B	C	D	E
Grand corégone (400 mm)	Nombre de poissons (Nombre de lacs)	200 (8)	91 (5)	136 (7)	318 (13)	13 (1)
	Étendue*	0,08 - 0,12	0,07 - 0,16	0,11 - 0,20	0,12 - 0,27	-
	Moyenne**	0,10	0,12	0,16	0,18	0,21
Grand brochet (700 mm)	Nombre de poissons (Nombre de lacs)	127 (5)	53 (3)	220 (9)	291 (10)	28 (1)
	Étendue	0,33 - 0,73	0,55 - 0,73	0,51 - 1,42	0,73 - 1,81	-
	Moyenne	0,50	0,64	0,94	1,12	1,56
Doré jaune (400 mm)	Nombre de poissons (Nombre de lacs)	202 (7)	108 (4)	281 (9)	331 (13)	30 (1)
	Étendue	0,34 - 0,73	0,55 - 0,84	0,65 - 1,15	0,62 - 1,41	-
	Moyenne	0,53	0,67	0,84	0,95	0,84

* Étendue : Teneurs minimale et maximale de mercure (mg/kg) obtenues à la longueur standardisée pour les lacs (ou rivières) pris individuellement, par type d'eau.

** Moyenne : Moyenne des teneurs obtenues à la longueur standardisée par type d'eau.

Or, les teneurs moyennes en mercure des grands corégonos, des grands brochets et des dorés jaunes sont les plus faibles dans les eaux de type A et augmentent graduellement dans les eaux de types B à E. Plusieurs auteurs rapportent également une relation entre la teneur de mercure dans les poissons et la teneur de matières organiques (carbone organique dissous, acides humiques). (Mannio *et al.*, 1986; McMurtry *et al.*, 1989; Wren *et al.*, 1991; Lange *et al.*, 1993; Haines *et al.*, 1994; Simonin *et al.*, 1994; Driscoll *et al.*, 1995). Pour chacun des types d'eau, on note par contre que les teneurs varient toujours grandement d'un lac à un autre.

4.5 Comparaison entre les différentes régions du territoire de la Baie-James et du Nord québécois

Comme il a déjà été mentionné, il n'y a pas de source industrielle directe de mercure sur le territoire de la Baie-James et du Nord québécois, à l'exception de la partie extrême sud de la région des rivières Nottaway, Broadback et Rupert (NBR). Les principaux apports de mercure sont donc d'origine atmosphérique, dont une partie significative serait d'origine anthropique (Nriagu, 1989; Lucotte *et al.*, 1995; 1999a). Bien que les principales sources anthropiques proviennent du sud, il n'y a pas de gradient nord-sud systématique dans les teneurs mesurées chez les poissons (tableau 4.3). En effet, les teneurs moyennes des grands brochets diminueraient de façon significative du sud au nord, passant de 0,88 mg/kg dans la région de NBR, à 0,64 mg/kg dans le secteur ouest du complexe La Grande, puis à 0,45 mg/kg dans la région de Grande-Baleine; celles des touladis indiqueraient plutôt une tendance inverse, alors que les teneurs augmentent significativement du sud au nord, passant successivement de 0,45 à 0,57, puis à 0,68 mg/kg pour ces mêmes régions; quant aux teneurs correspondantes pour les grands corégonos et les meuniers rouges, elles n'indiquent aucune tendance de ce genre.

Les teneurs dans les poissons ont plutôt un lien avec le type d'eau en fonction des caractéristiques physico-chimiques, surtout le contenu en matières organiques. Les teneurs maximales les plus élevées se retrouvent habituellement dans la région de NBR, où les eaux sont plus riches en matières organiques.

Cette absence de gradient nord-sud correspond bien aux observations de Lucotte *et al.* (1995), selon lesquelles les teneurs en mercure des sédiments de lacs naturels, sur un transect sud-nord de 1 200 km (du 45 au 55°N), ne variaient pas en fonction de la latitude, mais plutôt en fonction du contenu en carbone. De même, cette absence de gradient se reflète aussi chez les oiseaux et les mammifères piscivores échantillonnés, les poissons jouant le rôle de véhicule de transfert du mercure dans les niveaux trophiques supérieurs de la chaîne alimentaire (Lucotte *et al.*, 1999a).

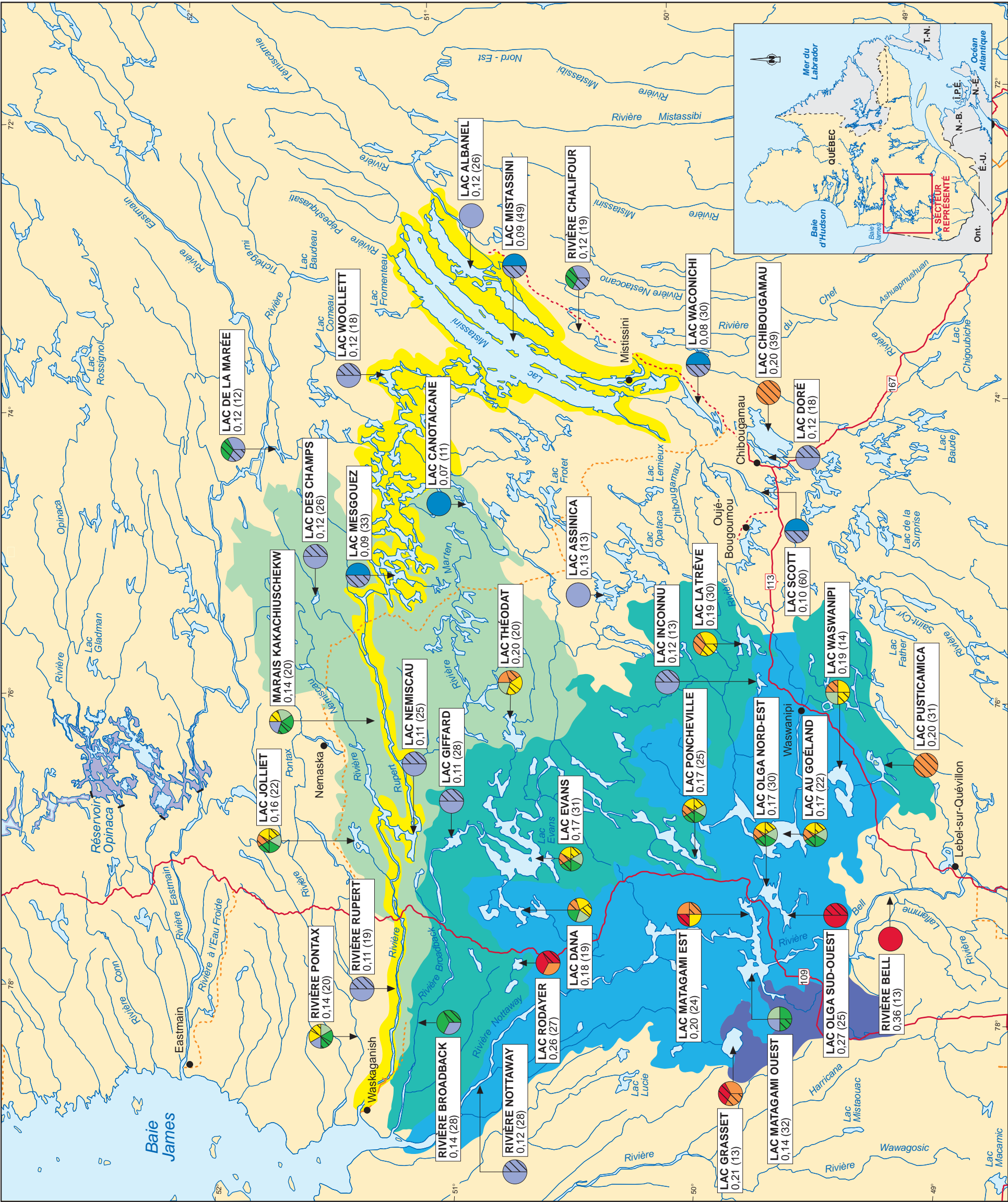


FIGURE 4.6a

Endos du 11 x 17

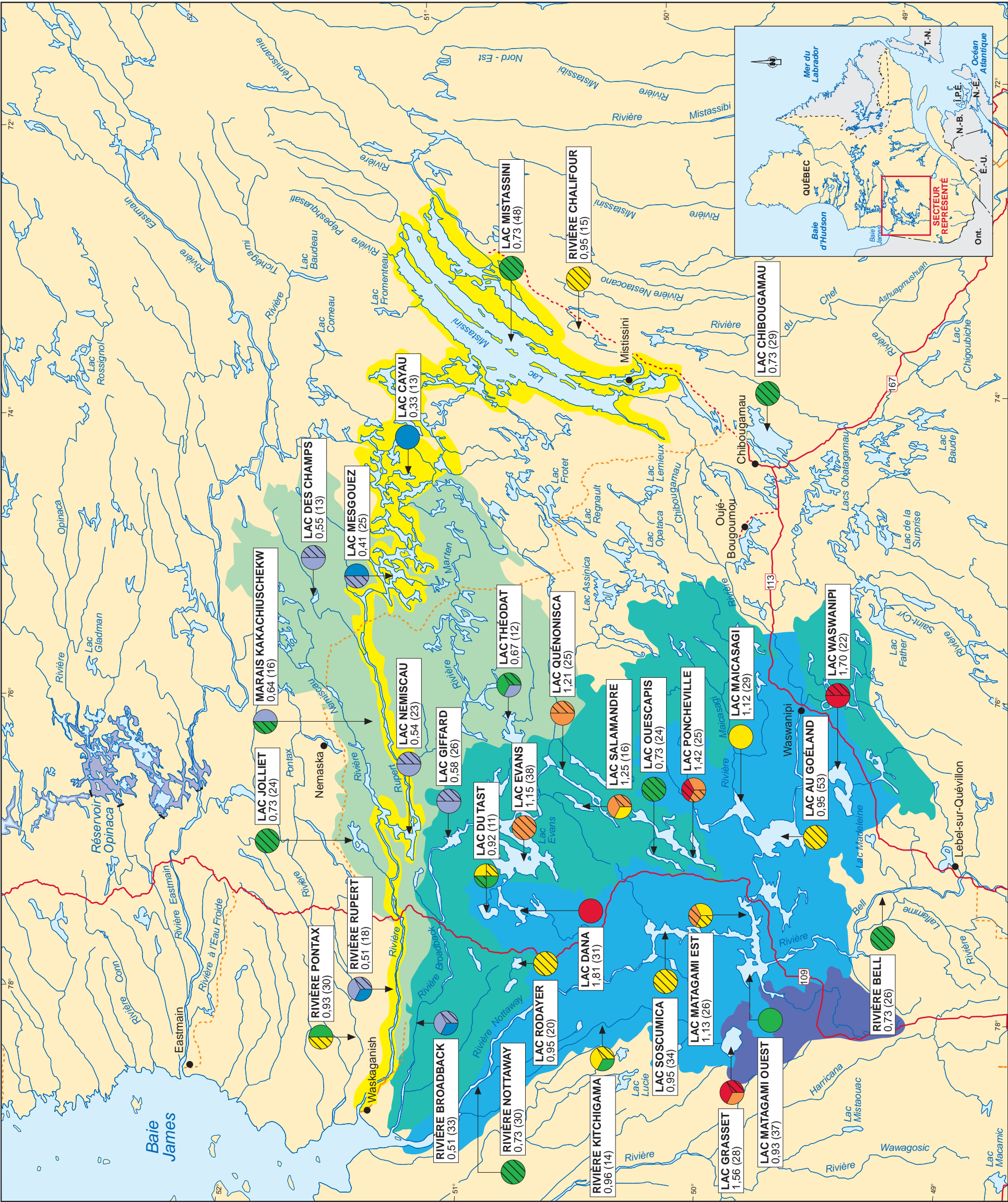
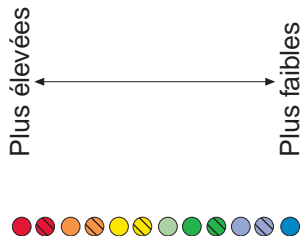


FIGURE 4.6b

LACS NATURELS DE LA RÉGION DES RIVIÈRES NOTTAWAY, BROADBACK ET RUPERT

TENEURS EN MERCURE
DES GRANDS BROCHETS

CLASSES DE TENEURS
SIGNIFICATIVEMENT DIFFÉRENTES ($p < 0,05$)



Notes : Le code de couleur correspond aux résultats d'un test de comparaisons multiples de la teneur en mercure des poissons de chacune des stations.

Les stations présentent une couleur identique lorsque les teneurs en mercure de leurs poissons ne diffèrent pas significativement d'une station à l'autre; à l'inverse, elles présentent des couleurs différentes lorsque les teneurs en mercure de leurs poissons sont significativement différentes d'une station à l'autre.

LAC JOLLIET
0,73 (24)

Milieu échantillonné
(peut comprendre une
ou plusieurs stations)

Nombre de poissons analysés

Teneur moyenne en mercure à la longueur
standardisée (400 mm)

Plan d'eau en condition naturelle

Zone inondée

TYPE D'EAU



INFRASTRUCTURES

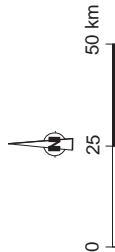
Digue ou barrage

Route principale pavée

Route principale gravelée

Route secondaire pavée

Route secondaire gravelée



Endos du 11 x 17

Tableau 4.3 Comparaison entre les teneurs en mercure des milieux naturels du complexe La Grande et ceux d'autres régions de la baie James.

Espèce	Région	Teneur en mercure total (mg/kg)	
		Moyenne ^a	Intervalle de confiance
Meunier rouge (400 mm)	Grande et Petite rivières de la Baleine	0,16 b	0,144-0,170
	Complexe La Grande, secteur ouest	0,13 b	0,108-0,147
	Rivières Nottaway, Broadback et Rupert	0,19 a	0,174-0,212
Grand corégone (400 mm)	Grande et Petite rivières de la Baleine	0,16 a	0,155-0,164
	Complexe La Grande, secteur ouest	0,13 b	0,122-0,136
	Rivières Nottaway, Broadback et Rupert	0,16 a	0,151-0,160
Grand brochet (700 mm)	Grande et Petite rivières de la Baleine	0,45 c	0,330-0,585
	Complexe La Grande, secteur ouest	0,64 b	0,601-0,675
	Rivières Nottaway, Broadback et Rupert	0,88 a	0,857-0,910
Doré jaune (400 mm)	Complexe La Grande, secteur ouest	0,62 b	0,585-0,661
	Rivières Nottaway, Broadback et Rupert	0,75 a	0,729-0,767
Touladi (600 mm)	Grande et Petite rivières de la Baleine	0,69 a	0,655-0,730
	Complexe La Grande, secteur ouest	0,57 b	0,513-0,627
	Rivières Nottaway, Broadback et Rupert	0,50 b	0,434-0,583

a : Des lettres différentes indiquent une différence significative ($\alpha=0,05$) dans les teneurs moyennes mesurées d'un bassin à un autre pour chaque espèce.

4.6 Comparaison avec d'autres régions au Québec et au Canada

Chez les espèces non piscivores (meunier rouge et grand corégone), les teneurs obtenues dans la région du complexe La Grande sont similaires à celles mesurées dans les lacs de différentes régions du Québec, de la région du réservoir Smallwood au Labrador, ainsi que près de grands réservoirs de la Colombie-Britannique (tableau 4.4). Chez le grand corégone, notons toutefois que les teneurs mesurées dans les lacs de la région du Haut Saint-Maurice sont nettement plus élevées que dans les autres régions. Celles obtenues dans les milieux naturels de la région de Southern Indian Lake du complexe Churchill-Nelson, au Manitoba, sont plus faibles qu'ailleurs, mais elles ont été obtenues pour une longueur standardisée moins élevée (350 mm au lieu de 400 mm).

Tableau 4.4 Teneurs en mercure pour une longueur standardisée des principales espèces de poissons retrouvés dans les milieux naturels de différentes régions du Québec, de Terre-Neuve, du Manitoba et de la Colombie-Britannique.

Région	Meunier rouge (400 mm)	Grand corégone (400 mm)	Grand brochet (700 mm)	Doré jaune (400 mm)	Touladi (600 mm)
QUÉBEC					
Complexe La Grande					
Secteur ouest	0,12 (0,12 – 0,22)	0,11 (0,05 – 0,20)	0,59 (0,30 – 0,93)	0,60 (0,30 – 1,02)	0,57 (0,23 – 0,89)
Secteur est	0,12 (0,06 – 0,20)	0,17 (0,10 – 0,30)	0,55 (0,36 – 0,94)		0,74 (0,52 – 1,11)
Abitibi		0,17 (0,14 – 0,19)	1,26 (1,08 – 1,40)	1,17* (1,12 – 1,22)	
Haut Saint-Maurice ¹		0,39 (–)	0,74 (–)	0,52 (–)	
Lac Saint-Jean					
Lac Saint-Jean ²		0,22* (0,17 – 0,26)	1,17* (1,07 – 1,31)	0,86* (0,58 – 1,00)	
Lac Kénogami ³	0,22 (0,22 – 0,23)				
Côte-Nord					
Complexes Manic et Outardes		0,10 (–)	0,69 (0,53 – 0,83)		
Complexe Sainte-Marguerite ⁴	0,15*	0,10 (0,08 – 0,25)	0,28		
Région Toulouste ⁵	(0,14 – 0,25)		0,92		
Région Romaine ⁶	0,18 ⁷		0,37		
TERRE-NEUVE					
Labrador					
Région Churchill Falls ⁸	0,14* (–)	0,15 (–)	0,34 (–)		0,51* (–)
MANITOBA					
Région Southern Indian Lake ⁹		0,04* (0,02 – 0,07)	0,22* (0,19 – 0,26)	0,30* (0,22 – 0,45)	
COLOMBIE-BRITANNIQUE					
Région Williston ¹⁰		0,13 (0,05 – 0,18)			0,37 (0,26 – 0,57)

* Teneurs en mercure calculées à partir de la régression linéaire; les autres valeurs ont été calculées à partir de la régression polynomiale avec variables indicatrices. L'étendue des valeurs d'un lac à l'autre est indiquée entre parenthèses.

1 Données tirées de Lorranger *et al.* (1996).

3 Données tirées de Groupe conseil GENIVAR (2002); longueur standardisée de 300 mm

5 Données tirées de Massicotte (2002)

8 Données des meuniers rouges et des touladis tirées de Brouard *et al.* (1990)

9 Données tirées de Strange *et al.* (1991), Strange (1993), Strange (1995); longueur standardisée : 350 mm; grand brochet : 550 mm

10 Données tirées de EVS Environment Consultants (1999)

2 Données tirées de Belzile et Valentine (1991)

4 Données tirées de Massicotte *et al.* (2002)

6 Données tirées d'Environnement Illimité (2002)

7 Données provenant de meuniers noirs

Chez les espèces piscivores (grand brochet, doré jaune et touladi), les teneurs en mercure des spécimens de longueur standardisée provenant de la région du complexe La Grande sont du même ordre de grandeur qu'ailleurs, à l'exception des dorés jaunes et des grands brochets provenant des milieux naturels de la région de l'Abitibi et du lac Saint-Jean, qui présentent des teneurs nettement plus élevées. Encore une fois, les teneurs obtenues pour la région de Southern Indian Lake sont particulièrement faibles pour ces espèces. Pour le grand brochet, elles sont influencées par la plus petite longueur standardisée utilisée (550 mm au lieu de 700 mm). Toutefois, la même longueur standardisée a été utilisée pour le doré jaune et les faibles teneurs obtenues pour cette dernière région sont vraisemblablement liées aux conditions géomorphologiques différentes qui y prévalent, comparativement à celles du Bouclier canadien. Les plans d'eau de ce dernier présentent plusieurs caractéristiques qui contribuent à entraîner des teneurs élevées dans les poissons :

- des eaux colorées et riches en matières organiques favorisant une méthylation accrue du mercure et un taux élevé d'assimilation par les organismes aquatiques;
- des eaux relativement acides, présentant une faible conductivité (faible contenu en solides dissous totaux) et un très faible contenu en éléments nutritifs, conférant une faible productivité qui, associés à de faibles températures, induisent des taux de croissance lents des poissons;
- une plus grande longévité des poissons leur permettant d'accumuler plus de mercure.

5. RÉSULTATS ET DISCUSSION

Ce chapitre livre les teneurs en mercure des principales espèces de poissons des milieux modifiés de la région du complexe La Grande. Il traite successivement des réservoirs, des milieux à débit réduit, des voies de dérivation, de l'aval des réservoirs, de La Grande Rivière et de la côte est de la baie James, ainsi que de la durée du phénomène d'augmentation des teneurs en mercure dans ces milieux.

5.1 Réservoirs

Les teneurs en mercure des poissons sont la résultante d'un ensemble de facteurs tels que les propriétés physico-chimiques des plans d'eau, la structure des chaînes alimentaires, les taux de croissance des poissons et la composition des communautés de poissons. Pour bien comprendre l'évolution des teneurs en mercure dans les poissons après la mise en eau des réservoirs, il est important de connaître les modifications physiques, physico-chimiques et biologiques survenues après leur mise en eau. Cette section vise justement la description de ces modifications, ainsi que de l'évolution des teneurs en mercure des poissons des réservoirs aménagés en phase I, puis en phase II du complexe La Grande.

5.1.1 Modifications physiques

La principale modification physique causée par la création de réservoirs est l'inondation de milieux terrestres. La figure 5.1 illustre les courbes de remplissage des réservoirs du complexe La Grande alors que leurs caractéristiques ont été présentées à la section 1.1.2 (tableau 1.2). Le temps de remplissage a varié considérablement d'un réservoir à l'autre : seulement un mois dans le cas du réservoir La Grande 1 et près de trois ans pour le réservoir Caniapiscau. Quatre réservoirs montrent des particularités, soit La Grande 3, Opinaca, Laforge 1 et Laforge 2.

Au réservoir La Grande 3, des problèmes techniques ont nécessité l'interruption du remplissage pendant 13 mois. Il aura fallu un peu plus de trois ans pour atteindre sa cote maximale d'exploitation. Après un an, 75 % de sa superficie était déjà en eau.

Le remplissage du réservoir Opinaca a débuté avec la coupure de la Petite rivière Opinaca, le 13 juillet 1979, laquelle n'a causé qu'une inondation locale. Le véritable remplissage s'est effectué en six mois, à la suite des coupures des rivières Opinaca (19 avril 1980) et Eastmain (19 juillet 1980). Sa cote maximale d'exploitation a été atteinte en octobre de la même année.

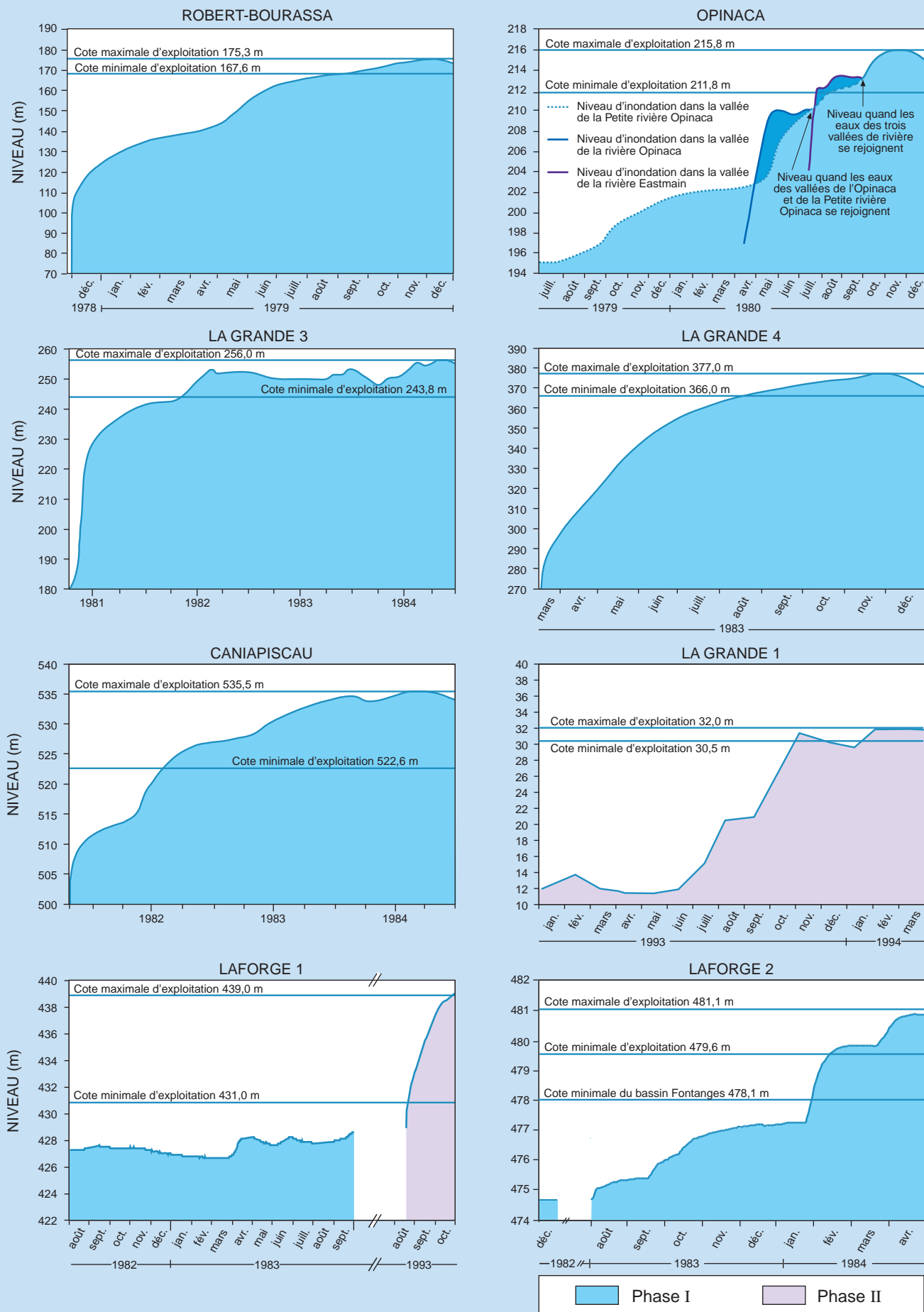


Figure 5.1 Courbes de remplissage des réservoirs du complexe La Grande.

La mise en eau de la retenue Vincelotte est survenue entre le 20 août 1982 et janvier 1984. Celle du réservoir Laforge 1, résultant d'une mise en eau additionnelle de cette retenue, a été réalisée en septembre et en octobre 1993.

Le réservoir Laforge 2 a été mis en eau en janvier et en février 1984, mais portait alors le nom de bassin Fontanges. Il est officiellement devenu un réservoir depuis l'ajout d'une centrale en 1993 et la seule modification d'exploitation a été le rehaussement de 1,5 m de sa cote minimale.

5.1.2 Modifications physico-chimiques et biologiques

Qualité de l'eau

Les trois réservoirs suivis de façon régulière, Robert-Bourassa, Opinaca et Caniapiscau, présentent une évolution similaire de la qualité de leurs eaux. Les légères variations observées d'un réservoir à l'autre s'expliqueraient surtout par leurs caractéristiques particulières : morphométrie, temps de séjour des eaux, superficie relative des terres inondées, densité et nature de la végétation submergée, ainsi que durée de mise en eau (Schetagne, 1994; Chartrand *et al.*, 1994). La figure 5.2 permet de constater le faible ordre de grandeur des principales modifications observées dans leur zone photique respective.

Les mécanismes suivants sont retenus pour expliquer les modifications de la qualité de l'eau observées à la suite de la mise en eau :

- l'inondation de la végétation et des sols forestiers a mis en solution des composés présents dans les sols. L'action des vagues a favorisé ce processus qui semble avoir joué un rôle dans l'augmentation rapide de la concentration de phosphore total et dans la diminution du pH survenues immédiatement après la mise en eau;
- le simple mélange des eaux des rivières responsables de la mise en eau avec celles des lacs présents dans la zone inondée expliquerait une grande partie des modifications mesurées chez les paramètres décrivant les principaux minéraux (ions) et les matières organiques présentes dans l'eau, telles que le carbone et l'azote organiques, les tanins et la couleur de l'eau;
- la décomposition de la végétation et de l'humus des sols inondés, par un ensemble de micro-organismes tels que les bactéries, produit une consommation de l'oxygène dissous et une libération de minéraux (surtout en profondeur) et d'éléments nutritifs, tels que le phosphore, ainsi que du CO₂, qui fait diminuer le pH;

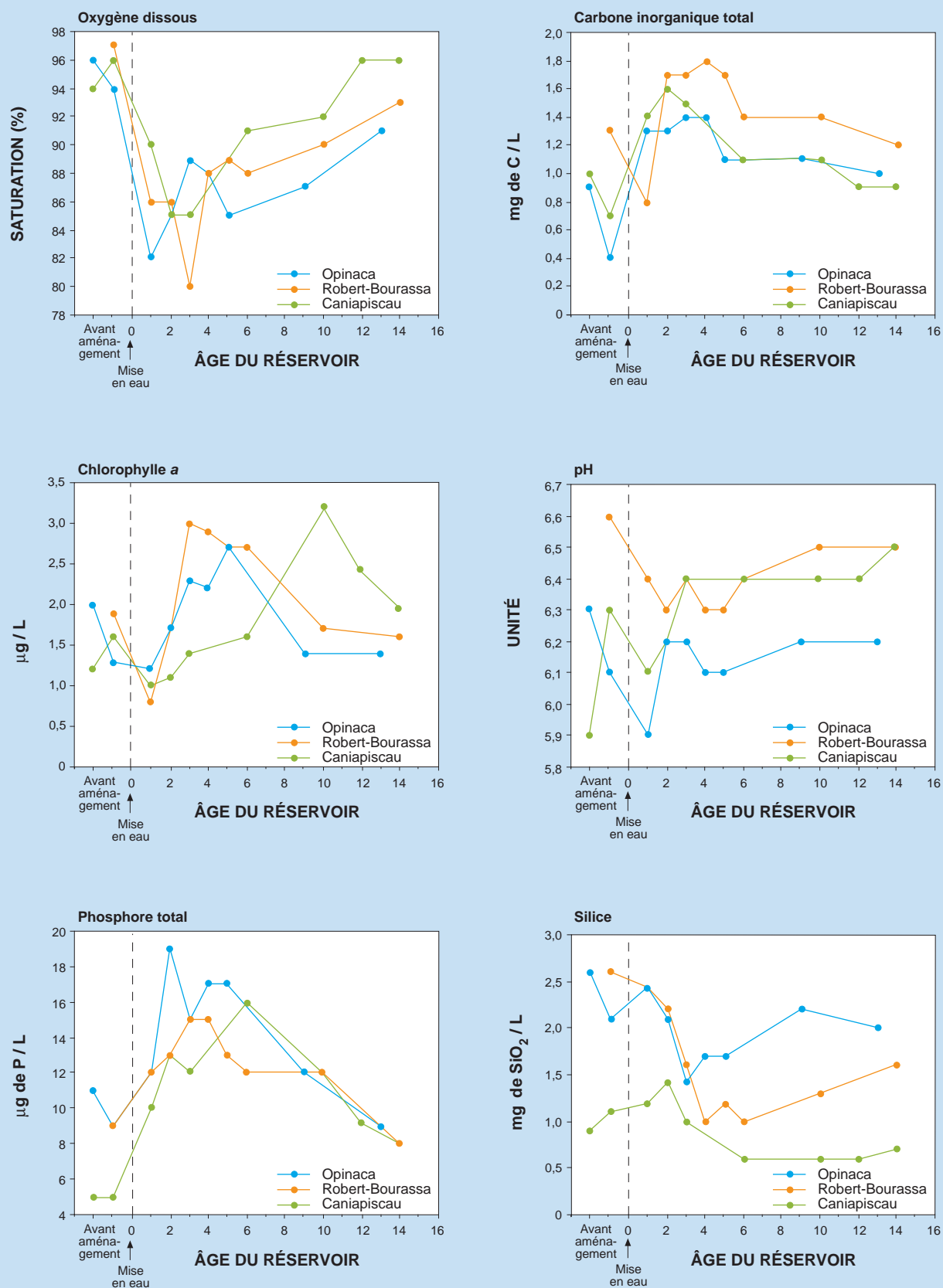


Figure 5.2 Évolution des principaux paramètres de la qualité de l'eau en fonction de l'âge des réservoirs Robert-Bourassa, Opinaca et Caniapiscou (zone photique, période libre de glace).

- l'augmentation de la production de phytoplancton en réponse à la hausse des éléments nutritifs, particulièrement le phosphore, qui s'est traduite par une hausse des teneurs en chlorophylle *a* et une diminution des concentrations de silice qui ont limité cette production dans certaines parties des réservoirs durant les premiers étés après la mise en eau;
- la transformation de rivières turbulentes en grandes masses d'eaux calmes a permis une plus grande sédimentation des particules en suspension, ce qui a réduit la turbidité et causé une meilleure pénétration de la lumière dans l'eau.

Dans les zones profondes des réservoirs, des modifications plus marquées des paramètres physico-chimiques liés aux mécanismes de décomposition ont été enregistrées, surtout vers la fin de l'hiver. Ces zones n'ont cependant que très peu influencé la qualité de l'eau de l'ensemble des réservoirs. Tout d'abord, ces zones à fortes concentrations de solutés sont très restreintes par rapport au volume total des réservoirs, de sorte que lorsque ces eaux riches en éléments de décomposition sont mélangées sur toute la colonne d'eau (au retournement printanier), l'enrichissement est faible. Ensuite, la réoxygénation des zones profondes, lors des périodes de retournement, cause le redressement du potentiel d'oxydo-réduction et la précipitation d'un grand nombre de composés.

Pour la majorité des stations d'échantillonnage des réservoirs Robert-Bourassa et Opinaca, les variations physico-chimiques maximales ont été atteintes rapidement, soit 2 ou 3 ans après le début de la mise en eau. Les modifications liées à la décomposition des matières organiques inondées étaient virtuellement terminées en 1988, soit 9 à 10 ans après le début de la mise en eau (Schetagne, 1994). Dans le réservoir Caniapiscou, les modifications mesurées sont du même ordre de grandeur que celles enregistrées aux autres réservoirs, mais les valeurs maximales ont été atteintes plus tard, soit entre 6 et 10 ans après le début de la mise en eau. Le retour à des valeurs représentatives des conditions naturelles y est presque complété après 14 ans (figure 5.2). La mise en eau beaucoup plus graduelle de ce réservoir, échelonnée sur 3 ans au lieu de six mois et d'un an pour les deux autres réservoirs, aurait contribué à y réduire l'amplitude des modifications, mais à y prolonger le retour aux conditions initiales. Dans tous les réservoirs, il ne subsiste, après 10 à 15 ans, que les modifications physico-chimiques permanentes liées au mélange d'eaux de qualité légèrement différente et au passage de conditions de rivières turbulentes à celles d'eaux calmes comme dans les lacs.

La relativement courte période de modification de la qualité de l'eau des réservoirs du complexe La Grande (environ 10 à 15 ans) serait attribuable au fait que seule une faible partie de la matière organique inondée (sols forestiers et végétation) est facilement et rapidement décomposable. En effet, seule la partie verte de la

végétation (les feuilles des arbres et des arbustes ainsi que les plantes du parterre forestier), ainsi que les premiers centimètres de l'humus se décomposent rapidement. Les branches, les troncs et les racines des arbres, ainsi que l'humus profond des sols, sont très difficilement décomposables et demeurent presque intacts après des dizaines d'années d'inondation (Thérien, 1991). Cette situation est très importante par rapport à l'évolution des teneurs en mercure dans les poissons, car la méthylation du mercure, qui permet une plus grande assimilation par les organismes aquatiques, est directement liée à la décomposition bactérienne de ces matières inondées.

La qualité de l'eau mesurée dans la zone productive des réservoirs du complexe La Grande, constituée généralement des 10 premiers mètres de la surface, n'a jamais été contraignante pour l'ensemble des organismes aquatiques, et ce, même en hiver sous la couverture de glace. De plus, l'augmentation des éléments nutritifs, causée par la décomposition des matières inondées, a entraîné une hausse (par un facteur de 3) des quantités de phytoplancton, ce qui a eu, comme il est mentionné plus loin, des répercussions positives sur toute la chaîne alimentaire incluant les poissons situés à son sommet (voir section 5.1.4.2).

Plancton

L'évolution des populations phytoplanctoniques a été suivie à l'aide de la mesure de la chlorophylle *a*, pigment responsable de la photosynthèse, qui donne une bonne estimation de la biomasse de ces organismes. Dans tous les réservoirs, la hausse des éléments nutritifs, particulièrement du phosphore, s'est traduite par une augmentation des teneurs en chlorophylle *a* par un facteur de l'ordre de 3 (figure 5.2). Cet accroissement a d'ailleurs entraîné la diminution des concentrations en silice, qui ont pu devenir limitantes dans certains secteurs des réservoirs.

Dans les réservoirs Robert-Bourassa et Opinaca, les teneurs maximales en chlorophylle *a* ont été atteintes 3 à 5 ans après le début de la mise en eau. Par la suite, l'épuisement des matières organiques facilement décomposables a entraîné une diminution des éléments nutritifs, amorçant un retour à des teneurs en chlorophylle *a* comparables à celles mesurées avant la mise en eau. Ce retour est survenu respectivement 9 et 10 ans après le début de la mise en eau des réservoirs Robert-Bourassa et Opinaca et au moins 14 ans après celle du réservoir Caniapiscau.

L'abondance et la biomasse des organismes zooplanctoniques des réservoirs du complexe La Grande ont été nettement influencées par l'enrichissement de l'eau, par la disponibilité de la matière organique et par le temps de résidence des eaux. Dans le réservoir Robert-Bourassa, la densité et la biomasse de ces organismes ont atteint un maximum en 1982, un an après ceux de la chlorophylle *a*, pour

ensuite diminuer lentement (Roy, 1985). Les maximums ont été atteints un an après ceux de la chlorophylle *a*. Le zooplancton des réservoirs Opinaca et Caniapiscau a suivi une évolution quelque peu différente de celui de Robert-Bourassa : après une hausse lors des deux premières années suivant le remplissage, les densités et les biomasses sont par la suite revenues à des valeurs comparables à celles des lacs non perturbés de leurs régions respectives. L'augmentation du temps de séjour moyen des eaux est identifié comme le facteur majeur responsable de l'abondance des organismes zooplanctoniques (Roy, 1985). Un temps de séjour des eaux suffisamment long permet à ces organismes de compléter leur cycle de vie. Cette constatation ne va pas à l'encontre des observations effectuées en milieux naturels, où les concentrations sont de 10 à 50 fois moins élevées en rivières qu'en lacs.

Benthos

En réservoir, surtout les premières années, une réduction de la diversité des organismes benthiques a été observée (Boudreault et Roy, 1985). Les espèces peu mobiles et de milieux lotiques se sont grandement raréfiées. Il y eut cependant une occupation rapide des nouveaux habitats aquatiques par des organismes mobiles et peu exigeants en oxygène dissous. La présence de nombreux supports, notamment la végétation inondée, a augmenté les surfaces disponibles pour leur colonisation. D'ailleurs, les stations de réservoirs ont souvent fourni des densités et des biomasses de macro-invertébrés plus élevées que celles des lacs témoins.

Poisson

Le suivi environnemental effectué entre 1977 et 2000 a montré qu'initialement, la mise en eau des réservoirs a provoqué une dilution des populations de poissons, suivie par une hausse du rendement de pêche global (nombre de poissons capturés par unité d'effort de pêche, soit par filet-jour) résultant de l'enrichissement des eaux. Cette hausse fut rapide dans le cas de réservoirs ayant une courte durée de mise en eau, comme le réservoir Robert-Bourassa, où un pic a été atteint 3 ans après la mise en eau (figure 5.3), comparativement à 9 ans pour le réservoir Caniapiscau.

Le grand corégone, une espèce non piscivore à régime alimentaire mixte (zooplancton pour les petits spécimens et benthos pour les plus gros) et le grand brochet, une espèce essentiellement piscivore, sont les espèces ayant le plus bénéficié des aménagements comme l'illustre la hausse de leurs abondances relatives dans le réservoir Robert-Bourassa (figure 5.3). Les indices de reproduction suggèrent qu'une bonne partie de leur hausse de rendement est attribuable à un meilleur recrutement, associé à un meilleur taux de survie les premières années après la mise en eau (Deslandes *et al.*, 1995). L'abondance des meuniers rouge et noir a très nettement diminué à la suite de la mise en eau des réservoirs, à

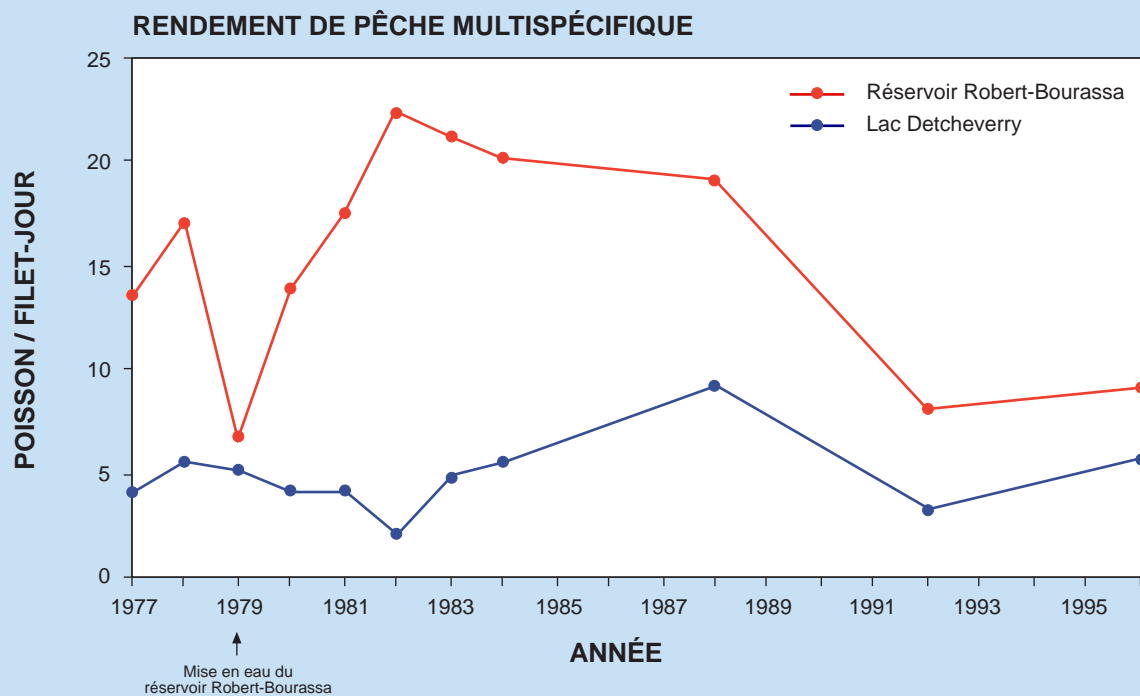
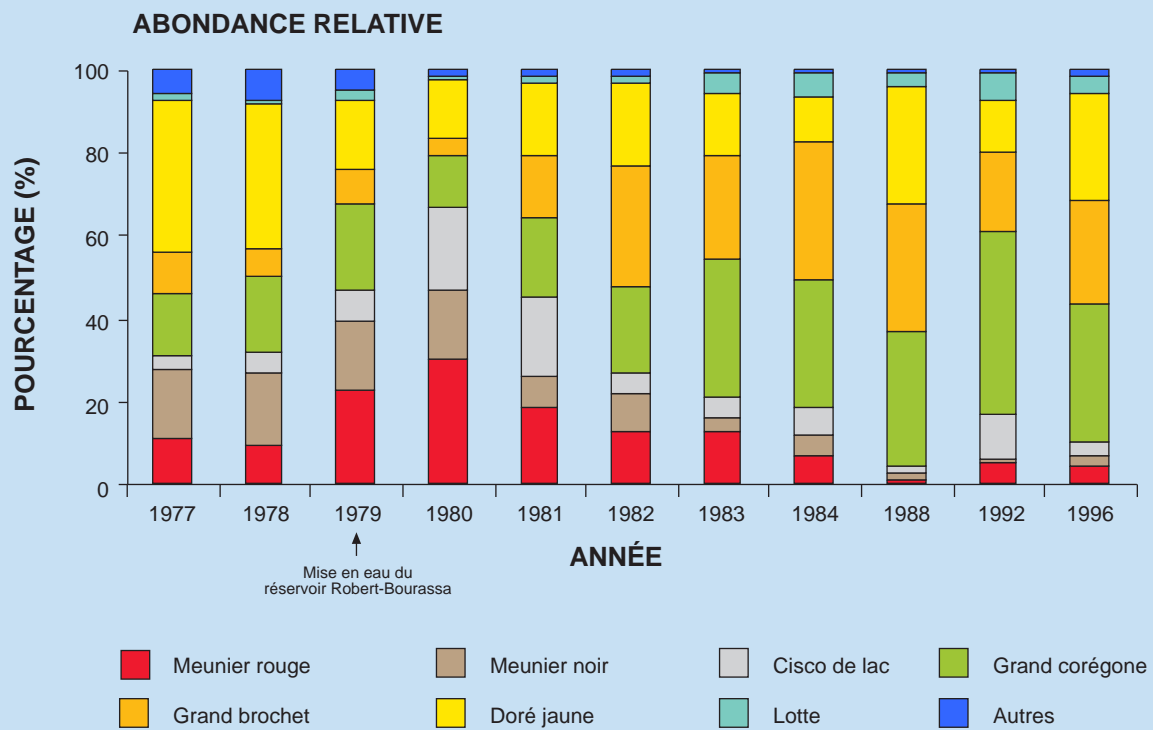


Figure 5.3 Évolution temporelle de l'abondance relative des captures par espèce et des rendements de pêche dans le réservoir Robert-Bourassa.

l'exception du meunier rouge dans le réservoir Caniapiscau. Le doré jaune a connu une baisse à certaines stations des réservoirs du secteur ouest, en partie attribuable à une baisse des températures estivales.

Le taux de croissance des principales espèces du réservoir Robert-Bourassa a augmenté de façon très marquée après la mise en eau (Deslandes *et al.*, 1995). La figure 5.4 illustre la croissance du grand corégone et du grand brochet dans le réservoir Robert-Bourassa, avant (1978) et après la mise en eau. Une telle augmentation de la croissance a pu avoir une grande influence sur la bioaccumulation du mercure comme il sera expliqué à la section suivante. Pour le grand corégone, le taux de croissance en 2000 demeure supérieur à celui observé avant la mise en eau, alors que pour le grand brochet, il devenait, 17 ans après la mise en eau, équivalent à celui enregistré initialement.

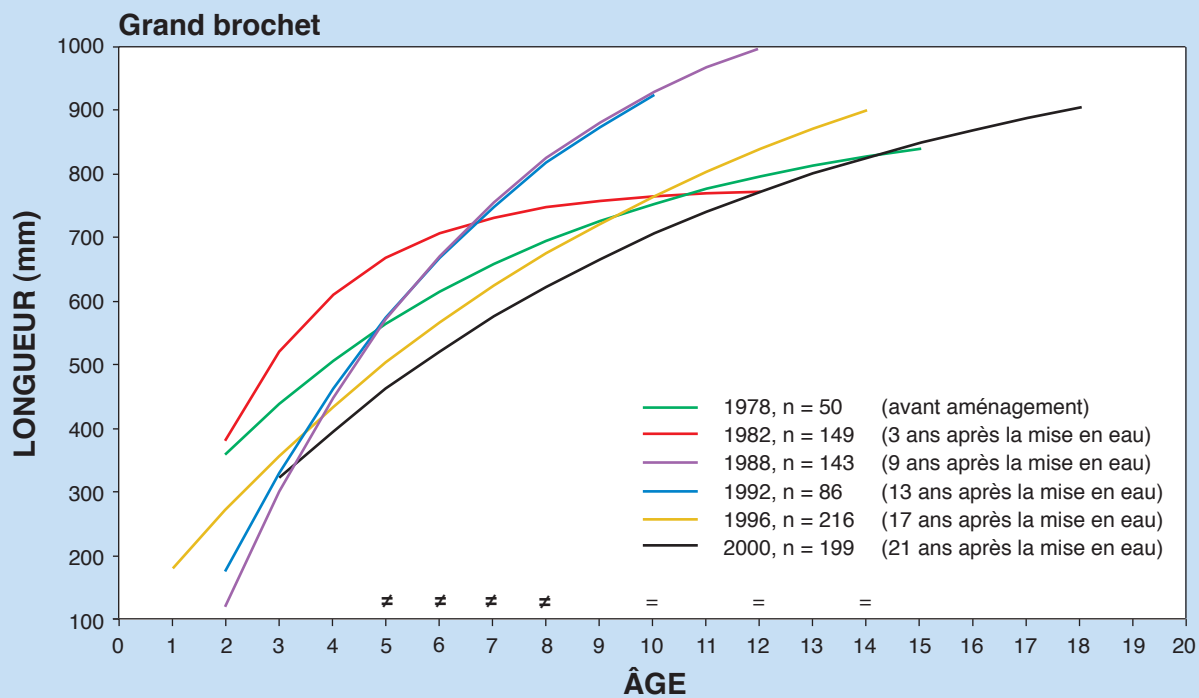
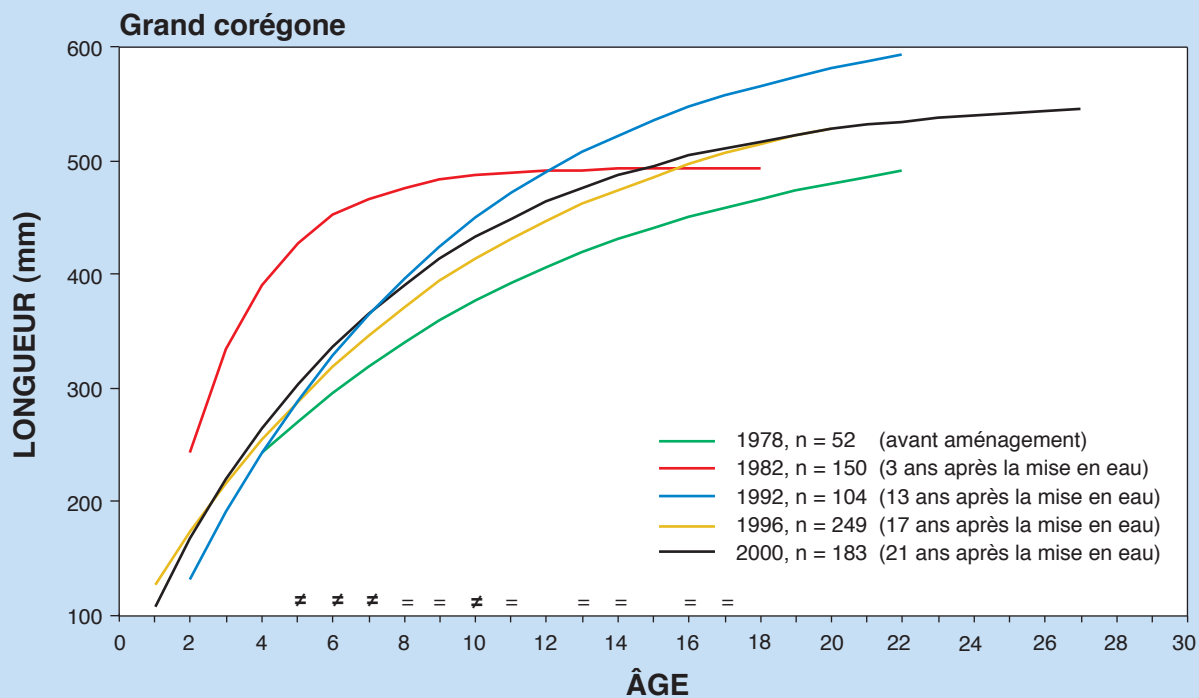
À l'instar de la croissance, le coefficient de condition de presque toutes les espèces a augmenté après la mise en eau. Cette augmentation est particulièrement marquée pour le meunier rouge, le doré jaune et le cisco de lac. Au réservoir Robert-Bourassa, les hausses ont été respectivement de 20 %, de 18,8 % et de 21,3 % (Deslandes *et al.*, 1994). Après quelques années, le coefficient de condition des poissons revient graduellement vers des valeurs caractéristiques des lacs naturels.

En résumé, pour bien comprendre l'évolution des teneurs en mercure dans les poissons d'un réservoir, il faut saisir toute la portée des changements biophysiques qui s'y opèrent au cours des premières années de mise en eau et qui en font un milieu très dynamique. La méthylation du mercure par l'inondation d'une grande quantité de matières organiques s'accompagne, en parallèle, d'une forte libération d'éléments nutritifs responsables d'une explosion trophique. Le transfert et la bioaccumulation du mercure dans les organismes vivants (plancton, benthos, poisson) sont fortement modulés par les profonds changements biologiques qui surviennent à la suite de la mise en eau (ex : augmentation des densités, augmentation du recrutement, de la condition, de la croissance et parfois modification du régime alimentaire des poissons, etc.).

Il n'est donc pas surprenant que la modélisation de l'évolution des teneurs en mercure des poissons requiert beaucoup d'intrants de nature physique et biologique, dont plusieurs évoluent dans le temps (voir section 5.1.5.2).

5.1.3 Cheminement du mercure en réservoirs

C'est aux États-Unis, en 1977, qu'on a fait pour la première fois le lien entre la mise en eau des réservoirs et l'augmentation de la teneur en mercure dans les poissons (Abernathy et Cumbie, 1977). Au Canada, c'est en 1979 qu'un phénomène similaire a été mis en évidence chez les poissons du réservoir Southern Indian Lake au Manitoba.



Note : = ou ≠ indiquent l'absence ou la présence d'une différence significative de la longueur moyenne ($p < 0,05$) à chaque âge entre le milieu naturel (1978) et le milieu modifié, lorsque les effectifs permettent la comparaison.

Figure 5.4 Croissance observée pour le grand corégone et le grand brochet du réservoir Robert-Bourassa entre 1978 et 2000.

Ces réservoirs n'étaient pas soumis à des effluents industriels contaminés et le transport du mercure dans l'atmosphère ne pouvait expliquer à lui seul cette augmentation soudaine chez les poissons. Des études menées au Manitoba et au complexe La Grande ont permis de comprendre les mécanismes responsables des teneurs en mercure plus élevées dans la chair des poissons des réservoirs récemment créés (Bodaly *et al.*, 1984; Canada-Manitoba Mercury Agreement, 1987; Lucotte *et al.*, 1999a). La figure 5.5 présente une schématisation des principaux mécanismes en jeu peu après la mise en eau des réservoirs.

L'aménagement d'un réservoir entraîne l'élévation du niveau d'eau et l'inondation d'une grande quantité de matières organiques terrestres (végétation et couches de surface des sols). Au cours des premières années d'existence du réservoir, ces matières organiques sont soumises à une décomposition bactérienne accélérée qui entraîne une méthylation accrue du mercure qu'elles contiennent. Il ne s'agit donc pas d'une nouvelle source de mercure apportée par les réservoirs, mais plutôt d'une transformation du mercure inorganique déjà présent dans l'environnement terrestre inondé. La production de méthylmercure est régie en grande partie par la quantité et la nature des matériaux organiques inondés et par des facteurs biologiques et physiques tels que l'activité bactérienne, la température de l'eau, sa teneur en oxygène, etc.

Une partie du méthylmercure ainsi produit est libérée dans la colonne d'eau où elle peut être fixée sur les particules en suspension et transférée aux poissons par l'intermédiaire du zooplancton qui filtre ces particules. À cause de sa forte affinité pour les matières organiques, une grande part du méthylmercure produit demeure dans les sols inondés. Son transfert à la chaîne alimentaire peut s'effectuer par des mécanismes actifs de nature biologique et physique :

- les larves d'insectes, s'alimentant dans les premiers centimètres des sols inondés, peuvent accumuler le méthylmercure présent et le transférer aux poissons;
- pendant les premières années suivant la mise en eau des réservoirs, la majorité des sols inondés présents dans les milieux peu profonds et exposés à l'action combinée des vagues et des glaces, sont progressivement érodés. Les plus grosses particules de sols érodés retombent rapidement vers le fond. Par contre, les fines particules organiques riches en mercure sont maintenues en suspension dans la colonne d'eau pendant une courte période au cours de laquelle elles peuvent être filtrées par le zooplancton et transférées aux poissons. Ces particules peuvent par la suite se déposer à la surface des sols inondés un peu plus profonds, où elles pourront constituer une nourriture riche en méthylmercure pour les organismes benthiques (vivant près du fond);

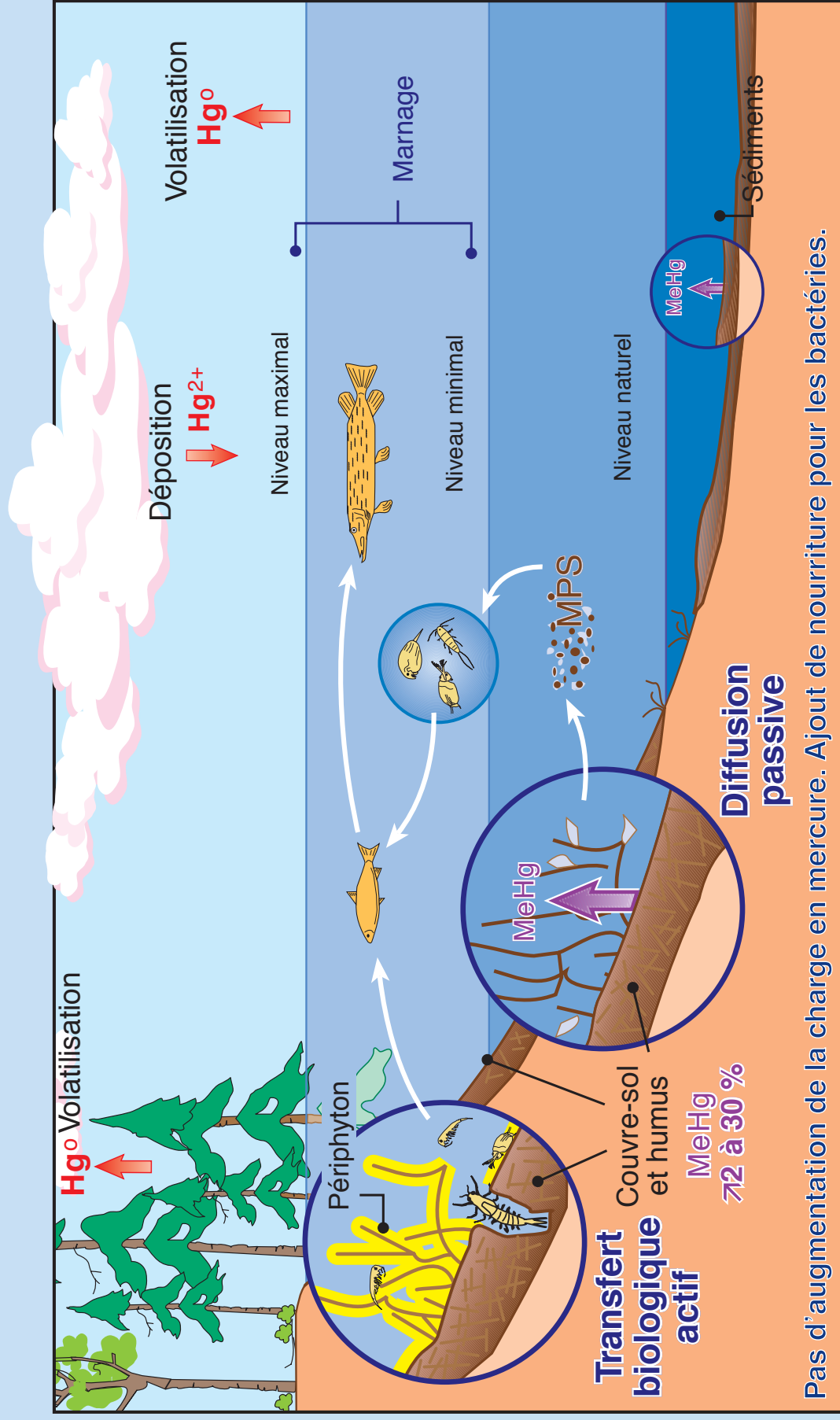


Figure 5.5 Transfert du méthylmercure aux poissons peu après la mise en eau.

- la libération d'éléments nutritifs résultant de la décomposition bactérienne de la matière organique inondée stimule la croissance du périphyton, qui est un ensemble de bactéries et d'algues riches en mercure. En servant de nourriture au zooplancton et aux larves d'insectes, le mercure qu'il contient peut également être transféré aux poissons.

5.1.4 Réservoirs de la Phase I du complexe La Grande

5.1.4.1 Évolution de la teneur en mercure dans les poissons

La création des réservoirs du complexe La Grande pendant la phase I du projet a entraîné une augmentation significative de la teneur de mercure total dans la chair de toutes les espèces de poissons (tableau 5.1). Les figures utilisées pour décrire l'évolution temporelle des teneurs en mercure des spécimens de longueur standardisée des principales espèces non piscivores (grand corégone et meunier rouge) et piscivores (grand brochet, touladi et doré jaune) présentent en détail les données statistiques obtenues pour le réservoir Robert-Bourassa, qui fournit les plus longues séries de données, et permettent la comparaison avec les résultats obtenus pour les autres réservoirs de la phase I.

Tous les réservoirs montrent le même patron d'évolution des teneurs en mercure des poissons. Selon les espèces et les réservoirs considérés, les teneurs en mercure à une longueur standardisée ont augmenté par des facteurs variant de 3 à 7 par rapport aux teneurs mesurées en milieu naturel. Les teneurs maximales chez les espèces non piscivores sont atteintes 4 à 11 ans après la mise en eau, puis reviennent graduellement aux teneurs obtenues en milieux naturels. Chez les espèces piscivores, les teneurs maximales sont atteintes plus tardivement, entre 10 et 13 ans après la mise en eau, et diminuent significativement par la suite. Ce patron d'évolution est le reflet d'une situation particulière où les premières cohortes de poissons naissant après la mise en eau colonisent les réservoirs au moment où l'activité bactérienne de décomposition, la méthylation et la biodisponibilité du mercure sont toutes maximales. Par conséquent, leur taux d'accumulation en mercure est également maximal. Cependant, les cohortes de poissons naissant une dizaine d'années après la mise en eau arrivent dans les réservoirs alors que le taux méthylation du mercure et sa biodisponibilité sont redevenus équivalents à ceux en lacs naturels. Il s'ensuit que leurs teneurs en mercure diminuent grandement.

De plus, la forme de la relation *longueur du poisson – teneur en mercure* change immédiatement après la mise en eau à cause de l'augmentation plus rapide des teneurs chez les petits spécimens. Chez les jeunes, le gain annuel en chair est proportionnellement plus élevé que chez les vieux, de sorte que leur concentration

Tableau 5.1 (suite) Teneurs en mercure (mg/kg), pour une longueur standardisée, des principales espèces de poissons en fonction de l'âge des réservoirs du complexe La Grande.

Âge du réservoir (année)	Meunier rouge (400 mm)	Grand corégone (400 mm)	Grand brochet (700 mm)	Touladi (600 mm)	Doré jaune (400 mm)	Cisco de lac (150 mm)	Lotte (500 mm)	Grand corégone nain (200 mm)
Caniapiscau								
5 ans (1987)	0,36 (c)	0,42 (a)	0,89 (d)	0,89 (b)	--	--	0,46 (b)	--
7 ans (1989)	0,45 (ab)	0,43 (a)	1,33 (c)	1,54 (a)	--	--	--	--
9 ans (1991)	0,52 (a)	0,43 (a)	1,74 (b)	2,08 (a)	--	--	--	--
11 ans (1993)	0,49 (a)	0,27 (b)	2,29 (a)	1,80 (a)	--	--	--	0,64 (a)
13 ans (1995)	0,39 (bc)	0,23 (b)	2,07 (ab)	1,78 (a)	--	--	0,71 (a)	0,48 (b)
15 ans (1997)	0,24 (d)	0,23 (b)	1,94 (b)	1,91 (a)	--	--	0,71 (a)	0,37 (c)
17 ans (1999)	0,22 (d)	0,24 (b)	1,88 (b)	1,79 (a)	--	--	0,72 (a)	0,30 (d)
La Grande 1								
1984 (mil. débit aug.)	0,96 (bc)	1,18 (a)	n.r.	--	--	--	--	--
1986 (mil. débit aug.)	1,10 (ab)	0,70 (bc)	2,75 (c)	--	--	--	2,12 (a)	--
1988 (mil. débit aug.)	1,15 (ab)	0,94 (ab)	3,63 (b)	4,31 (a)	--	--	--	--
1990 (mil. débit aug.)	1,26 (a)	0,98 (a)	5,14 (a)	n.r.	--	--	2,66 (a)	--
1992 (mil. débit aug.)	1,26 (ab)	0,65 (bc)	--	--	--	--	--	--
1994 (1 an)	1,14 (ab)	0,59 (c)	2,50 (c)	--	--	--	--	--
1996 (3 ans)	0,80 (cd)	0,28 (d)	2,28 (c)	--	--	0,37 (a)	1,49 (b)	--
1998 (5 ans)	0,49 (d)	0,26 (d)	1,16 (d)	1,42 (b)	--	0,28 (ab)	1,39 (b)	--
2000 (7 ans)	0,70 (e)	0,16 (e)	0,98 (d)	1,67 (b)	--	0,25 (b)	0,82 (c)	--
Laforge 1								
1987 (3 ans)	0,29 (bc)	0,31 (abcd)	0,90 (cd)	1,44 (b)	--	--	--	--
1989 (5 ans)	0,40 (ab)	0,36 (ab)	1,10 (bcd)	1,89 (ab)	--	--	--	--
1991 (7 ans)	0,47 (a)	0,37 (a)	1,65 (a)	2,40 (a)	--	--	--	--
1993 (9 ans)	0,25 (c)	0,22 (d)	1,08 (bc)	1,72 (ab)	--	--	--	--
1995 (11 ans)	0,23 (c)	0,24 (cd)	0,87 (d)	1,39 (b)	--	--	--	--
1997 (13 ans)	0,26 (c)	0,29 (abc)	1,12 (b)	1,59 (b)	--	--	--	0,52 (a)
1999 (15 ans)	0,27 (c)	0,26 (bcd)	1,16 (b)	1,83 (ab)	--	--	--	0,36 (b)
Laforge 2								
1989 (6 ans)	0,44 (b)	0,47 (a)	1,66 (cd)	--	--	--	--	--
1991 (8 ans)	0,53 (ab)	0,48 (a)	2,16 (bc)	--	--	--	--	--
1993 (10 ans)	0,64 (a)	0,34 (ab)	2,73 (a)	--	--	--	--	--
1995 (12 ans)	0,46 (b)	0,22 (cd)	2,47 (ab)	--	--	--	--	--
1997 (14 ans)	0,31 (c)	0,25 (bc)	1,93 (cd)	--	--	--	--	0,28 (a)
1999 (16 ans)	0,29 (c)	0,25 (bc)	1,62 (d)	--	--	--	--	0,28 (a)
Desaulniers								
11 ans (1988)	--	--	0,74 (a)	--	--	--	--	--
15 ans (1992)	--	--	0,57 (b)	--	--	--	--	--
17 ans (1994)	--	--	0,43 (c)	--	--	--	--	--
19 ans (1996)	--	--	0,57 (b)	--	--	--	--	--

n.r. : non représentatif (valeur disponible pour une seule station ou distribution des longueurs inadéquate)

-- : absence de donnée ou effectif trop faible (n < 10)

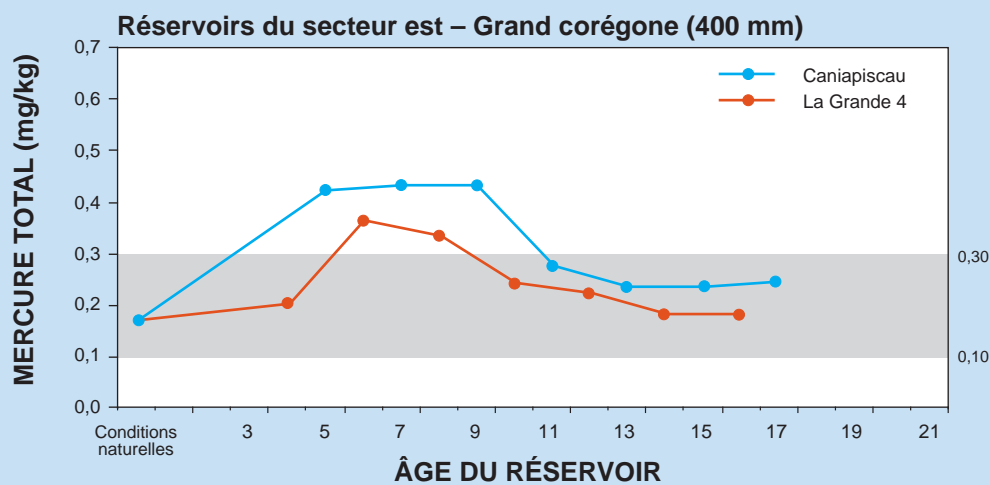
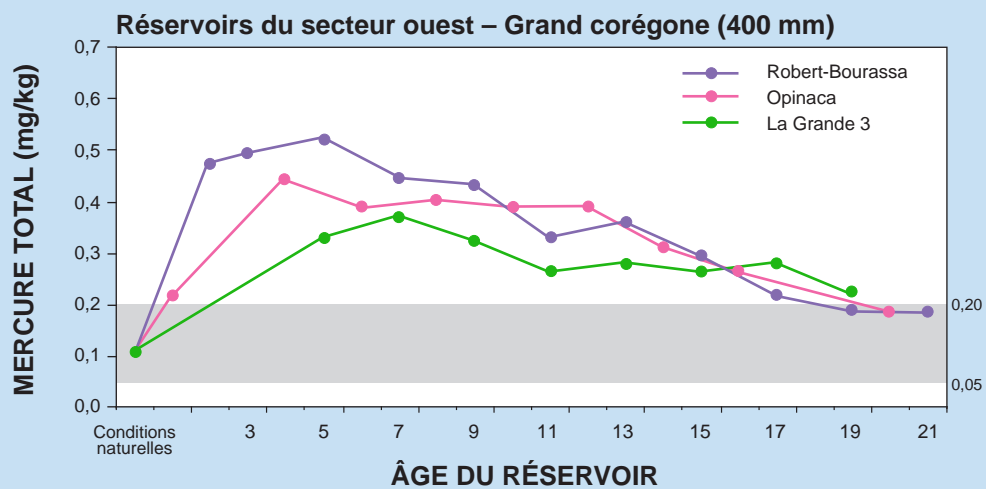
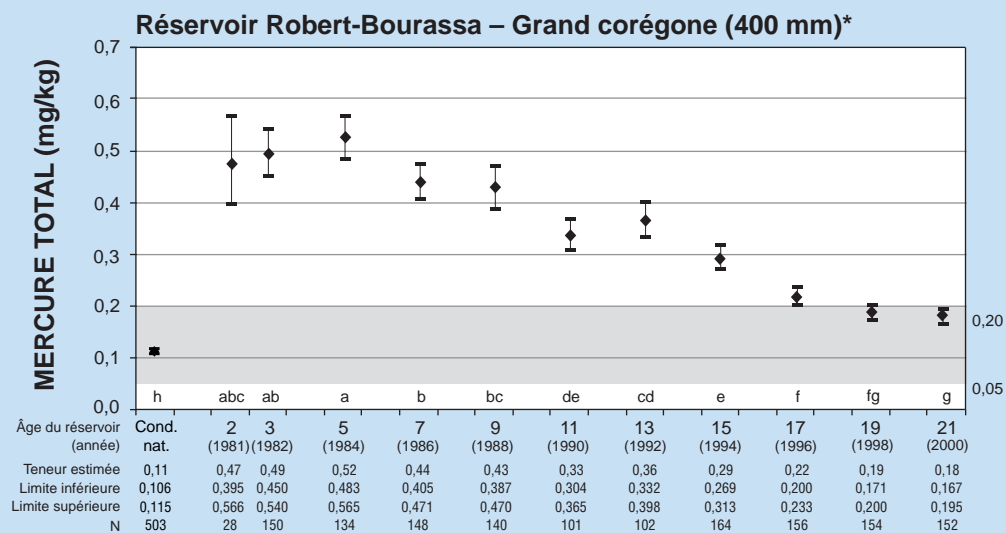
Note : Les teneurs ayant une lettre différente sont significativement différentes (p < 0,05). Les comparaisons sont effectuées temporellement par réservoir et par espèce.

en mercure s'accroît plus rapidement. Chez les plus vieux, la grande proportion de chair produite avant la mise en eau sert de tampon, de sorte que leur teneur augmente plus lentement. Ce phénomène est décrit en détail dans Schetagne *et al.*, (1996) et est illustré à la figure 3.3 (à la section 3.4) par l'exemple de l'évolution des teneurs en mercure des grands corégones capturés à une des stations d'échantillonnage du réservoir Robert-Bourassa. En conditions naturelles, la relation *longueur-mercure* est directe et sa forme typique est légèrement curviligne. Peu après la mise en eau (1982), cette relation devient inverse, la teneur en mercure décroissant avec la taille. Lors du pic des teneurs en mercure (1984), la relation redevient directe et sa courbure est maximale. Les jeunes nés avec la mise en eau, ayant bioaccumulé plus rapidement le mercure, ont alors atteint la longueur standardisée, alors que pour ceux de petites tailles (nés après le pic de production de mercure), les teneurs ont déjà diminué. Finalement, 19 ans après la mise en eau (1998), la relation longueur-mercure est revenue à sa forme initiale parce que tous les grands corégones alors capturés sont nés après la période de forte production de méthylmercure.

Grand corégone

Chez les grands corégones de 400 mm du réservoir Robert-Bourassa, la teneur moyenne en mercure a atteint une valeur maximale de 0,52 mg/kg, 5 ans après la mise en eau, puis a diminué graduellement et significativement pour atteindre une valeur de 0,18 mg/kg, 21 ans après la mise en eau (figure 5.6). Les teneurs moyennes obtenues depuis 1998, soit 19 ans après la mise en eau se situent à l'intérieur de l'étendue de variation des teneurs mesurées dans les milieux naturels du secteur ouest du complexe La Grande (0,05 à 0,20 mg/kg).

Les teneurs moyennes correspondantes obtenues pour les réservoirs Opinaca et La Grande 3 ont suivi une évolution comparable, atteignant des valeurs maximales légèrement inférieures, respectivement de 0,44 et 0,37 mg/kg, 4 à 7 ans après la mise en eau, pour redescendre à respectivement 0,18 et 0,22 mg/kg après 19 et 20 ans (figure 5.6). Ces dernières valeurs ne sont plus significativement différentes de celles mesurées dans un bon nombre de lacs naturels du secteur. Pour les réservoirs Caniapiscau et La Grande 4, du secteur est du complexe La Grande, les valeurs maximales correspondantes (respectivement 0,43 et 0,34 mg/kg) ont été atteintes après une période comparable à celles des trois réservoirs du secteur ouest, soit respectivement 6 et 9 ans, mais le retour à des teneurs équivalentes à celles des milieux naturels environnants était complété seulement 10 ou 11 ans après la mise en eau.



Étendue des teneurs moyennes obtenues en conditions naturelles pour une longueur standardisée

* Les barres verticales représentent les intervalles de confiance (95 %) des teneurs moyennes estimées. Les teneurs ayant une lettre différente sont significativement différentes car les intervalles de confiance (95 %) ne se chevauchent pas.
Cond. nat. : conditions naturelles.

Figure 5.6 Évolution temporelle des teneurs en mercure des grands corégones dans les réservoirs de la phase I du complexe La Grande.

Meunier rouge

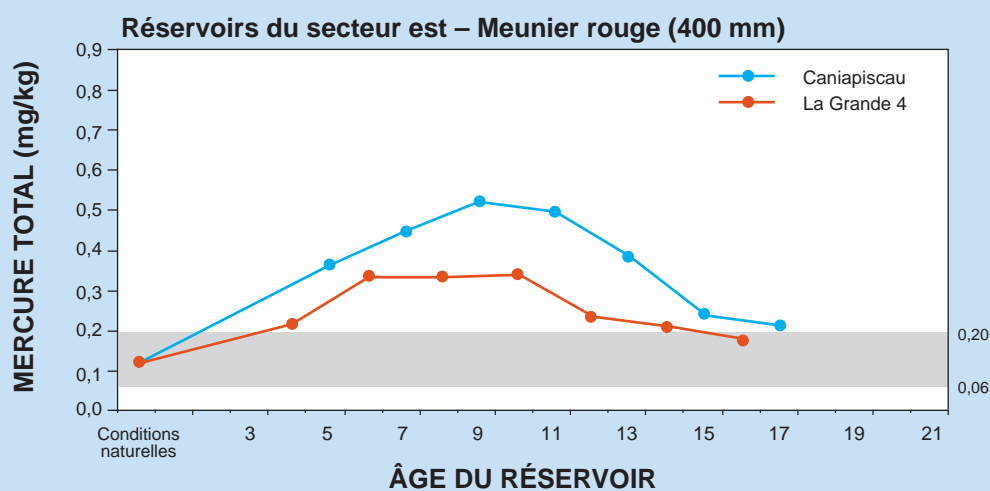
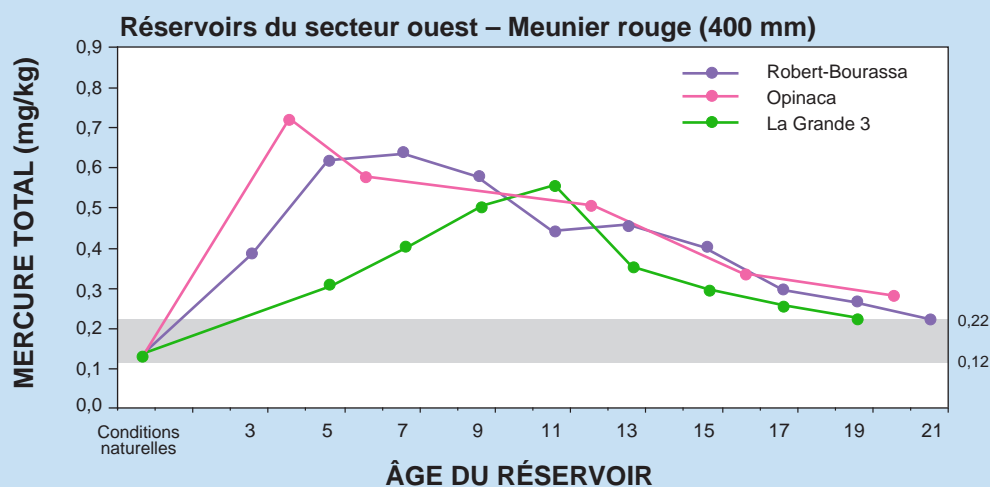
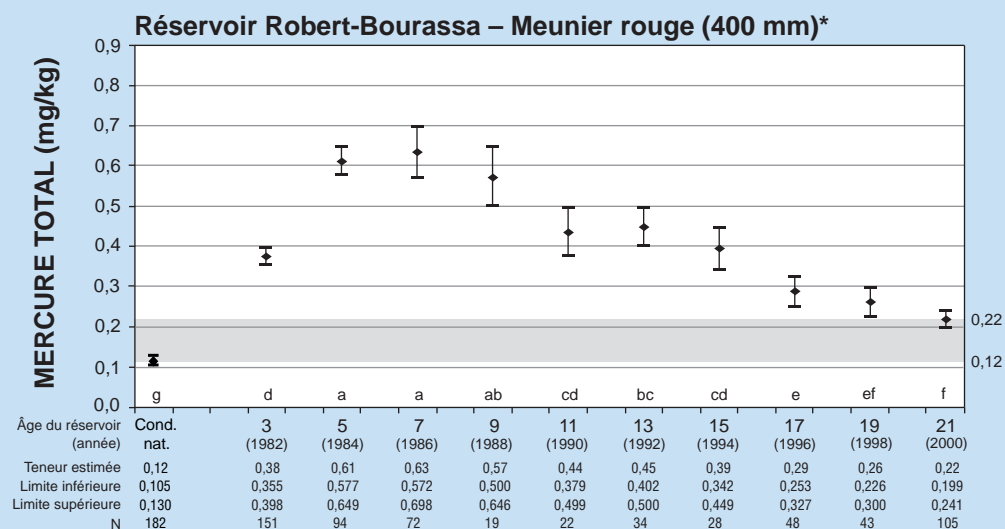
L'évolution des teneurs en mercure chez le meunier rouge de 400 mm de longueur est similaire à celle du grand corégone de même longueur. Des teneurs moyennes maximales légèrement plus élevées (de 0,55 à 0,72 mg/kg pour les réservoirs du secteur ouest et de 0,34 à 0,52 mg/kg pour ceux du secteur est) ont été atteintes 4 à 9 ans après la mise en eau (figure 5.7). Le retour à des valeurs équivalentes aux conditions naturelles a été atteint 19 à 21 ans après la mise en eau pour les réservoirs Robert-Bourassa et La Grande 3, alors que pour le réservoir Opinaca, le retour sera probablement atteint après 22 ans (figure 5.7). Tout comme pour le grand corégone, ce retour a été plus rapide dans les réservoirs du secteur est, s'effectuant après 16 ans au réservoir La Grande 4 et après 17 ans au réservoir Caniapiscau. La teneur alors obtenue (0,22 mg/kg) n'est pas significativement différente de celles des lacs naturels du secteur (de 0,06 à 0,20 mg/kg).

Grand brochet

La concentration moyenne de mercure des grands brochets de 700 mm du réservoir Robert-Bourassa a atteint une valeur maximale de 3,28 mg/kg, 11 ans après la mise en eau, puis a diminué graduellement et significativement pour atteindre 2,18 mg/kg, 21 ans après la mise en eau (figure 5.8). Cette dernière valeur demeure nettement plus élevée que celles obtenues pour des spécimens de même longueur dans les milieux naturels environnants (de 0,30 à 0,93 mg/kg). Les teneurs chez les grands brochets ont évolué de façon similaire dans les autres réservoirs du secteur ouest. En effet, 10 à 13 ans après la mise en eau, les valeurs moyennes correspondantes atteignaient respectivement 2,91 et 4,16 mg/kg dans les réservoirs Opinaca et La Grande 3, alors que les valeurs obtenues 19 et 20 ans après la mise en eau diminuaient à respectivement 1,69 et 2,39 mg/kg. Dans les réservoirs du secteur est, l'augmentation des teneurs a été beaucoup moindre, les valeurs maximales variant de 1,62 mg/kg au réservoir La Grande 4 à 2,08 mg/kg au réservoir Caniapiscau, respectivement 11 et 12 ans après la mise en eau (figure 5.8).

Doré jaune

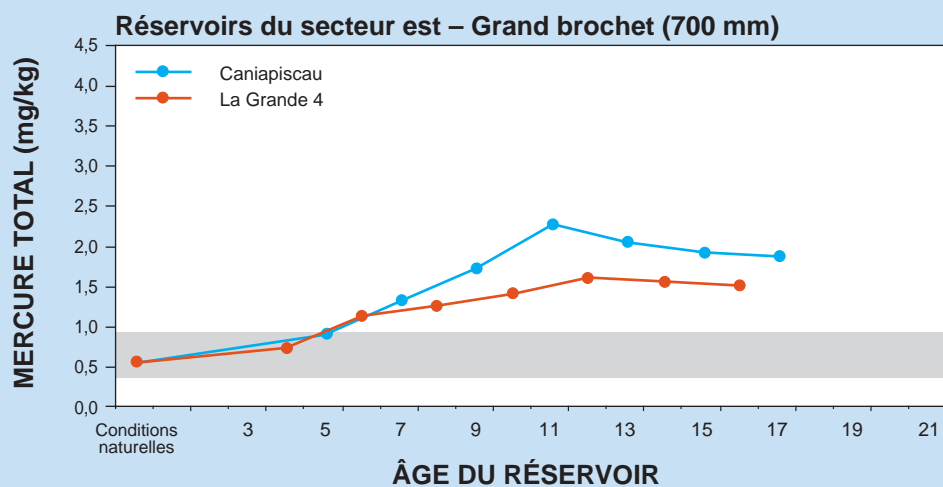
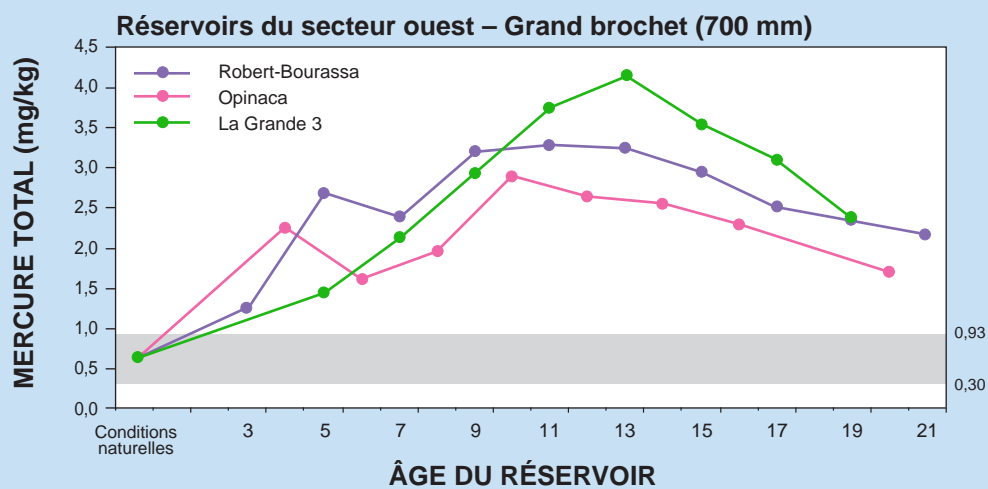
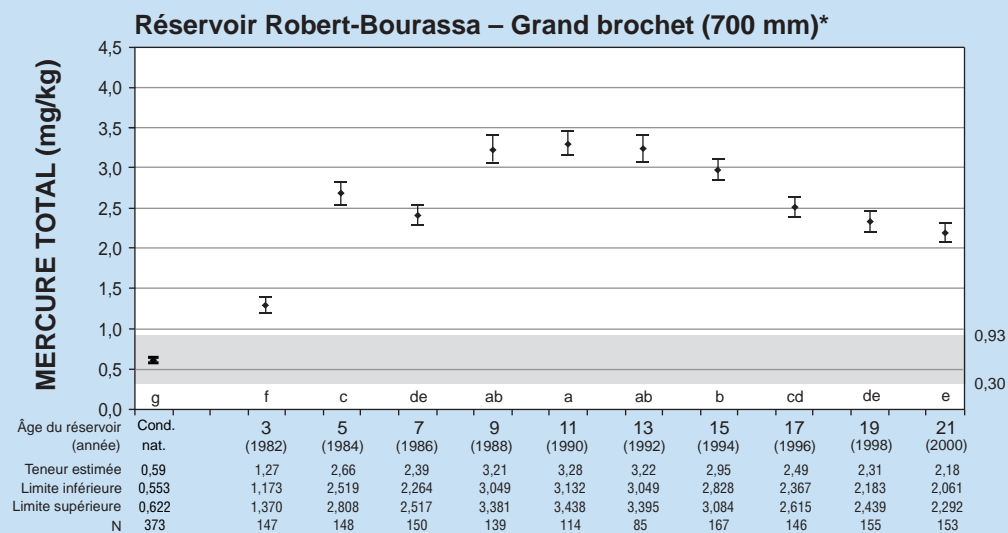
Chez les dorés jaunes de 400 mm du réservoir Robert-Bourassa, la teneur moyenne en mercure a atteint une valeur maximale de 2,76 mg/kg, 11 ans après la mise en eau, puis a diminué graduellement et significativement pour atteindre 1,30 mg/kg, 21 ans après la mise en eau (figure 5.9). Cette dernière valeur demeure légèrement supérieure à l'étendue des teneurs mesurées dans les milieux naturels du secteur ouest du complexe La Grande (0,30 à 1,02 mg/kg).



Étendue des teneurs moyennes obtenues en conditions naturelles pour une longueur standardisée

* Les barres verticales représentent les intervalles de confiance (95 %) des teneurs moyennes estimées. Les teneurs ayant une lettre différente sont significativement différentes car les intervalles de confiance (95 %) ne se chevauchent pas.
Cond. nat. : conditions naturelles.

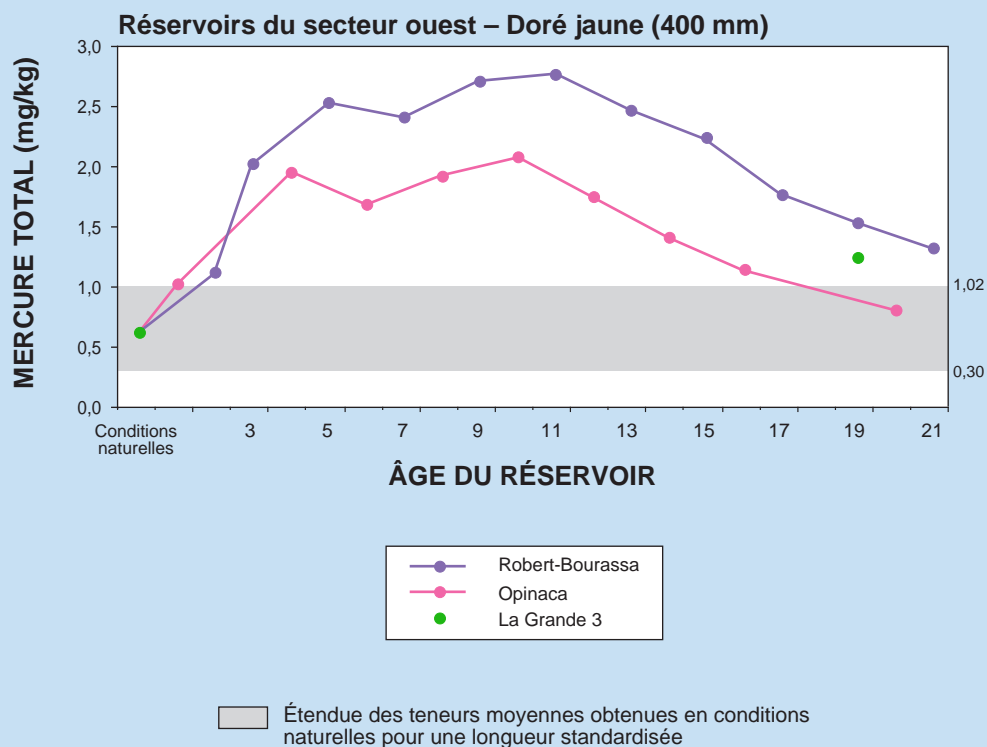
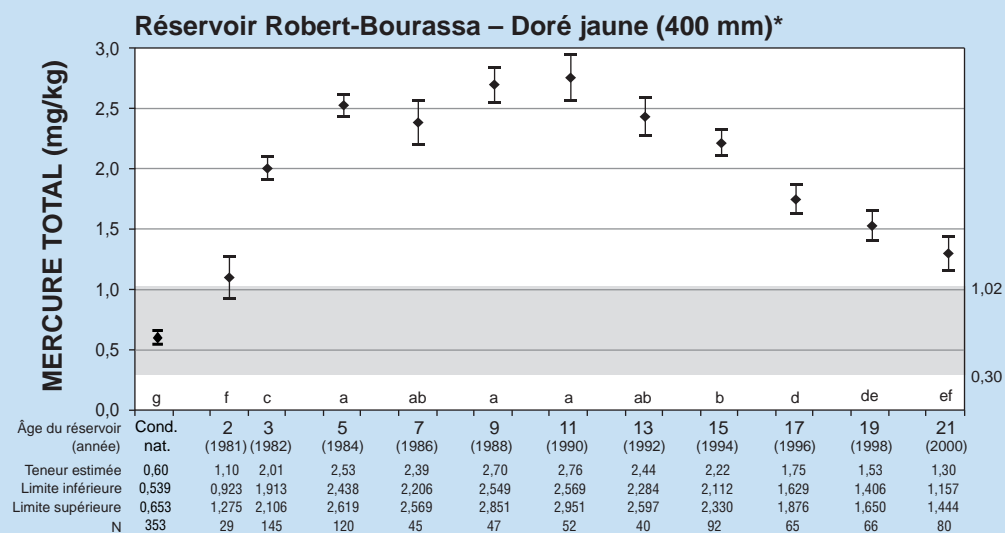
Figure 5.7 Évolution temporelle des teneurs en mercure des meuniers rouges dans les réservoirs de la phase I du complexe La Grande.



Étendue des teneurs moyennes obtenues en conditions naturelles pour une longueur standardisée

* Les barres verticales représentent les intervalles de confiance (95 %) des teneurs moyennes estimées. Les teneurs ayant une lettre différente sont significativement différentes car les intervalles de confiance (95 %) ne se chevauchent pas. Cond. nat. : conditions naturelles.

Figure 5.8 Évolution temporelle des teneurs en mercure des grands brochets dans les réservoirs de la phase I du complexe La Grande.



* Les barres verticales représentent les intervalles de confiance (95 %) des teneurs moyennes estimées.
Les teneurs ayant une lettre différente sont significativement différentes car les intervalles de confiance (95 %) ne se chevauchent pas.
Cond. nat. : conditions naturelles.

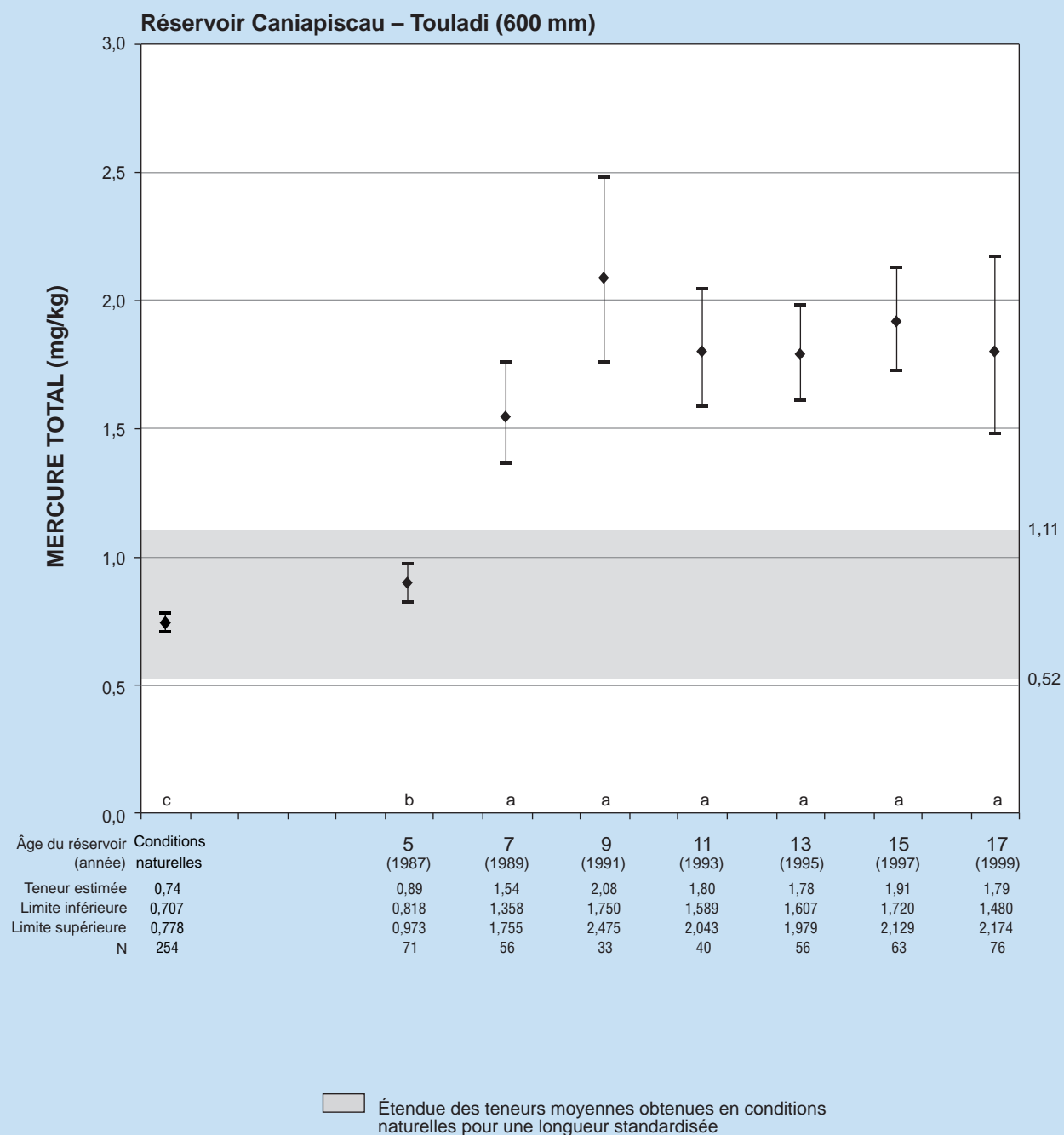
Figure 5.9 Évolution temporelle des teneurs en mercure des dorés jaunes dans les réservoirs de la phase I du complexe La Grande.

Les teneurs moyennes en mercure des dorés jaunes du réservoir Opinaca ont évolué de façon similaire à celles du réservoir Robert-Bourassa, mais la valeur maximale atteinte est plus faible, soit 2,16 mg/kg. Le retour dans l'étendue des teneurs enregistrées pour les lacs naturels environnants est survenu 20 ans après la mise en eau, avec une valeur moyenne de 0,78 mg/kg. La seule teneur en mercure pour les dorés jaunes du réservoir La Grande 3, dans lequel cette espèce est peu répandue, a été obtenue 19 ans après la mise en eau et s'est avérée intermédiaire à celles des réservoirs Robert-Bourassa et Opinaca, soit 1,37 mg/kg. Elle suggère toutefois une évolution temporelle similaire à celle de ces deux derniers réservoirs.

Touladi

Pour les touladis du réservoir Caniapiscou, une teneur moyenne maximale de 2,08 mg/kg a été obtenue 9 ans après la mise en eau (figure 5.10). Par contre, les teneurs correspondantes obtenues par la suite n'indiquent pas de diminution significative. L'absence de tendance à la baisse dans les teneurs en mercure du touladi provenant du réservoir Caniapiscou, après 15 ans d'inondation, s'expliquerait par le fait que ce sont presque toujours de vieux spécimens nés quelques années avant la mise en eau qui y sont récoltés, année après année. Le recrutement de la population de touladi est très faible depuis la création du réservoir (Deslandes *et al.*, 1995), de sorte que peu de jeunes spécimens sont capturés (Doyon, 1997). Les touladis récoltés sont donc de plus en plus grands et de plus en plus vieux. Au cours des dernières années, ceux dont la longueur se situe près de la longueur standardisée (entre 600 et 700 mm) sont âgés, en moyenne, de 20 ans. Il s'agit donc essentiellement des spécimens nés avant la mise en eau, qui ont absorbé le maximum de mercure libéré dans le milieu à la suite de cette dernière. Même si la concentration en mercure de sa principale proie, le grand corégone, est revenue à des teneurs similaires à celles en lacs naturels, la baisse tarde à se produire chez les vieux touladis, à cause de la longue demi-vie du mercure dans les poissons. Il faudra la capture de cohortes de touladis nés après le pic de production de méthylmercure pour qu'une diminution des teneurs en mercure puisse être mesurée.

Chez les espèces piscivores, qui sont à au moins un niveau trophique plus élevé dans la chaîne alimentaire, les teneurs maximales atteintes sont généralement de 4 à 6 fois supérieures aux teneurs maximales obtenues pour les espèces non piscivores (tableau 5.1). Le même facteur moyen d'amplification a été mesuré entre ces deux groupes d'espèces dans lacs naturels de la région (Tremblay, 1999). L'atteinte des valeurs maximales s'effectue environ 5 ans plus tard chez les espèces piscivores. Ce décalage s'explique probablement par le temps nécessaire aux poissons non piscivores pour atteindre des teneurs maximales aux tailles moyennes consommées par les piscivores de longueur standardisée.



Note : Les barres verticales représentent les intervalles de confiance (95 %) des teneurs moyennes estimées.
 Les teneurs ayant une lettre différente sont significativement différentes car les intervalles de confiance (95 %) ne se chevauchent pas.

Figure 5.10 Évolution temporelle des teneurs en mercure des touladis dans le réservoir Caniapiscou.

Par ailleurs, l'atteinte de teneurs maximales plus élevées chez les grands brochets que chez les dorés jaunes, dans les réservoirs du secteur ouest, s'explique aussi par leurs régimes alimentaires respectifs. En effet, les grands brochets ingèrent une proportion de poissons piscivores (doré jaune, lotte et grand brochet de tailles inférieures) pouvant atteindre 60 %. De plus, leurs proies atteignent régulièrement une taille supérieure à 500 mm. Ce n'est pas le cas des dorés jaunes qui s'alimentent surtout de corégoninés de 125 mm, en moyenne (Doyon *et al.*, 1996), mais également de larves et d'insectes adultes. Ainsi, les proies des grands brochets ont des teneurs en mercure plus élevées que celles des dorés jaunes, ce qui accentue la bioaccumulation du mercure chez les premiers. Le régime alimentaire expliquerait également une partie des différences observées entre les réservoirs en ce qui a trait aux teneurs en mercure des espèces piscivores. Ainsi, les teneurs plus faibles mesurées chez les grands brochets du secteur est, comparativement à ceux du secteur ouest, seraient attribuables à une consommation élevée de corégoninés de petites tailles, tout comme les dorés jaunes du secteur ouest.

Espèces de poissons moins abondantes

Pour le cisco de lac, la lotte et le grand corégone de forme naine, les faibles captures obtenues certaines années ne permettent pas de dresser un portrait aussi complet (tableau 5.1). Il apparaît néanmoins que l'évolution globale du phénomène est comparable, soit une hausse initiale suivie d'un retour graduel aux conditions naturelles. Pour toutes ces espèces, des teneurs moyennes représentatives de celles mesurées dans les lacs naturels ont été obtenues 13 à 20 ans après la mise en eau des réservoirs de la phase I (tableau 5.1). Pour le ménomini rond, d'une longueur standardisée de 300 mm, une seule teneur moyenne a pu être calculée à partir des rares captures faites en réservoir, soit 0,09 mg/kg dans le réservoir La Grande 1 en 1998.

5.1.4.2 Durée du phénomène d'augmentation des teneurs en mercure des poissons des réservoirs

Espèces non piscivores

Les concentrations maximales de mercure des espèces non piscivores sont atteintes environ 5 à 10 ans après la mise en eau dans tous les réservoirs de la phase I. Par la suite, elles diminuent graduellement pour devenir équivalentes à celles mesurées dans les lacs naturels de la région, environ 10 à 20 ans après la mise en eau.

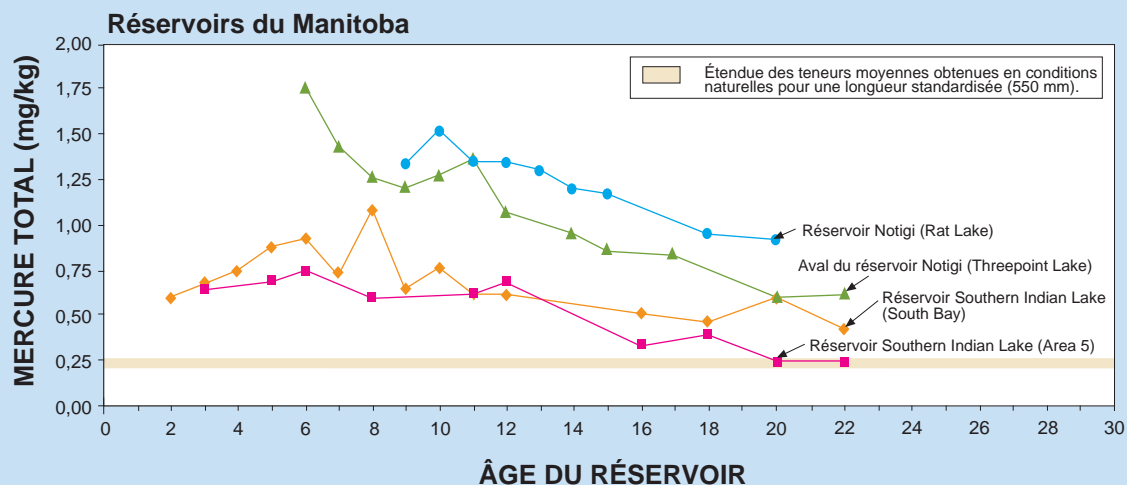
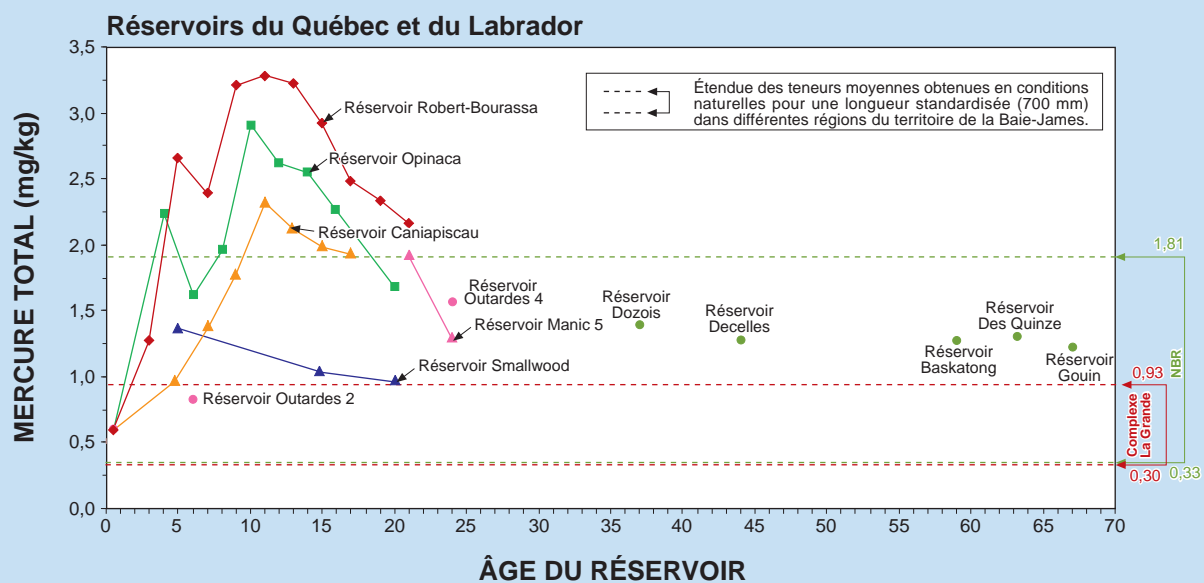
Cette période nécessaire à la résorption du phénomène est en accord avec les résultats obtenus pour d'autres réservoirs du Québec, du Manitoba et du Labrador, où les teneurs en mercure des grands corégones sont revenues à des valeurs comprises dans l'étendue des teneurs mesurées dans les milieux naturels, 10 à 20 ans après la modification des milieux. En effet, les données récoltées 15 ans après la mise en eau du réservoir Smallwood au Labrador, ainsi que celles provenant des réservoirs aux Outardes 2 (14 ans), Manic 1 (18 ans) et Manic 5 (21 ans), sur la Côte-Nord du Saint-Laurent, montrent toutes des teneurs semblables à celles mesurées dans les milieux naturels du Québec-Labrador (Schetagne *et al.*, 1996). Il en est de même des réservoirs plus anciens (> 35 ans), à l'exception du réservoir Baskatong, aménagé il y a 59 ans, dont les concentrations en mercure des grands corégones demeurent légèrement supérieures à celles des milieux naturels. Pour ce réservoir, le flottage de bois qui s'y exerçait alors, fournissait un apport continu de matières organiques favorisant la méthylation du mercure. Au complexe Churchill-Nelson, au Manitoba, les concentrations en mercure des grands corégones (de 350 mm) provenant des réservoirs Southern Indian Lake et Notigi sont revenues, à la plupart des stations d'échantillonnage, à des valeurs semblables à celles mesurées en milieux naturels, entre 11 et 18 ans après la mise en eau (Strange et Bodaly, 1999).

Espèces piscivores

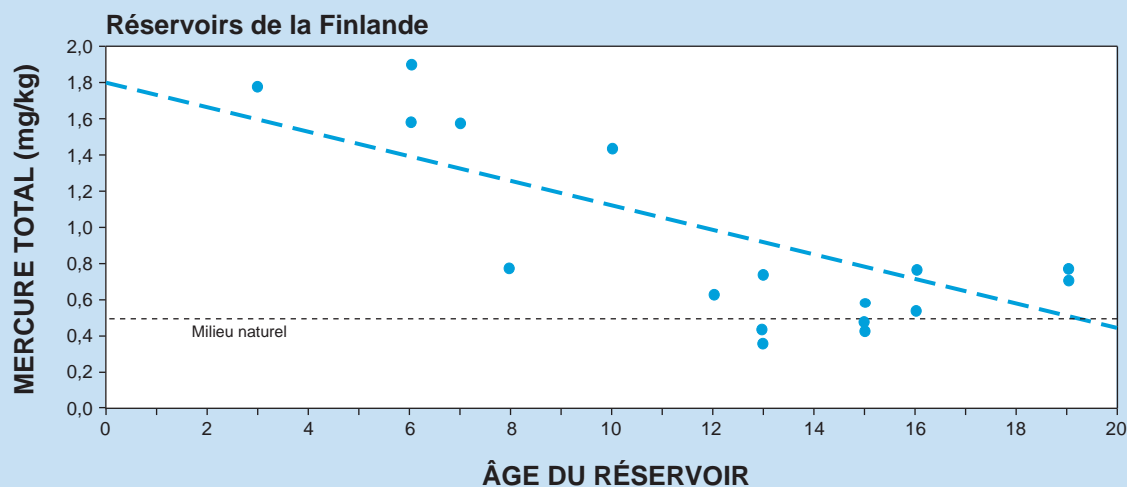
Chez les espèces piscivores au complexe La Grande, telles que le doré jaune et le grand brochet, les concentrations de mercure ont atteint des valeurs maximales 10 à 15 ans après la mise en eau, puis ont généralement commencé à baisser de façon significative 15 ans après l'inondation, à l'exception du touladi du réservoir Caniapiscau pour lequel les spécimens nés quelques années après la mise en eau sont peu abondants. L'évolution des teneurs des grands brochets des réservoirs de la phase I suggère fortement que le retour à des valeurs représentatives des milieux naturels sera complété après environ 25 à 30 ans, selon les réservoirs.

Les données récoltées dans les autres réservoirs du Québec et au Labrador suggèrent également, pour les grands brochets, un retour à des valeurs comprises dans l'étendue des teneurs mesurées en milieux naturels, 25 à 30 ans après l'inondation. En effet, dans les réservoirs dont la création remonte à 24 ans ou plus, les concentrations en mercure mesurées dans la chair des grands brochets sont toutes revenues à des valeurs comparables à celles enregistrées en milieux naturels (figure 5.11).

Aux réservoirs du complexe Churchill-Nelson, situés en milieu boréal au Manitoba, les données recueillies 18 à 20 ans après la mise en eau laissent supposer que le retour aux niveaux naturels chez les grands brochets (de 550 mm) se produira entre 20 et 30 ans après l'inondation, selon les réservoirs (figure 5.11).



Note : Teneurs calculées à partir de régressions linéaires.
Sources : Strange *et al.* (1991); Strange (1993); Strange (1995); Strange et Bodaly (1999).



Note : Grand brochet de 1 kg (environ 500 mm), régression linéaire en pointillés, $R^2=0,514$.
Adapté de Verta *et al.* (1986).

Figure 5.11 Évolution des teneurs en mercure des grands brochets de longueur standardisée, en fonction de l'âge de certains réservoirs du Québec, du Labrador, du Manitoba et de la Finlande.

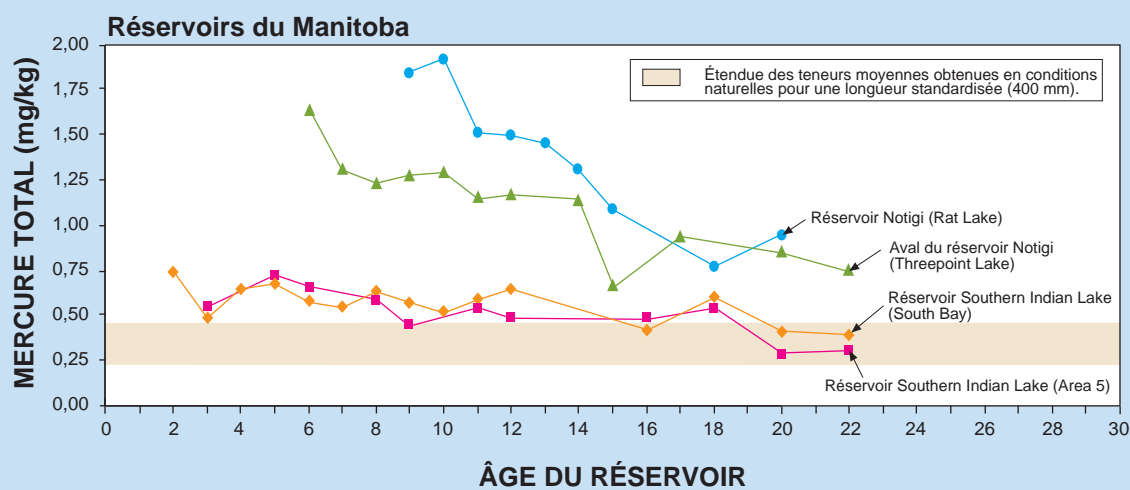
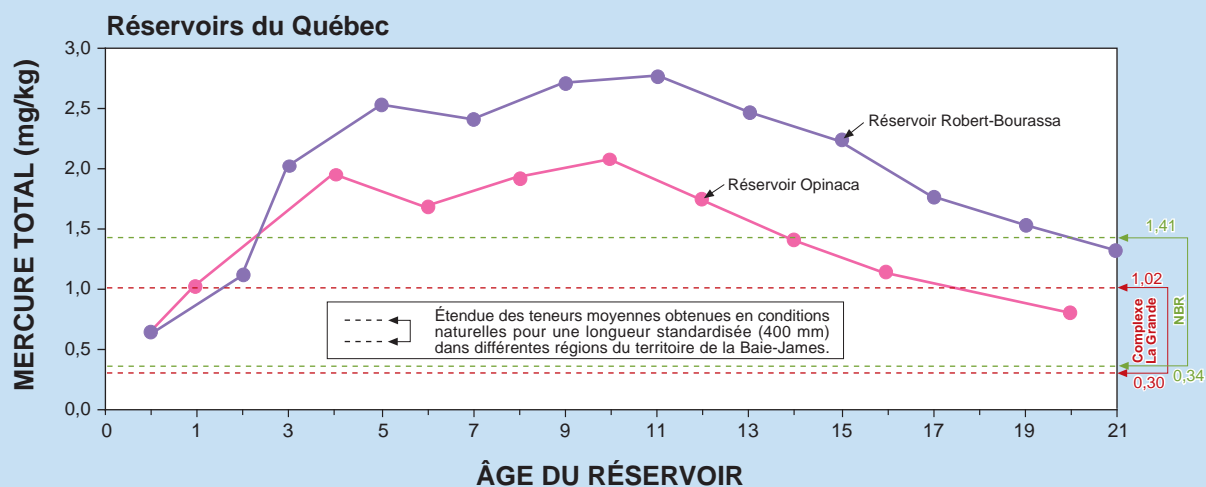
Verta *et al.* (1986) ont trouvé une forte corrélation ($R = -0,717$) entre les teneurs en mercure des grands brochets de 1 kg (environ 500 mm de longueur totale comparativement à notre longueur standardisée de 700 mm) et l'âge des réservoirs de Finlande. Une régression linéaire ajustée aux données de Verta *et al.* (1986) révèle que les teneurs en mercure des grands brochets atteignent des valeurs comparables à celles des lacs naturels après une période de 15 à 20 ans (figure 5.11). Cette baisse plus rapide que celle prévue pour les réservoirs du complexe La Grande serait attribuable, entre autres, à une pêche sportive et commerciale intensive, à une vidange annuelle considérable des eaux de certains réservoirs comme celui de Porttipahta, ainsi qu'au fait qu'il s'agisse de plus petits spécimens, soit de 500 au lieu de 700 mm (Comité de la Baie James sur le mercure, 1988).

L'évolution des teneurs chez les dorés jaunes des réservoirs de la phase I du complexe La Grande suggère fortement que le retour à des teneurs représentatives des milieux naturels sera complété après environ 20 à 25 ans selon les réservoirs (figure 5.12). Pour les dorés jaunes du réservoir Opinaca, ce retour s'est effectué 20 ans après sa mise en eau.

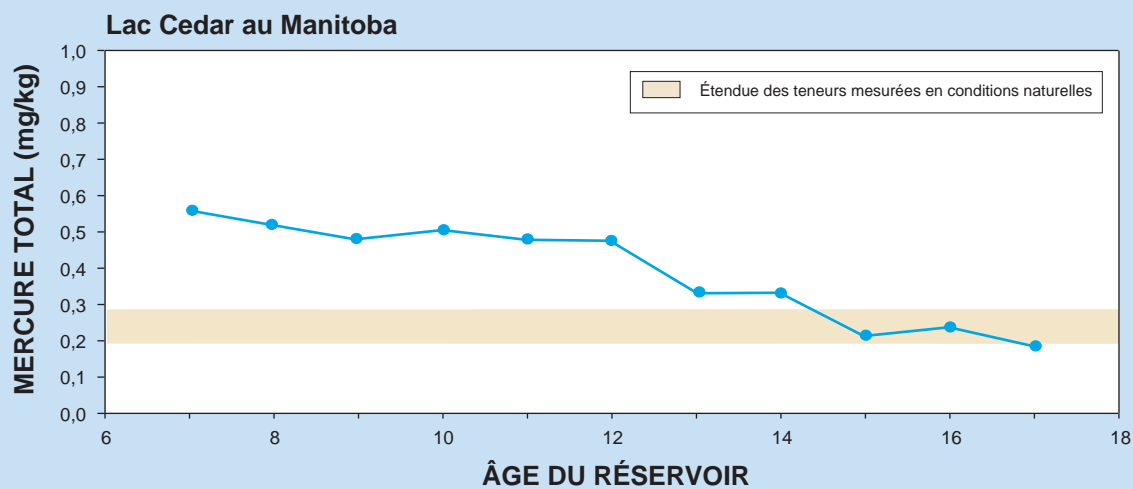
Aux réservoirs du complexe Churchill-Nelson, les données recueillies pour les dorés jaunes de 400 mm laissent également supposer un retour après 15 à 25 ans (figure 5.12). Au réservoir Cedar Lake, également au Manitoba, le retour à des niveaux comparables à ceux des milieux naturels s'est également produit 15 ans après la mise en eau pour le doré jaune (figure 5.12). Dans ce cas, il faut noter que la matière organique inondée (provenant de prairies) était plus facilement décomposable que celle en milieu boréal.

En somme, les données disponibles en milieux nordiques indiquent toutes que le phénomène d'augmentation des teneurs en mercure dans les poissons se résorbe entre 10 à 30 ans après la mise en eau des réservoirs, selon les espèces considérées et les caractéristiques de chaque réservoir.

Le phénomène est temporaire parce que les principaux mécanismes de production et de transfert du méthylmercure aux poissons sont intenses peu de temps après la mise en eau des réservoirs, mais grandement diminués 5 à 8 ans après la mise en eau. La figure 5.13 illustre l'état de la situation plusieurs années après la mise en eau. Elle permet de résumer les enseignements tirés des travaux colligés dans Lucotte *et al.*, (1999a).



Note : Teneurs calculées à partir de régressions linéaires.
Sources : Strange *et al.* (1991); Strange (1993); Strange (1995); Strange et Bodaly (1999).



Adapté de Ramsey et Ramlal (1986).

Figure 5.12 Évolution des teneurs en mercure des dorés jaunes de longueur standardisée, en fonction de l'âge de certains réservoirs du Québec et du Manitoba.

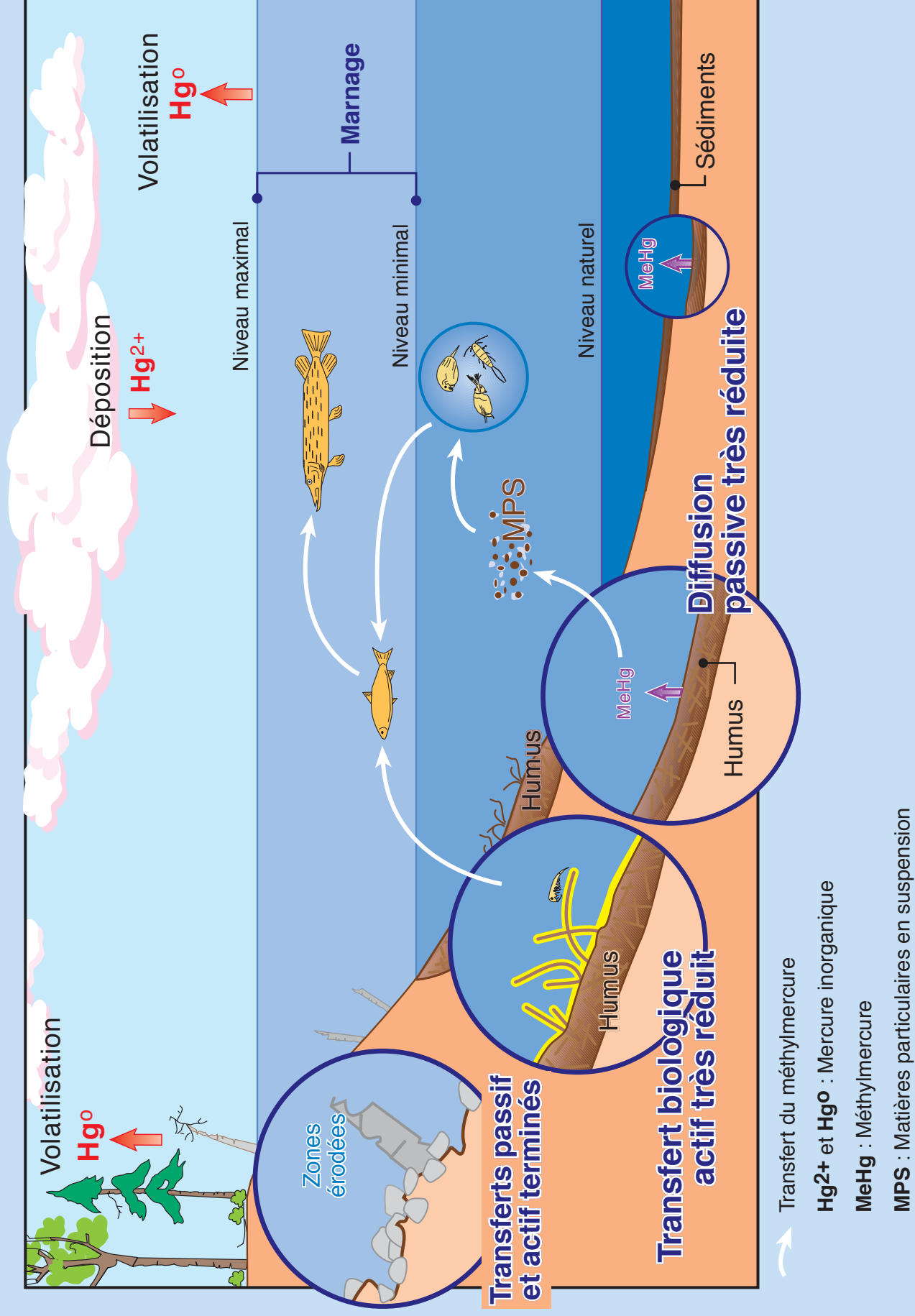


Figure 5.13 Transfert du méthylmercure aux poissons plusieurs années après la mise en eau.

Voici les principaux mécanismes qui sont temporaires :

- la méthylation bactérienne et la diffusion passive de mercure dans la colonne d'eau (à cause de l'épuisement des composantes labiles de la végétation et des sols inondés) ;
- la libération d'éléments nutritifs stimulant la production autotrophe, dont les matières organiques résultantes sont particulièrement labiles et favorisent une méthylation additionnelle de mercure (également à cause de l'épuisement des matières terrigènes facilement décomposables);
- l'érosion de la matière organique inondée dans la zone de marnage, qui rend disponible, pour les organismes aquatiques filtreurs, de fines particules organiques riches en mercure (qui est terminée après quelques cycles de fluctuation des niveaux d'eau);
- le transfert actif du mercure par les insectes aquatiques fouissant dans les sols inondés, riches en méthylmercure (parce que l'érosion est temporaire);
- le développement du périphyton sur les sols et la végétation inondés, qui favorise la méthylation du mercure et son transfert actif par les insectes aquatiques et le zooplancton s'y nourrissant (à cause de l'épuisement des matières terrigènes facilement décomposables).

5.1.4.3 Facteurs expliquant les différences observées entre les principaux réservoirs de la Phase I

Bien que les teneurs en mercure des principales espèces de poissons aient montré le même patron d'évolution dans tous les réservoirs de la phase I du complexe La Grande, certaines différences ont été observées entre les réservoirs au niveau des teneurs maximales atteintes, ainsi que de la période de temps nécessaire à l'atteinte de celles-ci et au retour à des teneurs équivalentes à celles des milieux naturels. La figure 5.14, qui permet de bien illustrer ces différences, montre que les teneurs moyennes des grands corégones et des grands brochets de longueur standardisée sont généralement plus faibles dans les réservoirs du secteur est (La Grande 4 et Caniapiscau) que dans ceux du secteur ouest (Robert-Bourassa, Opinaca et La Grande 3), lorsqu'elles sont comparées au même nombre d'années après la mise en eau.

Ces différences seraient principalement attribuables à certaines caractéristiques physiques et hydrauliques des réservoirs telles que : la superficie terrestre inondée, le volume d'eau annuel transitant dans le réservoir, la durée de la période de remplissage et la proportion de la superficie inondée située dans la zone de marnage.

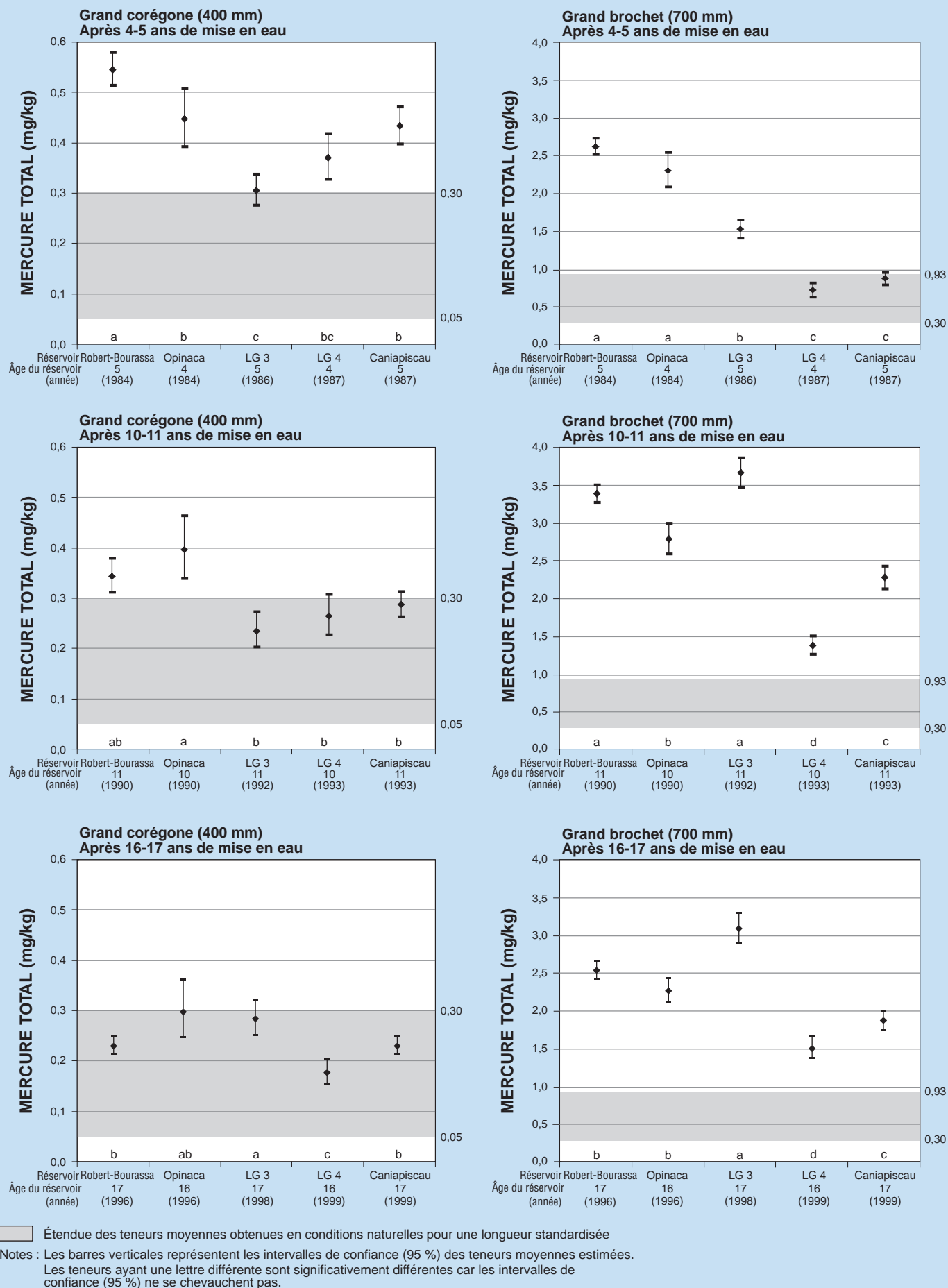


Figure 5.14 Comparaison interréservoir pour trois âges de réservoirs (4-5 ans, 10-11 ans et 16-17 ans) des teneurs en mercure pour une longueur standardisée chez le grand corégone et le grand brochet.

Le rapport entre la superficie inondée et le volume d'eau annuel transitant dans le réservoir (rapport S/V) serait un bon indicateur du potentiel d'augmentation des teneurs en mercure dans les poissons. La superficie terrestre inondée est un indice de la quantité de matière organique stimulant la méthylation bactérienne du mercure, ainsi que de son transfert passif ou actif vers les poissons (Jones *et al.*, 1986; Johnston *et al.*, 1991; Verdon *et al.*, 1991; Kelly *et al.*, 1997). Le volume d'eau annuel transitant dans le réservoir est également un facteur clé, car il indique la dilution du mercure libéré dans la colonne d'eau; il joue un rôle dans le degré d'épuisement en oxygène dissous, qui influence le taux de méthylation du mercure (Gilmour et Henry 1991); il indique aussi l'importance du mercure exporté vers l'aval, soit dans la fraction dissoute ou via les particules en suspension dans l'eau (Schetagne *et al.*, 2000). Le rapport (S/V) avait déjà été proposé par Schetagne (1994) comme un bon indicateur du potentiel de modification de la qualité de l'eau des réservoirs. La modification de la qualité de l'eau et celle des teneurs en mercure dans les poissons sont toutes deux un effet de la décomposition bactérienne des matières organiques inondées. Plus ce rapport est élevé, plus la libération du mercure serait forte, moins grandes seraient la dilution du mercure et son exportation vers l'aval et donc, plus les teneurs en mercure dans les poissons seraient élevées.

Le tableau 5.2 montre que le rapport (S/V) ne peut expliquer à lui seul toutes les différences observées entre les réservoirs par rapport aux facteurs d'augmentation maximale des teneurs en mercure des poissons. Par contre, il permet une bonne différenciation entre les réservoirs Robert-Bourassa, Opinaca et La Grande 4, pour lesquels le facteur moyen d'augmentation pour les deux espèces considérées diminue progressivement de 5,3 à 2,3, alors que le rapport (S/V) baisse de 31 à 14. Les autres caractéristiques déterminantes étant assez similaires pour ces trois réservoirs (tableau 5.2).

La période de temps nécessaire au remplissage est un autre facteur important dans la détermination des teneurs maximales atteintes dans les poissons, car plusieurs auteurs ont démontré que la libération du mercure dans la colonne d'eau est très rapide à la suite de l'inondation des matières organiques des sols et de la végétation (Morrison et Thérien, 1991; Kelly *et al.*, 1997). Chartrand *et al.* (1994) ont montré que les modifications de la qualité de l'eau des réservoirs du complexe La Grande, qui correspondent à la décomposition bactérienne des matières inondées (comme la libération de mercure), ont atteint un pic après 2 à 3 ans d'inondation dans les réservoirs remplis en un an ou moins, mais après 6 à 10 ans au réservoir Caniapiscau, dont le remplissage a nécessité 35 mois. Aussi, une période de remplissage plus longue entraîne un pic des teneurs moins élevé, mais prolonge la période d'augmentation des teneurs.

Tableau 5.2 Comparaison entre les caractéristiques physiques et hydrauliques⁽¹⁾ des réservoirs du complexe La Grande et les augmentations mesurées dans les teneurs en mercure des poissons.

Réservoir	Superficie terrestre inondée (en km ²) (S)	Volume d'eau annuel (en km ³) (V)	Période de remplissage (en mois)	Rapport (S/V)	Proportion de la superficie terrestre inondée soumise au marée	Teneurs maximales atteintes ⁽²⁾ (en mg/kg)	Facteur maximal d'augmentation dans les poissons
Robert-Bourassa	2 478	81	13	31	29 %	Grand corégone = 0,52 Grand brochet = 3,28	Grand corégone = 4,8 Grand brochet= 5,6
Opinaca	622	27	6	23	28 %	Grand corégone= 0,44 Grand brochet= 2,91	Grand corégone= 4,0 Grand brochet= 4,9
La Grande 3	1 923	60	38	32	29 %	Grand corégone= 0,37 Grand brochet= 4,16 ⁽³⁾	Grand corégone= 3,4 Grand brochet= 7,1 ⁽³⁾
La Grande 4	596	43	9	14	36 %	Grand corégone= 0,36 Grand brochet= 1,62	Grand corégone= 2,1 Grand brochet= 2,9
Caniapiscau	2 808	24.5	35	115	61 %	Grand corégone= 0,45 Grand brochet= 2,29	Grand corégone= 2,6 Grand brochet= 4,2

⁽¹⁾ Valeurs moyennes des caractéristiques physiques et hydrauliques calculées pour les 10 premières années après la mise en eau.

⁽²⁾ Longueur standardisée de 400 mm pour le grand corégone et de 700 mm pour le grand brochet.

⁽³⁾ La concentration en mercure du grand brochet est surestimée car la pêche est effectuée dans un endroit non représentatif de l'ensemble du réservoir.

Au réservoir La Grande 3, les teneurs en mercure maximales plus faibles chez le grand corégone, que celles mesurées dans le réservoir Robert-Bourassa, malgré un rapport (S/V) équivalent (31 vs 32), ainsi que l'atteinte plus tardive de ces teneurs (7 ans vs 5 ans), s'expliqueraient par une mise en eau beaucoup plus lente (38 vs 13 mois), les autres caractéristiques étant équivalentes. Pour le grand brochet, le facteur d'augmentation des teneurs plus élevé obtenu dans ce réservoir, comparativement à celui du grand corégone, découle du fait que près de la moitié des captures proviennent d'une station présentant des particularités physiques conférant aux poissons des teneurs en mercure plus élevées (en général de 1,0 mg/kg pour le grand brochet) que ceux capturés aux autres stations d'échantillonnage.

La proportion de la superficie terrestre inondée située dans la zone de marnage est également un facteur important, car il est un indicateur du transfert actif du méthylmercure aux poissons par le périphyton et les organismes benthiques. En effet, ce transfert peut se prolonger sur plus de 14 ans dans les zones peu profondes, riches en matières organiques inondées, protégées de l'action des vagues (Tremblay et Lucotte, 1997). Au complexe La Grande, les sols forestiers sont généralement très minces, de sorte que l'action des vagues, le long des rives exposées de la zone de marnage, entraîne l'érosion (décapage) rapide de la matière organique présente et sa déposition dans les zones plus profondes, plus froides, et moins propices à la méthylation. Cette érosion a pour effet de réduire considérablement la superficie des sols inondés présentant encore des matières organiques colonisées par les organismes benthiques, responsables d'une bonne partie du transfert du méthylmercure vers les poissons. Ainsi, plus la proportion de la superficie terrestre inondée située dans la zone de marnage d'un réservoir est grande, plus faibles seraient l'ampleur et la durée de l'augmentation des teneurs en mercure dans les poissons.

Pour le réservoir Caniapiscau, malgré un rapport (S/V) particulièrement élevé (115), la mise en eau plus lente (35 mois), ainsi que la proportion beaucoup plus grande de la superficie terrestre inondée située dans la zone de marnage (61 vs 28 à 36 % pour les autres réservoirs) expliqueraient les teneurs plus faibles obtenues. Les eaux plus froides ainsi que la végétation et les couvres sols moins riches en matières organiques décomposables (Association Poulin Thériault-Gauthier & Guillemette Consultants inc., 1993) du réservoir Caniapiscau auraient également contribué à y atténuer l'augmentation des teneurs dans les poissons.

5.1.4.4 Variabilité spatiale interne des réservoirs

Les teneurs en mercure des quatre principales espèces de poissons varient passablement d'une station à l'autre du réservoir Robert-Bourassa (tableau 5.3). Chez les non piscivores, ces différences surviennent principalement dans

Tableau 5.3

Variabilité spatiale des teneurs en mercure (mg/kg) estimées à la longueur standardisée chez les principales espèces de poissons du réservoir Robert-Bourassa.

ESPÈCE (longueur standardisée)/ ÂGE DU RÉSERVOIR (année)	STATION			
	LG 2 amont (G2 400)	Bereziuk (G2 403)	Coutaceau (G2 404)	Toto (G2 405) LG 3 aval (G2 406)
Grand corégone (400 mm)				
3 ans (1982)	0,37 (c)	0,45 (bc)	0,52 (b)	0,49 (b) 0,67 (a)
5 ans (1984)	0,56 (b)	0,47 (c)	0,56 (b)	0,56 (b) 0,65 (a)
11 ans (1990)	0,38 (a)	0,35 (a)	0,38 (a)	0,38 (a) 0,33 (a)
21 ans (2000)	0,15 (b)	0,21 (a)	0,15 (b)	0,22 (a) 0,15 (b)
Meunier rouge (400 mm)				
3 ans (1982)	0,37 (b)	0,46 (a)	0,37 (b)	0,35 (b) 0,37 (b)
5 ans (1984)	0,60 (a)	0,60 (a)	0,70 (a)	0,60 (a) 0,74 (a)
21 ans (2000)	0,21 (a)	-	0,21 (a)	0,23 (a) 0,28 (a)
Grand brochet (700 mm)				
3 ans (1982)	1,57 (a)	1,10 (bc)	1,22 (b)	1,52 (a) 0,99 (c)
7 ans (1986)	2,86 (a)	2,86 (a)	2,22 (b)	2,21 (b) 2,33 (b)
13 ans (1992)	3,19 (b)	3,19 (b)	3,19 (b)	2,64 (b) 4,46 (a)
21 ans (2000)	2,32 (a)	1,78 (b)	2,26 (a)	2,32 (a) 2,32 (a)
Doré jaune (400 mm)				
3 ans (1982)	1,68 (b)	2,15 (a)	1,87 (b)	1,87 (b) 2,44 (a)
5 ans (1984)	-	2,78 (a)	2,35 (b)	2,78 (a) 2,06 (b)
13 ans (1992)	-	-	2,60 (a)	2,69 (a) -
21 ans (2000)	-	s.o.	1,61 (a)	1,21 (b) -

a : des lettres différentes indiquent une différence significative ($\alpha=0,05$) dans les teneurs moyennes mesurées d'une station à une autre pour chaque année et chaque espèce.

les premières années suivant la mise en eau et s'atténuent ensuite. Les teneurs les plus élevées alors mesurées pour les différentes espèces ne proviennent pas toujours de la même station, soit la station Bereziuk (1982) pour le meunier rouge et la station LG 3 aval (1982 et 1984) pour le grand corégone. Chez les espèces piscivores, des différences appréciables sont observées à toutes les années d'échantillonnage, même 21 ans après la mise en eau. Chez le grand brochet, toutes les stations fournissent des teneurs élevées une année ou l'autre, mais aucune tendance n'est discernable, alors que chez le doré jaune, les données sont trop limitées pour identifier un patron particulier. Les déplacements parfois élevés des poissons pourraient contribuer à expliquer en grande partie cette absence de patron.

De plus, il y a peu de correspondance, à une même station, entre les teneurs des espèces non piscivores et celles des espèces piscivores. Cela serait le reflet d'un régime alimentaire diversifié chez les espèces piscivores; celles-ci ne se nourrissant pas exclusivement de grands corégonos ou de meuniers rouges. Par exemple, au réservoir Robert-Bourassa, le grand corégone ne constituerait qu'environ 5 % du régime alimentaire des grands brochets de 400 à 750 mm, alors que les poissons piscivores (doré jaune, lotte et autre grand brochet) représenteraient près de 60 % de celui des grands brochets de plus de 750 mm (Doyon *et al.*, 1996).

La variabilité spatiale observée au réservoir Robert-Bourassa est similaire à celle des autres réservoirs, à l'exception de La Grande 3. Dans ce dernier, la station Roy montre des teneurs systématiquement plus élevées que celles des deux autres stations, comme l'illustre la figure 5.15 pour le grand corégone. Cette station, peu représentative de l'ensemble du réservoir, est située dans une grande baie peu profonde au temps de séjour des eaux beaucoup plus long que l'ensemble du réservoir, ce qui favorise une plus grande bioaccumulation de mercure. D'ailleurs, les teneurs aux deux autres stations sont revenues près des teneurs obtenues en conditions naturelles dès la 11^e année, alors que le pic a été atteint uniquement après 17 ans à la station Roy. La situation est similaire pour le grand brochet, indiquant que les teneurs chez cette espèce piscivore sont influencées par celles de ses proies. De plus, la station Roy est la seule du réservoir où les ciscos de lac, ayant 3 à 4 fois plus de mercure que les grands corégonos, sont relativement abondants, ce qui contribue d'autant plus au phénomène. Comme près de la moitié des grands brochets capturés proviennent de la station Roy, où les teneurs sont systématiquement au moins 1,0 mg/kg plus élevées qu'aux autres stations, le portrait général de l'ensemble du réservoir est grandement influencé par cette particularité spatiale.

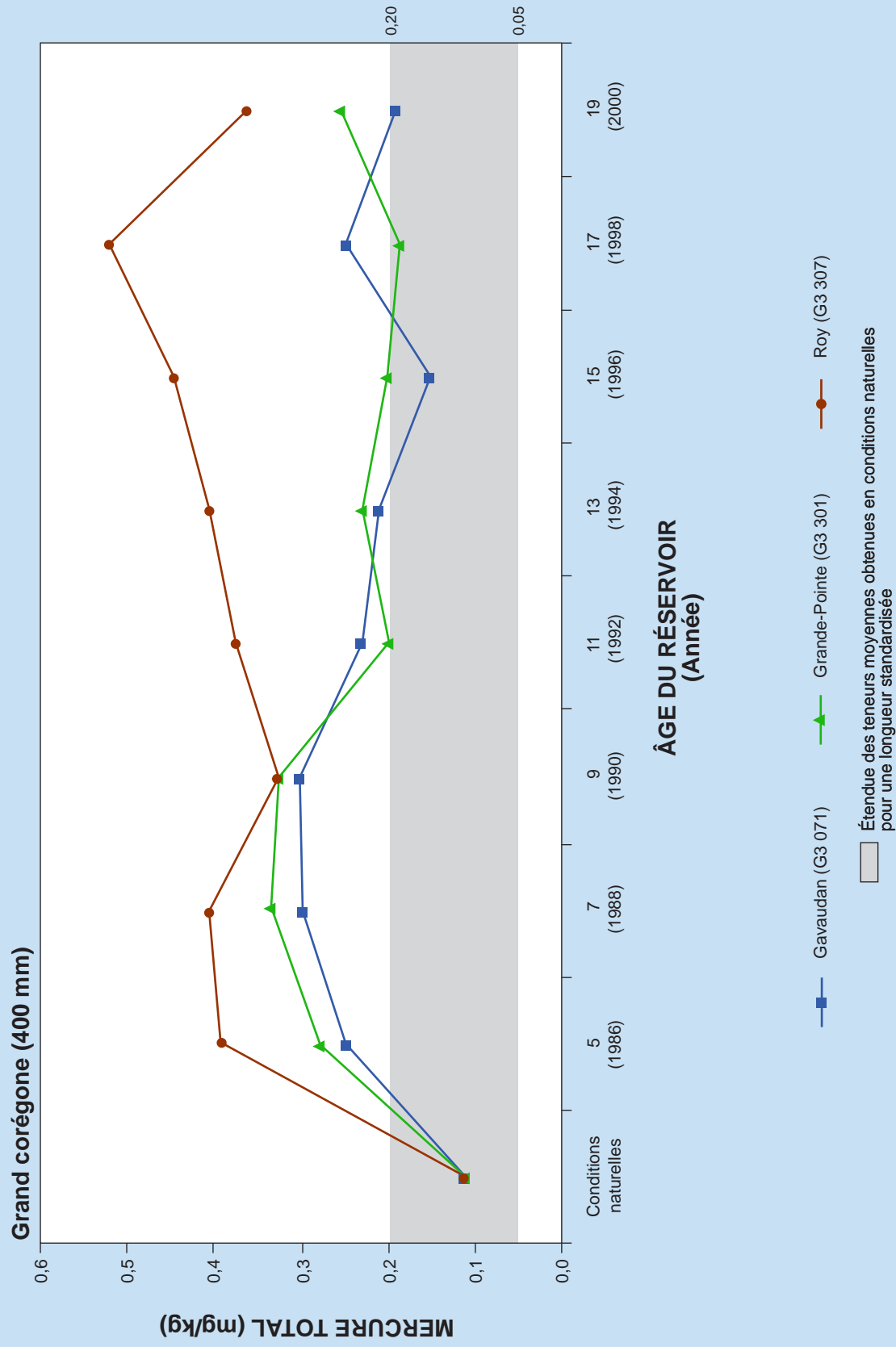


Figure 5.15 Évolution temporelle des teneurs en mercure pour une longueur standardisée chez le grand corégone aux différentes stations du réservoir La Grande 3.

5.1.4.5 Principaux enseignements du suivi des réservoirs de la phase I

Le suivi des teneurs en mercure des poissons des réservoirs de la phase I du complexe La Grande permet de tirer les principaux enseignements suivants :

- à la suite de la mise en eau des réservoirs, les teneurs en mercure dans les poissons ont augmenté par des facteurs variant de 3 à 7 par rapport aux valeurs obtenues en milieu naturel;
- les valeurs maximales sont généralement atteintes 5 à 10 ans après la mise en eau chez les espèces non piscivores et après 10 à 15 ans chez les espèces piscivores;
- chez les espèces non piscivores, les valeurs maximales demeurent souvent inférieures à la norme canadienne de mise en marché des produits de la pêche (0,5 mg/kg de mercure total), mais la dépassent parfois légèrement, alors que pour les espèces piscivores, elles l'excèdent par des facteurs variant de 3 à 8;
- les augmentations sont cependant temporaires, le retour à des teneurs représentatives des lacs naturels est généralement complété 10 à 20 ans après l'inondation chez les espèces non piscivores, alors que pour les espèces piscivores, la diminution des teneurs, généralement observée 15 ans après la mise en eau, suggère fortement un retour complet après 20 à 30 ans;
- tous les réservoirs montrent ce même patron général d'évolution des teneurs en mercure dans les poissons, alors que les légères variations observées s'expliqueraient par les caractéristiques physiques et hydrauliques propres à chacun des réservoirs suivis, telles que la superficie terrestre inondée, le volume d'eau annuel transitant dans le réservoir, la durée de la période de remplissage et la proportion de la superficie inondée située dans la zone de marnage. À ces facteurs s'ajouteraient la température de l'eau, la densité et la qualité des matières organiques décomposables, ainsi que le régime alimentaire pour les espèces piscivores;
- les teneurs en mercure dans les principales espèces de poissons varient souvent de façon significative d'une station à l'autre d'un même réservoir, mais sans patron discernable, sauf à certaines stations présentant des caractéristiques particulières.

5.1.4.6 Évaluation des prévisions

Avant la mise en eau du premier réservoir de la phase I du complexe La Grande, la problématique du mercure dans les réservoirs était très mal connue (voir chapitre 2).

On croyait alors que les valeurs élevées mesurées dans certains réservoirs pouvaient provenir de l'érosion de sédiments contenant des matières organiques sur lesquelles est fixé le mercure ou du remaniement des matériaux géologiques lors de l'érection des digues et des barrages.

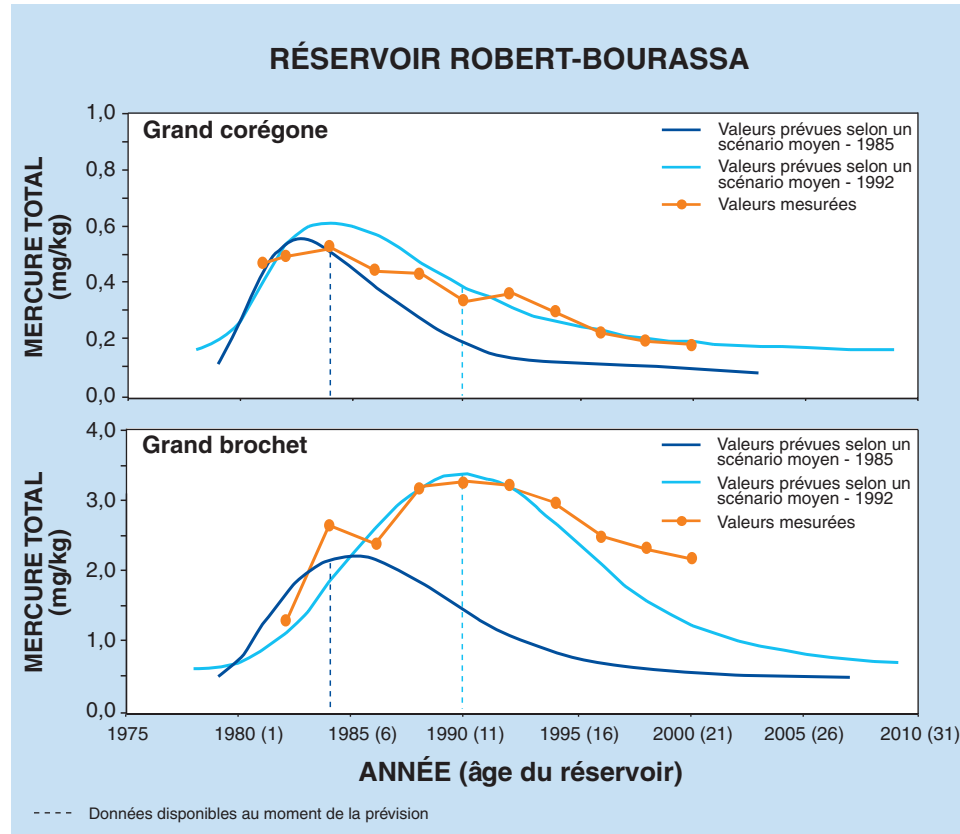
Puisque les matériaux de surface des zones inondées étaient généralement peu sensibles à l'érosion, et que la superficie des matériaux géologiques remaniés pour la construction des digues et barrages était très faible par rapport à la superficie des réservoirs aménagés, aucune augmentation significative des teneurs en mercure après la mise en eau des réservoirs du complexe La Grande n'était prévue en 1978.

Une campagne exploratoire de mesures dans les réservoirs Robert-Bourassa et Opinaca fut tout de même réalisée en 1981, afin de vérifier cette hypothèse. Bien que les résultats de cette campagne étaient plutôt équivoques, ils justifiaient une campagne plus élaborée en 1982, dont les résultats confirmaient une forte augmentation des teneurs en mercure dans les poissons du réservoir Robert-Bourassa (Boucher et Schetagne, 1983). Un suivi régulier des teneurs en mercure des poissons de tous les réservoirs de la phase I fut alors mis en place.

En comparant les résultats obtenus pour le grand corégone du réservoir Robert-Bourassa avec ceux issus de deux versions du modèle prédictif de Messier *et al.*, 1985, soit celles de 1985 et de 1992 (Hydro-Québec, 1993), il appert que la première version était relativement juste pour prédire la valeur maximale atteinte, mais optimiste quant à la durée du phénomène (figure 5.16). La seconde version, appuyée par plusieurs années supplémentaires de données réelles (jusqu'à 1992), a fourni une excellente prévision.

Pour le grand brochet, la première version du modèle était nettement optimiste, alors que la seconde fournit une prédiction juste pour le maximum atteint, mais toujours légèrement optimiste pour la durée (figure 5.16). Le retour plus lent que prévu par la seconde version du modèle s'explique par la durée, plus longue que prévue, du phénomène de consommation de poissons piscivores par les grands brochets dans ce réservoir (Doyon *et al.*, 1996; Doyon et Schetagne, 2000). De toute évidence, les teneurs en mercure des grands brochets du réservoir Robert-Bourassa demeureront relativement élevées aussi longtemps que ce phénomène de surprédation continuera d'être important. Puisque la consommation de poissons piscivores par cette espèce est généralement beaucoup moins prononcée dans les milieux naturels, le phénomène serait temporaire et probablement lié à l'augmentation de l'abondance relative des espèces piscivores (surtout le grand brochet) après la mise en eau (figure 5.3). De plus, la figure 5.11 montre que les teneurs en mercure des grands brochets de tous les réservoirs de plus de 30 ans sont équivalentes à celles des lacs naturels avoisinants. Il est également à noter que la consommation d'espèces piscivores, par le grand brochet, est uniquement marquée dans les réservoirs Opinaca et Robert-Bourassa.

Figure 5.16 Teneurs en mercure prédites et mesurées pour une longueur standardisée chez des grands corégones et des grands brochets du réservoir Robert-Bourassa.



5.1.5 Réservoirs de la Phase II du complexe La Grande

5.1.5.1 Évolution de la teneur en mercure dans les poissons

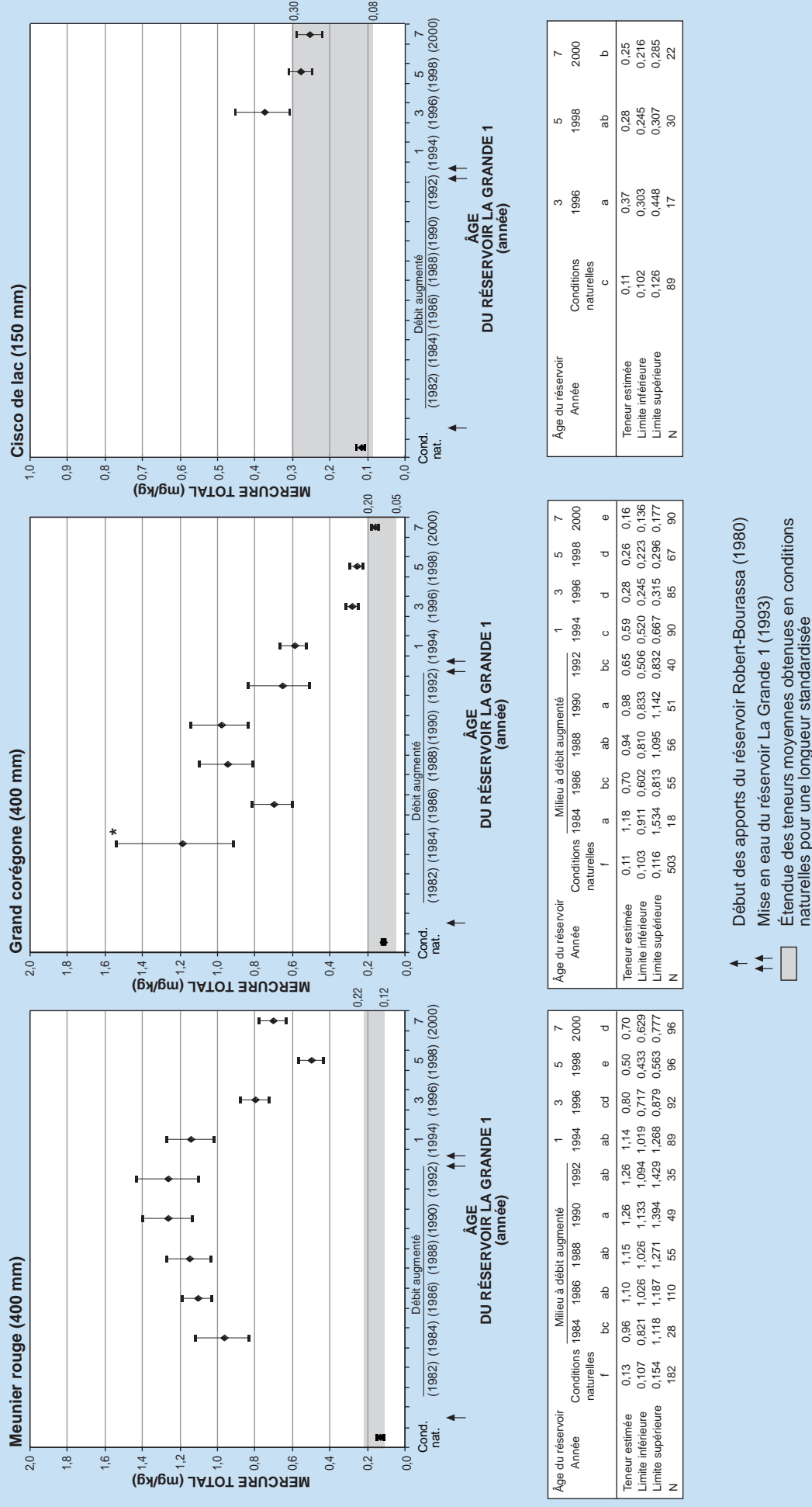
Pendant la phase II du complexe La Grande, trois réservoirs ont été créés, soit La Grande 1, Laforge 1 et Laforge 2. Comme ils présentent des particularités propres, ils sont traités séparément. La répartition des campagnes d'échantillonnage en fonction de l'âge de ces réservoirs est illustrée à la figure 3.1. Rappelons que des différences peuvent exister entre ce document et des rapports antérieurs en fonction de la période de mise en eau considérée et de l'année d'attribution de l'âge 0. L'ajout de la centrale La Grande-2-A n'a pas occasionné de changement de niveau du réservoir Robert-Bourassa et, par conséquent, n'a pas engendré de modifications des teneurs en mercure des poissons. Il en est de même pour l'ajout de la centrale Brisay qui n'a pas entraîné de mise en eau additionnelle du réservoir Caniapiscau.

Réservoir La Grande 1

Contrairement à ce qui a été observé pour les réservoirs de la phase I, la mise en eau du réservoir La Grande 1, en 1993, n'a pas entraîné d'augmentation des teneurs en mercure des poissons (figure 5.17 et tableau 5.1). Au contraire, à la suite de cette mise en eau, les teneurs ont poursuivi leur diminution significative, amorcée quelques années plus tôt. En fait, le mercure étant exporté en aval des réservoirs (voir sections 5.3 et 5.4), l'évolution des teneurs en mercure des poissons de ce secteur, étant situé à son aval immédiat, est régie par la mise en eau du réservoir Robert-Bourassa en 1979. Après une hausse initiale suivant la mise en eau de ce réservoir, les teneurs maximales ont été obtenues 9 à 13 ans après celle-ci, soit avant la mise en eau du réservoir La Grande 1.

Pour les espèces piscivores, les teneurs maximales enregistrées, variant de 2,66 à 5,14 mg/kg, correspondent à des facteurs d'augmentation de 3 à 8, par rapport aux teneurs obtenues en milieux naturels, ce qui est comparable aux valeurs correspondantes obtenues au réservoir Robert-Bourassa. Pour les meuniers et les grands corégones, les valeurs maximales mesurées, variant de 0,98 à 1,26 mg/kg, correspondent à un facteur d'augmentation d'environ 10. L'augmentation plus élevée observée dans ce secteur, pour ces espèces habituellement non piscivores, provient de la consommation de petits poissons, rendus vulnérables à la prédation à la suite de leur passage dans les turbines de la centrale Robert-Bourassa, par les spécimens capturés à l'aval immédiat de cette centrale (voir section 5.4.1). Par ailleurs, chez le grand corégone, la teneur particulièrement élevée obtenue en 1984 n'est pas représentative de l'ensemble du réservoir puisqu'elle provient uniquement de la station LG 1 amont, alors que pour les autres années, trois stations ont été échantillonnées.

Les teneurs obtenues 19 ou 21 ans après la mise en eau du réservoir Robert-Bourassa, mais 5 ou 7 ans après celle du réservoir La Grande 1, ne sont pas significativement différentes de celles enregistrées dans les lacs naturels du secteur ouest du complexe La Grande pour la majorité des espèces, à l'exception du meunier rouge et du doré jaune. Chez le meunier rouge, la hausse apparente observée en 2000 est due à la capture de quatre spécimens, à l'aval de la centrale Robert-Bourassa, montrant des teneurs exceptionnellement élevées (de 2,39 à 9,32 mg/kg), qui démontrent un régime alimentaire piscivore (Therrien et Schetagne, 2001). Chez le doré jaune, les teneurs obtenues en 2000 se maintiennent au-dessus des teneurs en milieux naturels, mais les captures proviennent de l'aval immédiat de la centrale Robert-Bourassa, où les conditions particulières confèrent aux poissons des teneurs plus élevées.



Notes : * Les barres verticales représentent les intervalles de confiance (95 %) des teneurs moyennes estimées. Les teneurs ayant une lettre différente sont significativement différentes car les intervalles de confiance (95 %) ne se chevauchent pas.
Cond. nat. : conditions naturelles.
En 2000, le réservoir Robert-Bourassa a 21 ans.

* La valeur particulièrement élevée obtenue en 1984 pour le grand corégone ne reflète que la situation observée à une seule station, contrairement aux autres années où trois stations ont été échantillonnées.

L'absence d'augmentation des teneurs en mercure des poissons à la suite de la mise en eau du réservoir La Grande 1 s'explique par les caractéristiques particulières de ce réservoir, c'est-à-dire une superficie terrestre inondée très faible par rapport à un volume d'eau annuel très grand. En effet, le rapport « superficie terrestre inondée (en km²) sur le volume d'eau annuel (en km³) » (S/V) est inférieur à 0,5 pour ce réservoir. Mentionnons à cet égard qu'au réservoir La Grande 4, où ce rapport s'établit à 14, les teneurs en mercure des diverses espèces de poisson ont augmenté beaucoup moins qu'aux réservoirs Robert-Bourassa et La Grande 3, pour lesquels la valeur de ce facteur est d'environ 30 (voir tableau 5.2 et section 5.1.4).

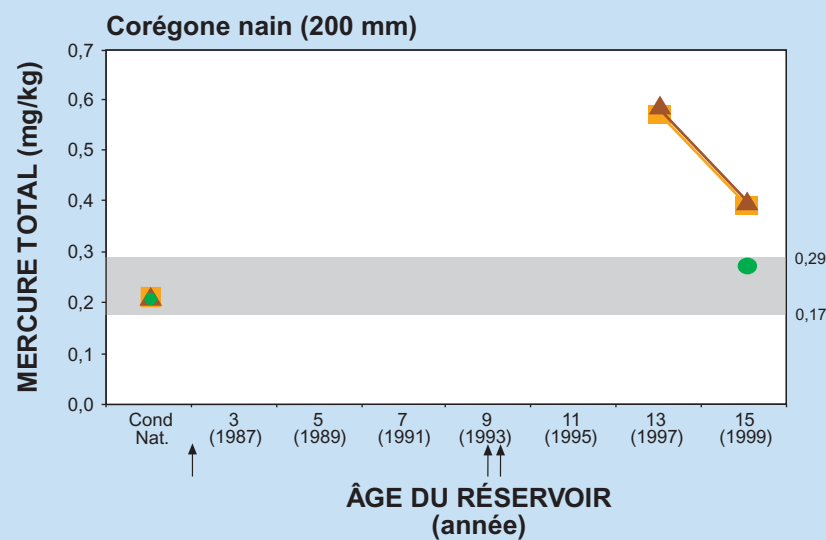
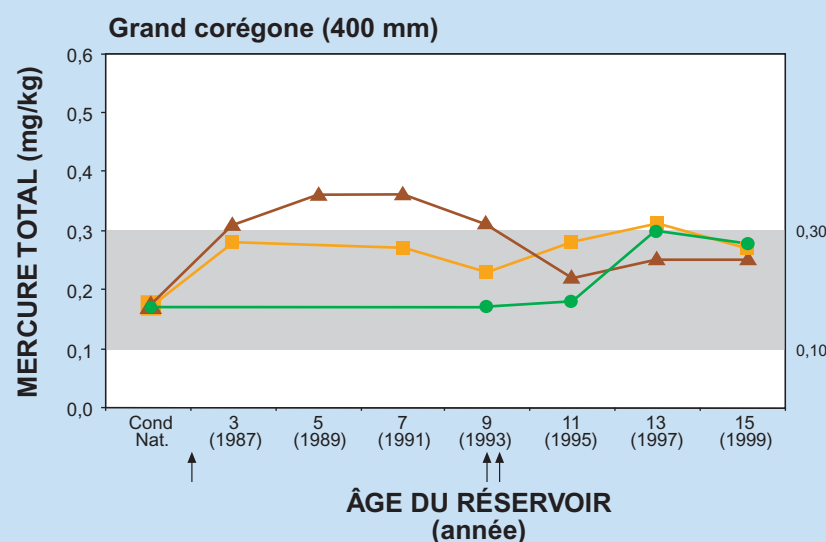
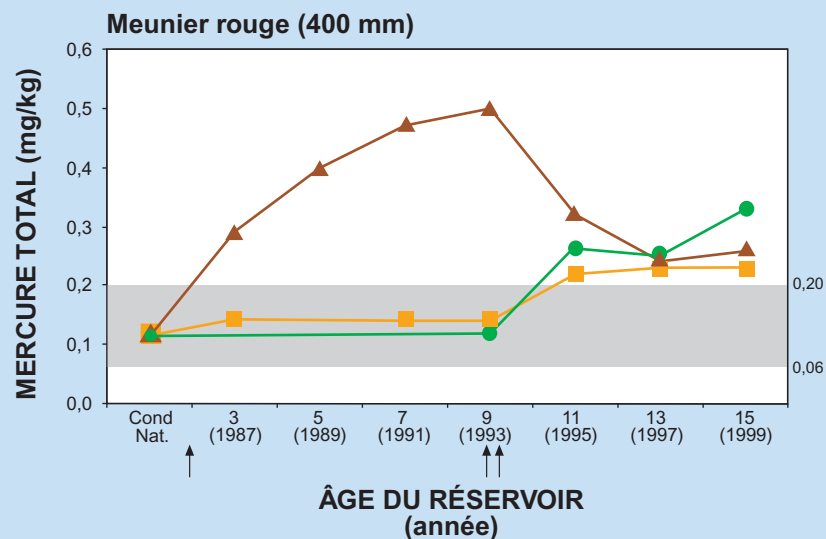
Réservoir Laforge 1

Le réservoir Laforge 1 a été mis en eau en deux phases. Une première inondation d'environ 125 km² de superficie terrestre créait, en 1984, la retenue Vincelotte, un plan d'eau de 350 km² de superficie totale, situé le long de la voie de dérivation des eaux du réservoir Caniapiscou vers le réservoir La Grande 4. En 1993, l'inondation additionnelle d'environ 800 km² de superficie terrestre créait le réservoir Laforge 1, d'une superficie totale de 1 288 km². Dans ce milieu, les concentrations en mercure des poissons n'évoluent pas de la même façon, selon que les spécimens proviennent des stations Jobert et des Oeufs, inondées en 1993, ou qu'ils proviennent de la station Laforge, inondée une première fois plusieurs années plus tôt, soit en 1984.

Station Laforge

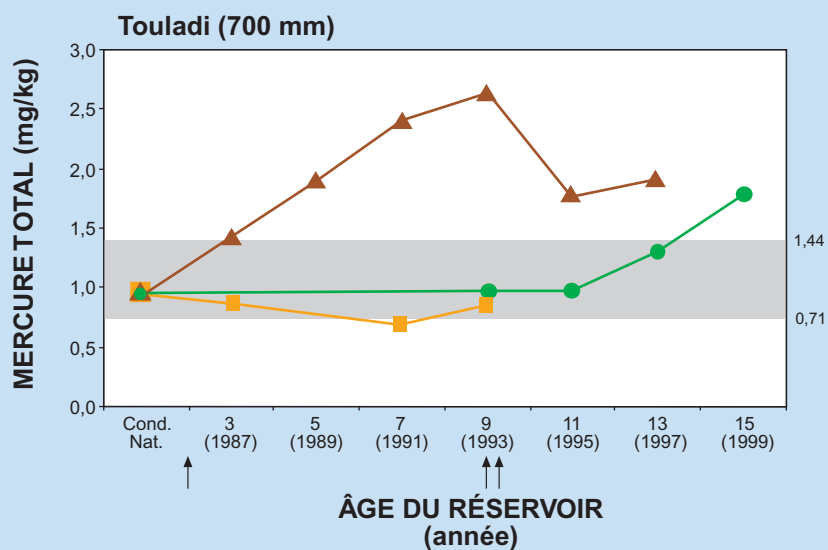
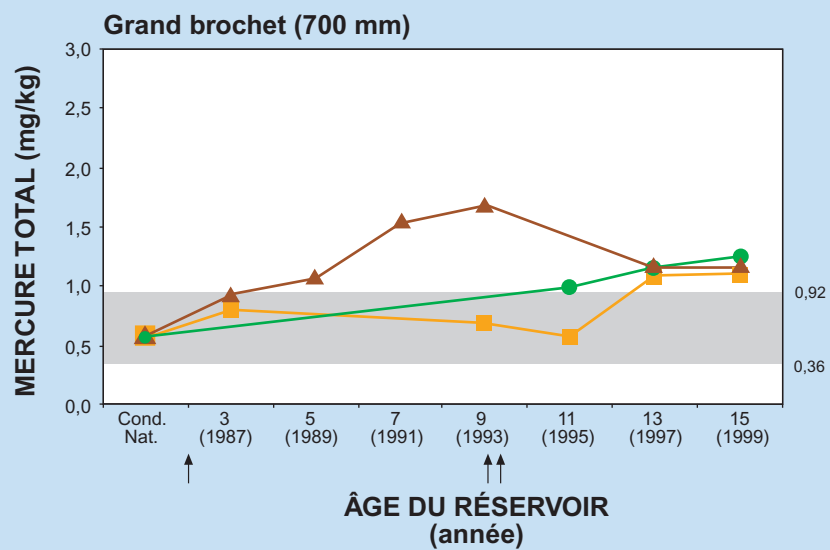
À la station Laforge, les teneurs en mercure des différentes espèces de poissons ont évolué de façon comparable à celles des autres réservoirs du secteur est du complexe (figure 5.18). En effet, la concentration moyenne en mercure des meuniers rouges (de longueur standardisée de 400 mm) a atteint une valeur maximale de 0,50 mg/kg en 1993, soit 9 ans après la première inondation, puis a diminué jusqu'à 0,24 mg/kg, 13 ans après la mise en eau (1997). Cette diminution ne s'est pas poursuivie en 1999, probablement à cause de l'effet de la seconde phase d'inondation. Toutefois, les valeurs obtenues en 1997 (0,24 mg/kg) et en 1999 (0,26 mg/kg) sont presque revenues à l'intérieur de l'étendue de variation des valeurs enregistrées pour cette espèce dans les lacs environnants de la région (0,07 à 0,20 mg/kg) et ne sont pas significativement différentes de celle mesurée au lac Tilly, toujours en conditions naturelles.

Chez le grand corégone, la diminution des teneurs en mercure a été encore plus rapide que chez le meunier rouge (figure 5.18). La teneur maximale (0,36 mg/kg) a été atteinte 5 ans après l'inondation, alors que les valeurs obtenues depuis la 11^e année d'inondation se maintiennent déjà à l'intérieur de la bande de fluctuation des valeurs naturelles mesurées dans ce secteur (0,10 à 0,30 mg/kg).



↑ 1^{re} phase d'inondation (retenue Vincelotte, 1984) : —▲— Laforge (LA 115)
 ↑↑ 2^e phase d'inondation (réservoir Laforge 1, 1993) : —■— Jobert (LA 119), —●— Des Oeufs (LA 134)
 ■ Étendue des teneurs moyennes obtenues en conditions naturelles pour une longueur standardisée

Figure 5.18 Évolution temporelle des teneurs en mercure pour une longueur standardisée des principales espèces de poissons des stations du réservoir Laforge 1.



↑ 1^{re} phase d'inondation (retenue Vincelotte, 1984) : —▲— Laforge (LA 115)
 ↑↑ 2^e phase d'inondation (réservoir Laforge 1, 1993) : —■— Jobert (LA 119), —●— Des Oeufs (LA 134)
 ■ Étendue des teneurs moyennes obtenues en conditions naturelles pour une longueur standardisée

Figure 5.18 (suite) Évolution temporelle des teneurs en mercure pour une longueur standardisée des principales espèces de poissons des stations du réservoir Laforge 1.

Chez le grand brochet, les teneurs en mercure estimées à la station Laforge ont augmenté jusqu'à 1,72 mg/kg, en 1993, soit après 9 ans d'inondation, pour diminuer significativement en 1997, soit après 13 ans (figure 5.18). Cette diminution ne s'est toutefois pas poursuivie deux ans plus tard (1999), probablement à cause de la seconde phase d'inondation. La valeur obtenue en 1997 et en 1999 (1,17 mg/kg), bien que légèrement supérieure à la plage de variation des teneurs de cette espèce dans les lacs naturels avoisinants, n'est toutefois pas significativement différente de celles mesurées dans deux lacs naturels de ce secteur (0,92 mg/kg et 0,85 mg/kg) soit Vaulezar et Jobert avant sa modification (1991). Pour ce qui est du touladi, ses teneurs en mercure ont amorcé une diminution significative en 1995, laquelle ne s'est pas poursuivie. Il n'est pas possible de statuer pour cette espèce en 1999, seulement quelques touladis ayant été récoltés à cette station.

Stations des Oeufs et Jobert

Aux stations des Oeufs et Jobert, envoyées à partir de 1993, les teneurs en mercure des poissons ont augmenté rapidement et de façon significative, au cours des premières années d'inondation, comme cela a été observé dans les autres réservoirs du complexe La Grande (figure 5.18). En effet, les valeurs enregistrées chez les meuniers rouges, les grands corégones nains et normaux ainsi que les grands brochets, 2 ans après le rehaussement de niveau (1995), étaient en général significativement plus élevées que celles obtenues, soit dans les lacs naturels avoisinants (des Voeux), soit quelques années avant la modification du milieu (lac Jobert). L'augmentation graduelle des niveaux de bioaccumulation du mercure s'est poursuivie deux ans plus tard (1997) pour le grand corégone et le grand brochet de la station des Oeufs (figure 5.18). Chez les touladis récoltés à cette même station, la teneur en mercure augmente de façon significative depuis 1995.

Toutefois, en 1999, soit 6 ans après la seconde inondation, les concentrations en mercure de toutes les espèces, à l'exception du touladi, n'augmentaient plus de façon significative à ces deux stations. Il est à noter que pour le grand corégone normal, les teneurs obtenues à la suite de la seconde inondation sont toujours demeurées dans l'étendue de variation des valeurs enregistrées dans les milieux naturels de ce secteur. Les valeurs notées en 1999 pour le grand corégone nain (0,36 mg/kg), le meunier rouge (0,27 mg/kg) et le grand brochet (1,16 mg/kg) sont à peine supérieures à celles obtenues dans les milieux naturels avoisinants (figure 5.18).

Pour le réservoir Laforge 1, la relativement faible augmentation des teneurs en mercure dans les poissons enregistrée jusqu'à maintenant, à la suite de la deuxième phase d'inondation (bien que la hausse ne soit probablement pas encore terminée pour les espèces piscivores), s'expliquerait par la grande

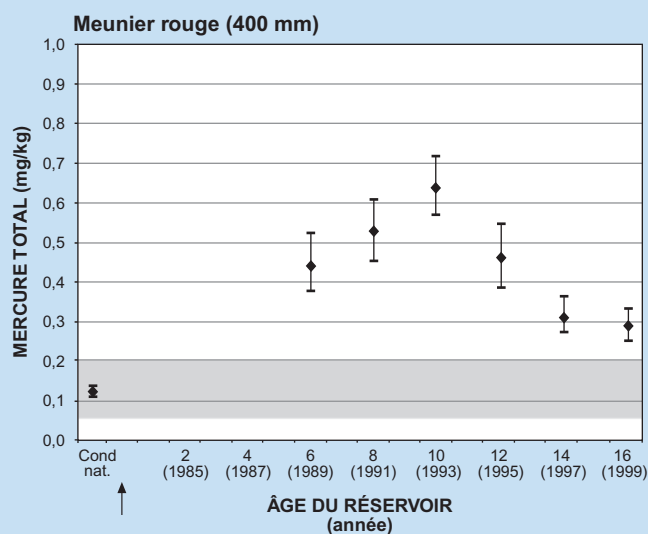
proportion de la superficie terrestre inondée située dans la zone de marnage (86 %). En effet, cela indiquerait que le transfert du méthylmercure par les organismes benthiques vers les poissons a été grandement réduit après quelques années de fluctuation du niveau d'eau. Le facteur moyen d'augmentation des teneurs a été beaucoup plus faible dans le réservoir Laforge 1 que dans celui d'Opinaca (tableau 5.2), bien que leurs caractéristiques physiques et hydrauliques soient semblables (par exemple, un rapport (S/V) de 27 vs 23).

Réservoir Laforge 2

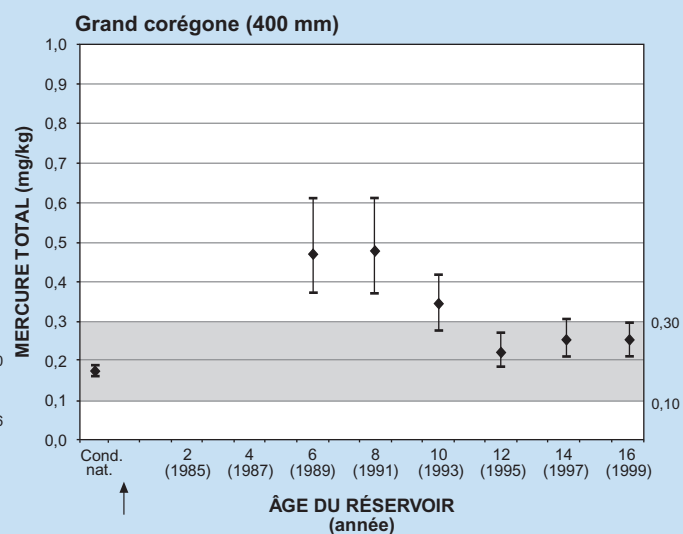
Mis en eau à partir de 1982, le bassin Fontanges est devenu le réservoir Laforge 2 en 1993, avec l'ajout de la centrale Laforge-2, mais sans rehaussement supplémentaire de son niveau maximal d'exploitation. Les teneurs en mercure des poissons présentent le même patron d'évolution que pour les réservoirs de la phase I : une hausse rapide des teneurs atteignant des valeurs maximales 6 à 10 ans après la mise en eau, suivie d'une baisse graduelle (figure 5.19). Les teneurs maximales de 0,64 mg/kg pour le meunier rouge, de 0,48 mg/kg pour le grand corégone et de 2,73 mg/kg pour le grand brochet correspondent à des facteurs d'augmentation de 3 à 5 par rapport aux milieux naturels. Les teneurs en mercure des grands corégonides de forme normale ou naine sont revenues à l'intérieur de l'étendue des teneurs moyennes mesurées en conditions naturelles 12 ans après la mise en eau, alors que celles du meunier rouge, après 16 ans, ne sont plus significativement différentes de celles enregistrées dans certains lacs avoisinants.

Chez le grand brochet, la teneur en mercure obtenue 16 ans après la mise en eau (1,62 mg/kg) demeure supérieure à l'étendue des teneurs obtenues en conditions naturelles (0,36 à 0,94 mg/kg), mais elle représente une diminution de 40 % depuis la dixième année. Il n'est pas possible de statuer sur l'évolution temporelle des teneurs en mercure du touladi, trop peu de spécimens ayant été capturés depuis le début du suivi de ce plan d'eau en 1989.

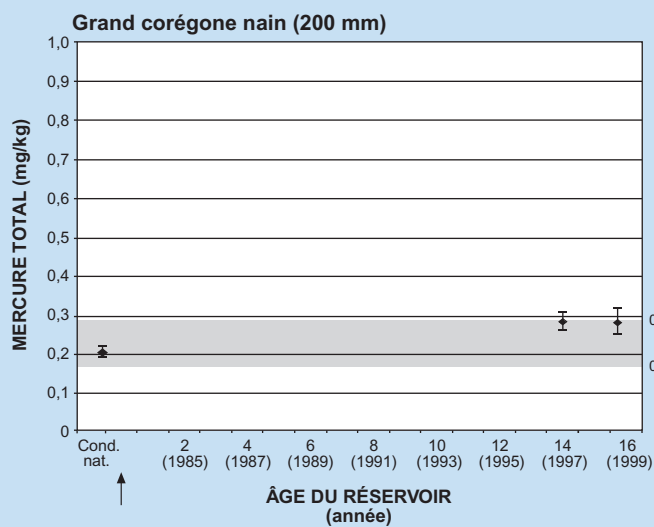
Le réservoir Laforge 2 est situé à l'aval immédiat du grand réservoir Caniapiscou et reçoit plus de 98 % de ses eaux de ce dernier. L'évolution des teneurs en mercure de ses poissons, qui est très similaire à celle observée au réservoir Caniapiscou, est davantage régie par les apports en mercure de ce dernier que par l'effet de sa propre mise en eau, qui a inondé relativement peu de superficie terrestre par rapport au grand volume d'eau annuel qui y transite (rapport S/V de seulement 7). Cette situation est comparable à celle du réservoir La Grande 1.



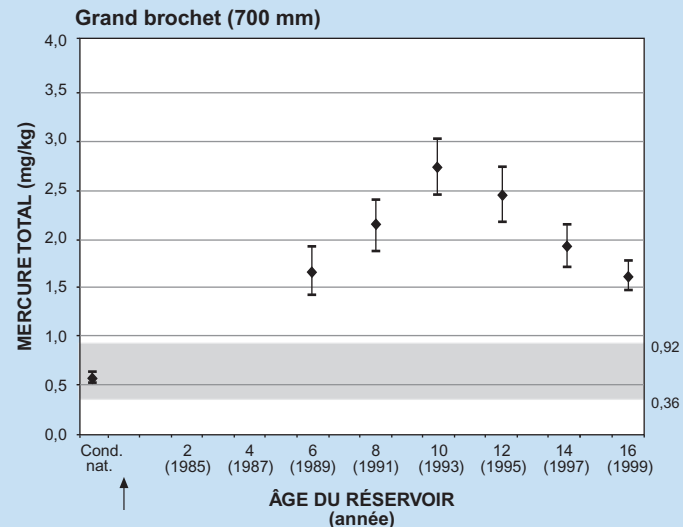
Année	Conditions naturelles d	1989 b	1991 ab	1993 a	1995 b	1997 c	1999 c
Teneur estimée	0,12	0,44	0,53	0,64	0,46	0,31	0,29
Limite inférieure	0,109	0,373	0,452	0,568	0,386	0,270	0,249
Limite supérieure	0,132	0,521	0,606	0,716	0,548	0,360	0,334
N	246	13	15	30	26	29	31



Année	Conditions naturelles d	1989 a	1991 a	1993 ab	1995 cd	1997 bc	1999 bc
Teneur estimée	0,17	0,47	0,48	0,34	0,22	0,25	0,25
Limite inférieure	0,161	0,367	0,370	0,273	0,185	0,211	0,208
Limite supérieure	0,186	0,610	0,612	0,418	0,272	0,303	0,299
N	187	18	18	21	26	29	30



Année	Conditions naturelles b	1997 a	1999 a
Teneur estimée	0,21	0,28	0,28
Limite inférieure	0,192	0,262	0,251
Limite supérieure	0,219	0,307	0,316
N	43	30	32



Année	Conditions naturelles e	1989 cd	1991 bc	1993 a	1995 ab	1997 cd	1999 d
Teneur estimée	0,55	1,66	2,16	2,73	2,47	1,93	1,62
Limite inférieure	0,496	1,434	1,907	2,461	2,197	1,718	1,468
Limite supérieure	0,609	1,911	2,432	3,022	2,758	2,151	1,787
N	120	20	17	30	15	30	29

↑ Mise en eau (1983)

■ Étendue des teneurs moyennes obtenues en conditions naturelles pour une longueur standardisée

Notes : Les barres verticales représentent les intervalles de confiance (95 %) des teneurs moyennes estimées.
Les teneurs ayant une lettre différente sont significativement différentes car les intervalles de confiance (95 %) ne se chevauchent pas.
Cond. nat. : conditions naturelles.

Figure 5.19 Évolution temporelle des teneurs en mercure pour une longueur standardisée des principales espèces de poissons du réservoir Laforge 2.

5.1.5.2 Principaux enseignements du suivi des réservoirs de la phase II

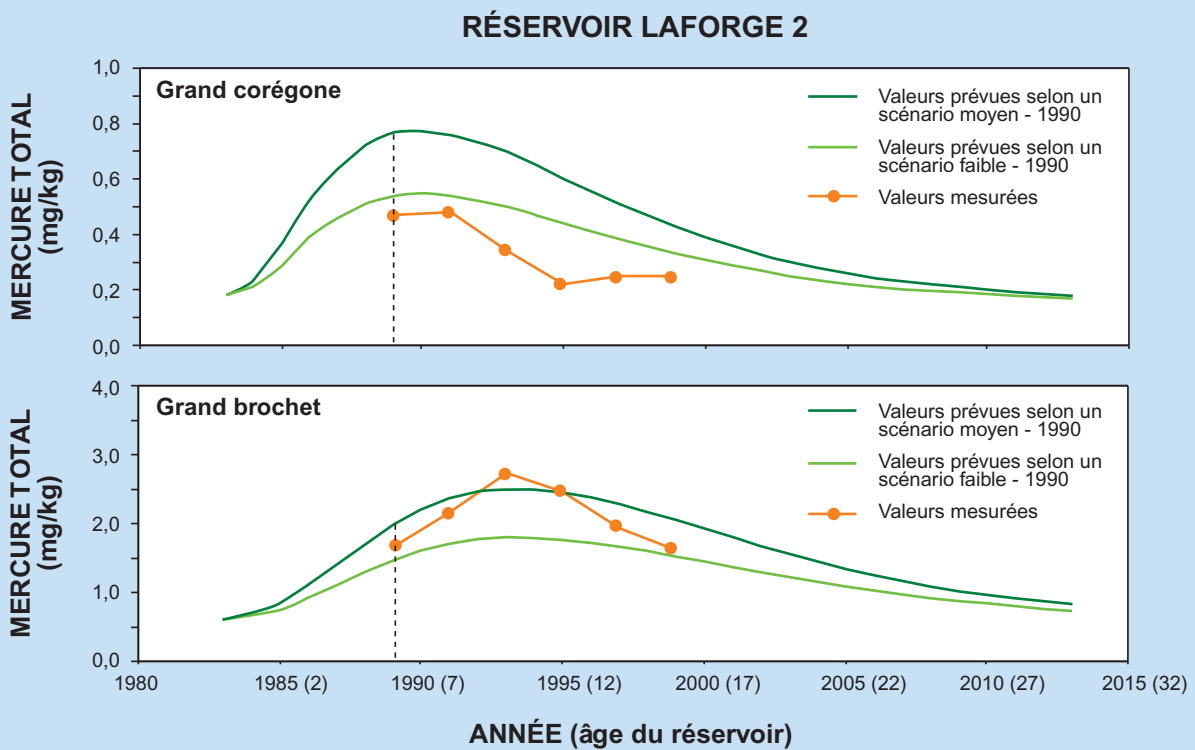
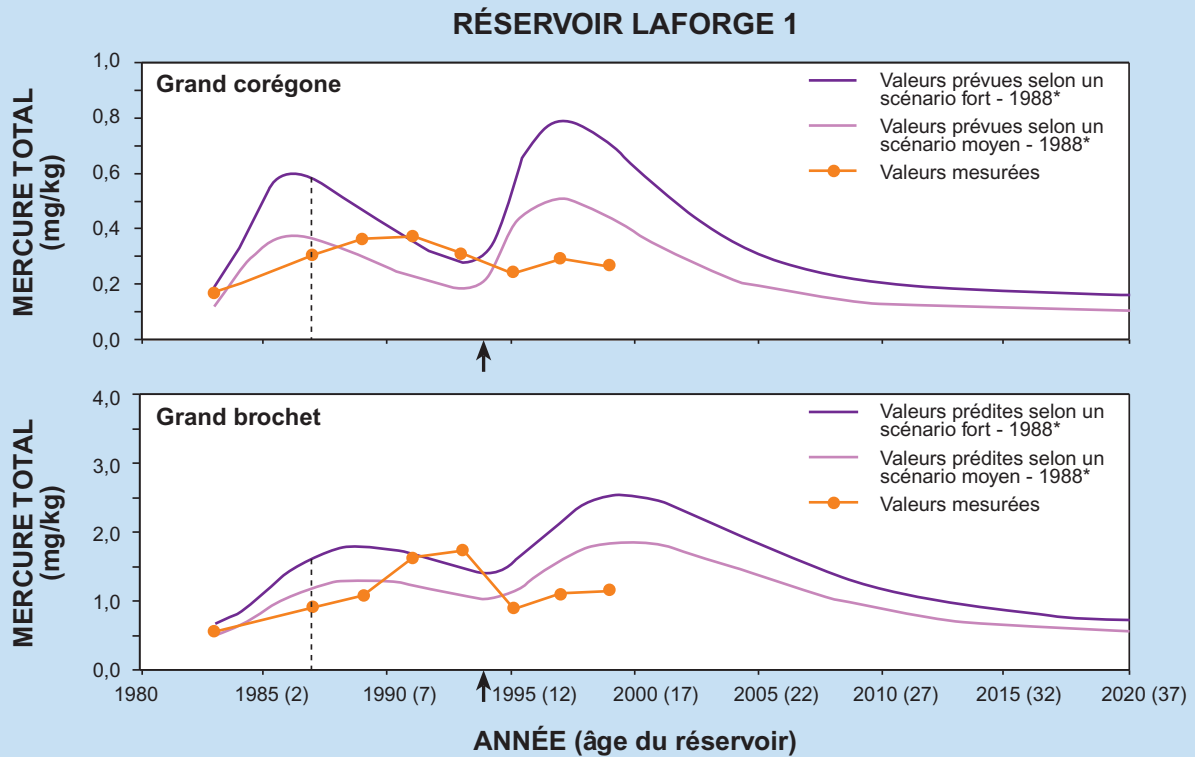
Les principaux enseignements tirés des résultats du suivi des teneurs en mercure des poissons des réservoirs de la phase II du complexe La Grande sont :

- l'évolution des teneurs en mercure des poissons suit le même patron général que celle des réservoirs de la phase I, en termes de facteur d'augmentation et de durée du phénomène;
- les caractéristiques physiques et hydrauliques identifiées à l'aide du suivi de la phase I, comme étant des facteurs contrôlant l'évolution des teneurs en mercure des poissons des jeunes réservoirs, expliqueraient également les modifications observées dans les réservoirs de la phase II, notamment La Grande 1 et Laforge 1;
- l'évolution des teneurs en mercure des réservoirs La Grande 1 et Laforge 2, dont la superficie terrestre inondée est relativement faible par rapport au volume d'eau annuel, est fortement influencée par les apports en mercure des grands réservoirs situés immédiatement à l'amont;
- pour les poissons piscivores du réservoir La Grande 1, tels les grands brochets et les lottes, le retour à des teneurs représentatives des milieux naturels est accéléré par rapport à celui observé dans les autres réservoirs, ayant été complété après seulement 21 ans.

5.1.5.3 Évaluation des prévisions

La prévision faite pour le réservoir La Grande 1 (Hydro-Québec et SEBJ, 1987) s'est avérée juste. En effet, les simulations réalisées à l'aide de la première version du modèle de Messier *et al.* (1985) indiquaient des augmentations inférieures à 0,10 mg/kg pour le grand corégone et le grand brochet, alors que le suivi a montré que les teneurs en mercure des poissons n'ont pas augmenté après la mise en eau.

Pour les réservoirs Laforge 1 et Laforge 2, la figure 5.20 permet de comparer l'évolution des teneurs en mercure mesurées lors du suivi avec les résultats obtenus du modèle prévisionnel. Pour le réservoir Laforge 1, les prévisions se sont avérées assez bonnes en ce qui concerne les effets de la première phase de mise en eau, mais s'annoncent beaucoup trop pessimistes pour la seconde phase d'inondation. Les teneurs mesurées, beaucoup plus faibles que prévues, s'expliqueraient par l'érosion rapide des sols inondés de la zone de marnage, qui a rapidement réduit le transfert du méthylmercure par les organismes benthiques vers les poissons (voir les facteurs expliquant les différences



↑ Deuxième phase d'inondation
 --- Données disponibles au moment de la prévision
 * Simulées en 1988 selon une mise en eau de la retenue Vincelotte en 1984 et une mise en eau du réservoir Laforge 1 en 1994.

Figure 5.20 Teneurs en mercure prévues et mesurées pour une longueur standardisée des grands corégones et des grands brochets des réservoirs Laforge 1 et Laforge 2.

observées entre les principaux réservoirs, à la section 5.1.4.3). Le modèle de prévision utilisé ne tient pas compte de ce phénomène qui peut être très marqué dans les réservoirs où le marnage est prononcé.

L'aménagement de la centrale Laforge-2 a causé le rehaussement du niveau moyen des eaux du bassin Fontanges d'environ 1,0 m, lequel est désormais appelé réservoir Laforge 2. Pour ce réservoir, les prévisions illustrées à la figure 5.20 ont été effectuées, tout d'abord, en modélisant l'évolution des teneurs en mercure des poissons du bassin Fontanges en utilisant les caractéristiques physiques et hydrauliques du réservoir Caniapiscou, car elles sont directement responsables de cette évolution. Ensuite, cette modélisation a été reprise en ajoutant l'effet du faible rehaussement du niveau d'eau moyen (1,0 m) causé par l'aménagement de la centrale Laforge-2.

La prévision qu'il n'y aurait pas de hausse s'est avérée juste, car les valeurs mesurées, tant chez le grand corégone que chez le grand brochet, ont diminué à la suite du rehaussement survenu en 1993 (figure 5.16). Par ailleurs, l'utilisation des caractéristiques physiques et hydrauliques du réservoir Caniapiscou pour la modélisation des teneurs en mercure des poissons de Laforge 2 s'est avérée valable pour le grand brochet, mais a produit une prévision trop pessimiste pour le grand corégone; cela serait encore dû à l'érosion.

Il est à noter que les prévisions sont généralement exagérées par rapport aux modifications réellement mesurées. Cette situation reflète un choix conscient de la part des responsables des simulations qui préfèrent être prudents, c'est-à-dire prévoir des teneurs trop élevées plutôt que trop faibles. Ce modèle semi-empirique est surtout utilisé afin de déterminer si un projet de réservoir peut causer une augmentation des teneurs en mercure suffisamment élevée pour réduire significativement le nombre de repas de poisson par mois que l'on peut consommer, sans dépasser le niveau d'exposition au mercure jugé sécuritaire par les organismes de santé publique. Dans un tel cas, un programme de gestion et de communication du risque à la santé est alors proposé à l'étape d'avant-projet. Ce programme, qui inclut un programme de suivi des teneurs en mercure des poissons, devra être validé par l'organisme régional de santé publique. Dans cette démarche, les recommandations de consommation élaborées par cet organisme en collaboration avec Hydro-Québec, sont davantage basées sur les premiers résultats du suivi que sur les prévisions du modèle.

Parallèlement au suivi des teneurs en mercure dans les poissons, de nombreux travaux ont été réalisés en collaboration avec des chercheurs de l'Université du Québec à Montréal et de l'Université de Sherbrooke, soit dans le contexte des études complémentaires au suivi, soit dans celui du programme corporatif de recherches sur le mercure. Ces travaux ont mené au

développement d'un modèle mécanistique de prévision des teneurs en mercure des poissons de réservoirs hydroélectriques (Thérien, 2001a,b).

Ce modèle intègre deux modèles reconnus par la communauté scientifique, soit un modèle bioénergétique (Hewett et Johnson, 1992; University of Wisconsin, 1997) et un modèle de bioaccumulation du mercure dans les poissons (Rodgers, 1993). Le développement du modèle mécanistique, lequel a mis à contribution une très grande quantité de données tirées du RSE du complexe La Grande, a montré que la disponibilité alimentaire est l'un des paramètres clés dans le processus d'accumulation du mercure par les poissons. Ce paramètre, très variable après la mise en eau, peut être relié à la nature et à la densité de la biomasse végétale inondée, mais aussi au taux d'érosion des berges de la zone de marnage, lequel influence grandement la disponibilité des organismes benthiques responsables d'une grande part du transfert du méthylmercure vers les poissons.

Le modèle mécanistique est trop complexe pour être présenté en détail dans ce document. Il apparaît cependant utile de préciser le type de données qu'il utilise :

- les principales caractéristiques morphométriques et hydrauliques du réservoir;
- la courbe de remplissage et le patron de fluctuation du niveau d'eau du réservoir;
- la biomasse des principales composantes facilement décomposables de la végétation et du parterre forestier inondés (feuilles et aiguilles des arbres et arbustes, lichens, mousses hypnacées et plantes herbacées, humus de lichens, humus de mousses hypnacées et de sphaignes);
- les taux de décomposition, de méthylation du mercure et de libération du méthylmercure associés à chacune des composantes labiles de la biomasse végétale inondée;
- l'évolution, après inondation, des paramètres physico-chimiques pertinents, tels que le pH et la température de l'eau;
- les paramètres bioénergétiques (assimilation, excrétion, métabolisme, croissance, etc.) des espèces de poissons considérées;
- les taux d'assimilation et d'excrétion du méthylmercure par ces espèces de poissons;
- l'évolution de la disponibilité alimentaire et le taux d'accroissement en masse, avant et après inondation, pour chacune des cohortes des espèces de poissons considérées;
- la composition du régime alimentaire et la teneur en mercure des principales proies pour chacune des cohortes des espèces de poissons considérées;

- le taux d'érosion des berges de la zone de marnage du réservoir et sa relation avec le paramètre de la disponibilité alimentaire pour les principales espèces de poissons.

Ce modèle a été calibré à l'aide des données du suivi des réservoirs Robert-Bourassa et Opinaca pour les quatre espèces suivantes : le meunier rouge, le grand corégone, le grand brochet et le doré jaune. Il présente de grands avantages par rapport au modèle semi-empirique de Messier *et al.* (1985), par l'utilisation des éléments suivants :

- les cinétiques (mesurées en laboratoire selon différentes conditions physico-chimiques) de décomposition et de production de méthylmercure des matières inondées;
- les paramètres bioénergétiques et d'accumulation de mercure validés pour les espèces de poissons considérées;
- la modification du taux de croissance des poissons après la mise en eau;
- le régime alimentaire des principales espèces de poissons;
- le taux d'érosion des berges de la zone de marnage du réservoir.

Ce modèle permet de pallier les lacunes du modèle de Messier *et al.* (1985), mais nécessite davantage d'intrants et son utilisation est plus complexe. Il sera désormais utilisé dans le contexte des études d'impact à l'étape d'avant-projet, lorsque le modèle de Messier *et al.* (1985), utilisé à l'étape préliminaire, indiquera une augmentation suffisamment marquée des teneurs pour réduire significativement le nombre de repas de poisson par mois que l'on peut consommer, sans dépasser le niveau d'exposition au mercure jugé sécuritaire par les organismes de santé publique.

5.2 Milieux à débit réduit

Cette section présente les principales modifications physiques, physico-chimiques et biologiques survenues lors de la réduction du débit des rivières Caniapiscou, Vincelotte, Eastmain, et Opinaca, ainsi que l'évolution des teneurs en mercure des poissons.

5.2.1 Modifications physiques

Après leur coupure, seulement deux rivières ont reçu des apports en eau provenant de l'amont du point de coupure. La rivière Vincelotte a reçu un débit réservé de 8 m³/s maintenu jusqu'en 1992. La rivière Caniapiscou a reçu des débits d'environ 800 m³/s, soit de l'ordre de ceux enregistrés avant la coupure, de juin à octobre 1984 et en juin et en juillet 1985, par l'évacuateur de Duplanter du réservoir Caniapiscou. Pour les autres rivières, les coupures sont complètes et permanentes.

La réduction du débit des rivières a entraîné les modifications physiques suivantes, dont l'intensité a varié selon leurs caractéristiques hydrologiques :

- une baisse plus ou moins marquée du niveau des eaux;
- une réduction plus ou moins marquée de la superficie, de la profondeur et du volume de l'habitat aquatique;
- une augmentation plus ou moins grande du temps de séjour des eaux.

Pour la rivière Caniapiscau, une forte exondation est survenue sur une grande distance, soit 50 à 70 km en aval du point de coupure. En aval du Canyon Eaton (km 100), les apports successifs des rivières Goodwood, Sérigny, Châteauguay et Swampy Bay et la présence de seuils naturels ont limité l'abaissement des niveaux d'eau et l'exondation des berges.

Dans les tronçons à débit réduit des rivières Eastmain et Opinaca, la coupure du débit (90 % à l'embouchure de l'Eastmain) a transformé des eaux turbulentes en une série de lacs allongés aux eaux calmes, entrecoupés de courtes zones de rapides. De plus, quatre seuils ont été aménagés sur certains tronçons afin de maintenir, sur une certaine distance en amont de ceux-ci, un niveau d'eau comparable au niveau moyen d'été observé avant les coupures. Le temps de résidence des eaux dans les sections les plus lentes est passé de moins d'un jour à une vingtaine de jours après la coupure, puis à plus de 40 jours après l'ajout des seuils.

5.2.2 Modifications physico-chimiques et biologiques

Les informations qui suivent sont principalement tirées de Roy *et al.* (1986), de Chartrand *et al.* (1994) et de Deslandes *et al.* (1994).

Qualité de l'eau

Dans les tronçons à débit réduit des rivières Eastmain et Opinaca, la qualité de l'eau est désormais déterminée surtout par celle des petits cours d'eau qui les alimentent. Ces derniers drainent des dépôts d'origine marine, en partie recouverts de tourbières, et amènent des eaux au pH neutre et plus riches en minéraux, en matières organiques et en éléments nutritifs que les eaux en amont des points de coupure, lesquelles drainent des dépôts glaciaires. L'érosion initiale des berges argileuses nouvellement exondées, par l'action des vagues et par les petits cours d'eau qui les traversent, a contribué à augmenter la turbidité, la concentration des matières en suspension et, par ricochet, la teneur en minéraux. Enfin, le temps de séjour des eaux s'est accru et a augmenté la durée du contact entre les sédiments et l'eau, favorisant la mise en solution des minéraux et des éléments nutritifs. Cet enrichissement des eaux a stimulé la production biologique.

La qualité des eaux de la rivière Caniapiscaw a été très peu modifiée par cette réduction de débit, car les cours d'eau qui l'alimentent en aval du point de coupure, drainent des matériaux de surface similaires à ceux situés en amont de ce point, apportant des eaux d'une qualité comparable. De plus, les berges exondées par la baisse du niveau d'eau sont constituées de graviers et de roches peu sensibles à l'érosion.

La qualité des eaux de la rivière Vincelotte est demeurée inchangée par rapport aux conditions naturelles, sauf pour les faibles variations causées par les apports provenant de la retenue Vincelotte.

Plancton

Dans les tronçons à débit réduit des rivières Eastmain et Opinaca, la réduction de la turbulence et la hausse des éléments nutritifs ont favorisé la croissance du phytoplancton, malgré de fortes hausses de la turbidité. Le zooplancton a réagi à l'augmentation du temps de séjour des eaux en passant de faibles valeurs de densité et de biomasse, typiques des rivières, à des valeurs plus élevées, caractéristiques de lacs. Là où le temps de renouvellement des eaux est demeuré court, les densités et les biomasses n'ont pas évolué.

Dans le tronçon de la rivière Caniapiscaw compris entre le barrage de Duplanti et le Canyon Eaton, le principal changement est une diminution des populations de phytoplancton, reflétée par la chute des pigments chlorophylliens, causée par la perte des apports des nombreux grands lacs en amont du point de coupure.

Benthos

Quelques mois après la coupure des rivières, les densités des organismes benthiques devenaient comparables à ce qu'elles étaient initialement et les biomasses avaient même légèrement augmenté. Par la suite, la lacustration, soit la transformation de rivières en un ensemble de lacs allongés aux eaux calmes, a favorisé les espèces caractéristiques de lacs. Les derniers prélèvements révélaient des densités et des biomasses comparables à celles des lacs naturels de la région.

Poisson

La réduction des habitats aquatiques a causé des augmentations des rendements de pêche peu après la coupure des rivières Eastmain, Opinaca et Caniapiscaw. Dans les rivières Eastmain et Opinaca, les principales espèces favorisées sont le cisco de lac et le meunier noir dans les sections lenticques, ainsi que le meunier rouge dans les sections lotiques. Par contre, l'abondance de l'esturgeon jaune des rivières Eastmain et Opinaca diminue graduellement

en raison d'un recrutement très faible, causé vraisemblablement par des pertes d'habitats de reproduction, ainsi qu'une possible surexploitation favorisée par la réduction du débit (Doyon et Belzile, 2000).

Dans l'estuaire de la rivière Eastmain, la coupure a provoqué un réajustement spatial des populations de poissons en réponse à l'intrusion des eaux salées dans la rivière (Groupe Environnement Shooner inc., 1993). Malgré ce réajustement, la diversité et l'abondance spécifiques, de même que les caractéristiques biologiques (croissance et âge) des principales espèces de poissons de l'estuaire, étaient, 12 ans plus tard, comparables à celles observées en conditions naturelles.

Dans la rivière Caniapiscau, la densité et l'abondance relative des espèces de poissons ont changé. Dans le secteur amont, le plus touché par la réduction de débit, l'abondance des meuniers rouges et noirs a augmenté de façon marquée, alors que les ouananiches et les ombles de fontaine ont délaissé cette zone (Belzile, 1990). De plus, les coefficients de condition de la majorité des espèces de poissons ont augmenté (Lalumière *et al.*, 1985).

5.2.3 Évolution des teneurs en mercure dans les poissons des rivières Eastmain et Opinaca

Après la réduction du débit des rivières Eastmain et Opinaca, les teneurs en mercure ont très peu évolué chez toutes les espèces suivies. En effet, la figure 5.21 montre que les teneurs moyennes aux longueurs standardisées sont généralement demeurées à l'intérieur de l'étendue des teneurs moyennes observées dans les lacs naturels du secteur ouest du complexe La Grande. Contrairement à la mise en eau des réservoirs, la réduction du débit des rivières n'entraîne pas l'inondation de matières organiques stimulant la méthylation du mercure.

Dans certains cas, comme pour le meunier rouge à la confluence de l'Eastmain et de l'Opinaca (figure 5.21), les concentrations moyennes ont légèrement augmenté par rapport aux valeurs moyennes globales obtenues pour l'ensemble des milieux naturels regroupés, mais elles ne sont pas significativement différentes des moyennes obtenues pour certains lacs naturels de ce secteur. Dans ces cas, l'augmentation des matières organiques dissoutes, causée par les apports des tributaires du bassin versant résiduel de ces rivières, a pu faire en sorte que les teneurs en mercure des poissons soient devenues représentatives des milieux naturels riches en matières organiques dissoutes. C'est dans ce type de milieu que les teneurs les plus élevées ont été obtenues en conditions naturelles (voir section 4.4).

5.2.4 Évolution des teneurs en mercure dans les poissons de la rivière Vincelotte

Ce n'est qu'en 1987 que les premiers relevés ont été effectués pour déterminer le niveau de mercure dans la chair des poissons de cette rivière qui a reçu des apports en eau d'un réservoir, la retenue Vincelotte. L'absence de données antérieures ne permet pas de statuer sur l'effet à court terme du débit d'appoint de la retenue Vincelotte. Toutefois, les mesures de 1987 et de 1991 ont permis de vérifier que les teneurs en mercure chez les espèces échantillonnées sont demeurées comprises dans l'étendue des teneurs moyennes mesurées dans les lacs naturels de la région, malgré des variations parfois significatives (tableau 5.4).

Tableau 5.4 Teneurs en mercure (mg/kg) mesurées chez quatre espèces de poissons capturés dans la rivière Vincelotte (1987-1991) et en milieu naturel.

	Meunier rouge (400 mm)*	Grand corégone (400 mm)	Grand brochet (700 mm)	Touladi 600 mm)
1987	0,12a	0,20ab	0,58b	0,88a
1991	0,16a	0,26a	0,92a	--
Milieus naturels regroupés	0,12a	0,14b	0,56b	0,74a
Étendue des valeurs en milieu naturel (secteur est)	0,06 à 0,20	0,10 à 0,30	0,36 à 0,92	0,52 à 1,11

* : Les teneurs sont estimées pour une longueur standardisée (entre parenthèses).

Note : Pour chaque espèce, les années suivies d'une lettre différente indiquent que leurs teneurs en mercure diffèrent significativement ($p < 0,05$).

5.2.5 Évolution des teneurs en mercure dans les poissons de la rivière Caniapiscou

Les 3 stations suivantes (voir carte en pochette) ont été échantillonnées dans la rivière Caniapiscou :

- Eaton-amont, située à environ 100 km en aval du réservoir, représentative d'un tronçon fortement exondé, au court temps de séjour des eaux;
- Cambrien, située à environ 275 km en aval du réservoir dans un grand lac profond au temps de séjour des eaux plus long;
- Calcaire, située en aval du lac Cambrien, à environ 355 km du réservoir Caniapiscou.

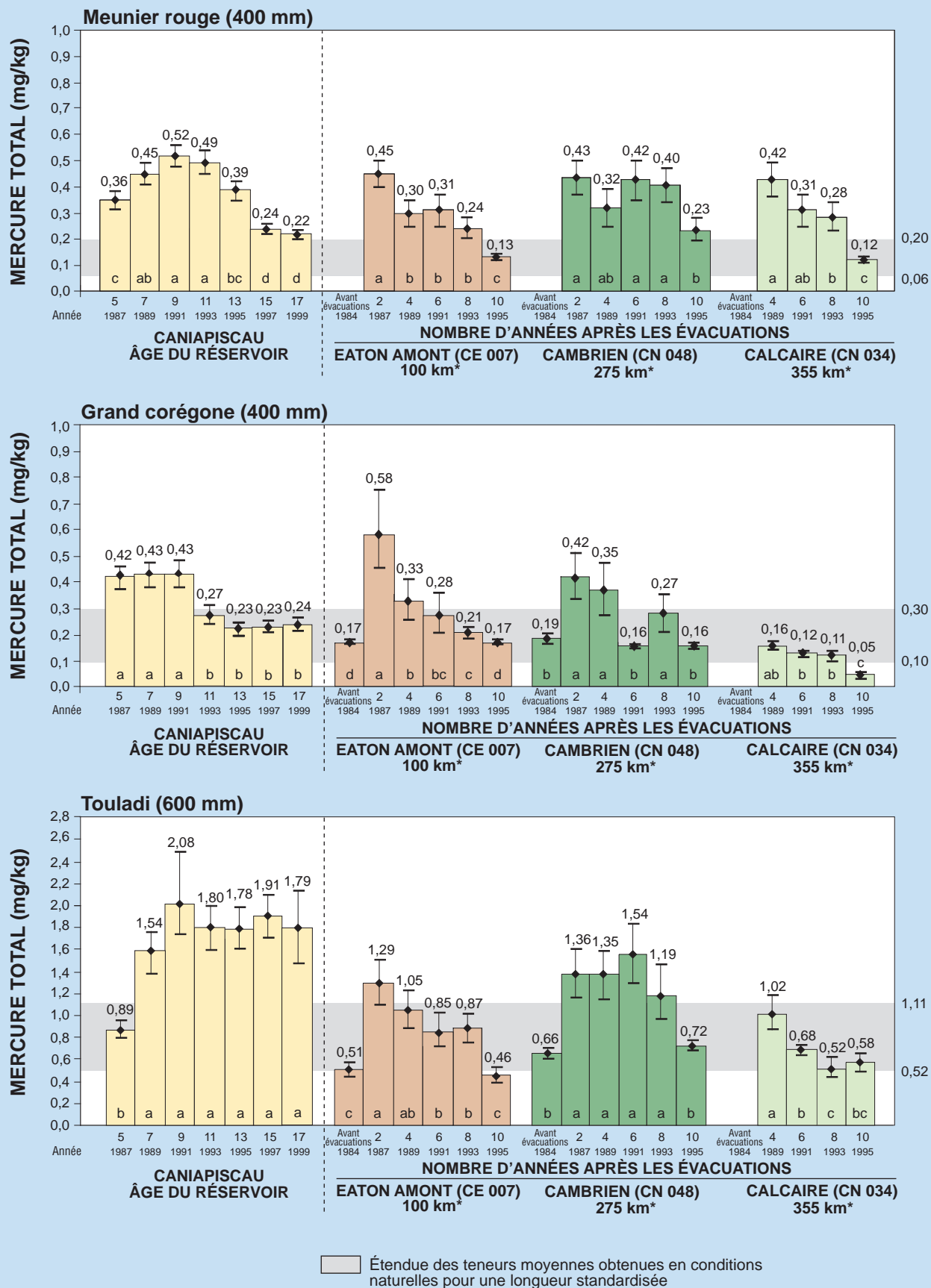
Depuis la coupure de la rivière Caniapiscou, à la fin d'octobre 1981, le débit module de ce cours d'eau a été réduit d'environ 800 m³/s, soit des diminutions respectives d'environ 95 %, 65 % et 50 % aux stations Eaton amont, Cambrien et Calcaire.

En 1984, soit 3 ans après la coupure de la rivière, les teneurs en mercure des grands corégones et des touladis sont semblables à celles mesurées en milieu naturel (figure 5.22), comme pour les autres rivières dont le débit a été réduit. Par contre, les évacuations d'eau en provenance du réservoir Caniapiscau en 1984 et en 1985 ont entraîné une augmentation significative de la bioaccumulation du mercure chez les poissons, laquelle a généralement atteint son maximum 2 ans plus tard. Les teneurs maximales atteintes aux stations Eaton amont et Cambrien, soit de 0,42 à 0,45 mg/kg pour le meunier rouge, de 0,42 à 0,58 mg/kg pour le grand corégone et de 1,29 à 1,54 mg/kg pour le touladi, sont similaires à celles mesurées dans le réservoir Caniapiscau.

Ces données démontrent que le mercure est effectivement exporté en aval des réservoirs lors d'évacuations d'eau (déversements ou turbinage) et transféré aux poissons aussi rapidement que dans les réservoirs. Afin de mieux comprendre les processus par lesquels le mercure est transféré aux poissons en aval des réservoirs, l'exportation du mercure a été spécifiquement étudiée au réservoir Caniapiscau (Doyon, 1998; Schetagne *et al.*, 2000). Les principales composantes de l'eau responsables de l'exportation du méthylmercure sont la phase dissoute ($< 0,45 \mu\text{m}$) et les matières en suspension (de $0,45$ à $50 \mu\text{m}$), contribuant respectivement pour 64 et 33 % du total (tableau 5.5a). En raison de leur faible masse relative, comparativement au volume d'eau turbiné, les débris végétaux, le phytoplancton, le zooplancton, le benthos et les poissons contribuent peu à cette exportation (seulement 3 %).

Par contre, il a été démontré que les poissons accumulent le mercure surtout par la nourriture qu'ils ingèrent et très peu par l'eau (Hall *et al.*, 1997). Aussi, les grandes quantités de méthylmercure exportées en aval des réservoirs par la fraction dissoute et par les matières en suspension, de moins de $50 \mu\text{m}$ de diamètre, ne sont pas directement transférées aux poissons. En considérant uniquement le méthylmercure directement transféré aux poissons en aval, c'est-à-dire celui contenu dans les groupes d'organismes consommés par les poissons, tel que déterminé par l'analyse des contenus stomacaux des poissons récoltés en aval de la centrale Brisay (Schetagne *et al.*, 2000), le zooplancton contribuerait alors pour plus de 90 % du total exporté (tableau 5.5b).

À la station Eaton amont, l'augmentation des teneurs à des niveaux significativement plus élevés que ceux obtenus en milieux naturels a été d'une durée beaucoup plus courte que dans le réservoir Caniapiscau, soit de 4 à 8 ans après les évacuations (figure 5.22) selon les espèces. Le court temps de renouvellement des eaux à la station Eaton amont, attribuable aux apports en



Notes : Les barres verticales représentent les intervalles de confiance (95 %) des teneurs moyennes estimées.
 Les teneurs ayant une lettre différente sont significativement différentes car les intervalles de confiance (95 %) ne se chevauchent pas.
 * Distance du réservoir Caniapiscou.

Figure 5.22 Évolution temporelle des teneurs en mercure pour une longueur standardisée des meuniers rouges, des grands corégones et des touladis aux différentes stations de la rivière Caniapiscou.

Tableau 5.5 Concentrations et importance relative du méthylmercure mesuré dans les différentes composantes exportées du réservoir Caniapiscou par les eaux turbinées de la centrale Brisay en 1997.

a) Composantes contenues dans la colonne d'eau	Méthylmercure (ng/1000 m ³ d'eau)		Importance relative (%)	
	Moyenne	Étendue	Moyenne	Étendue
Dissous dans l'eau	56 200	46 000 – 71 000	64,3	52,0 – 75,7
Matière particulaire en suspension	28 900	22 000 – 41 000	33,2	23,5 – 46,3
Zooplancton	1 288	245 – 4 815	1,5	0,3 – 6,4
Phytoplancton	748	79 – 2 461	0,9	0,1 – 2,8
Poissons	84	0 – 574	0,1	0 – 0,7
Débris végétaux	8,5	0,5 – 31,9	0,01	0,0006 – 0,02
Invertébrés benthiques	0,3	0 – 1,0	<0,01	0 – 0,001
Écailles et os	0,1	0 – 0,7	<0,01	0 – 0,0001
Total	87 200	86 – 93 800	100	

b) Groupe d'organismes consommés par les poissons	Méthylmercure (ng/1000 m ³ d'eau)		Importance relative (%)	
	Moyenne	Étendue	Moyenne	Étendue
Zooplancton	1 288	245 – 4 815	93,3	4,4 – 99,0
Poissons	84	0 – 574	6,1	0 – 54,3
Débris végétaux	8,5	0,5 – 31,9	0,6	0 – 1,3
Invertébrés benthiques	0,3	0 – 1,0	<0,1	0 – 0,1
Écailles et os	0,1	0 – 0,7	<0,1	0 – <0,1
Total	1 380	245,5 – 5 422,6	100	

Source : Schetagne *et al.* (2000)

eau des tributaires, expliquerait ce retour rapide vers des teneurs représentatives des milieux naturels du secteur, les eaux évacuées par le réservoir ayant été rapidement remplacées.

À la station Cambrien, caractérisée par un temps de renouvellement des eaux plus long, le retour des teneurs qui ne sont plus significativement différentes de celles observées en milieu naturel s'est effectué en 4 à 10 ans. Cette durée des fortes teneurs est également plus courte qu'au réservoir Caniapiscou.

À la station Calcaire, les teneurs en mercure des grands corégones et des touladis n'ont pas augmenté significativement à la suite des déversements du réservoir, demeurant comprises dans l'étendue des teneurs moyennes mesurées en milieux naturels. L'absence d'augmentation à cette station, située en aval du grand et profond lac Cambrien est probablement attribuable à la sédimentation des particules en suspension, riches en méthylmercure issues du réservoir Caniapiscou, ainsi qu'à la consommation d'organismes entraînés en aval de ce réservoir, surtout le zooplancton, par les poissons du lac Cambrien. Dans ce lac, le zooplancton entraîné par le flot des eaux a pu

trouver un habitat lentique lui permettant de compléter son cycle de vie et d'être la proie des poissons, de sorte que très peu de zooplancton riche en méthylmercure a pu être exporté plus en aval. En ce qui a trait aux fines particules en suspension provenant du réservoir et riches en méthylmercure, elles ont également pu être filtrées par le zooplancton dans le lac Cambrien et transférées à ses poissons (Schetagne *et al.*, 2000).

Des résultats similaires ont été obtenus dans la région du réservoir Smallwood (tableau 5.6), soit une augmentation des teneurs en mercure des poissons en aval du réservoir, de même qu'une atténuation marquée du phénomène en aval du lac Winokapau, situé à environ 105 km en aval.

Par contre, les teneurs des meuniers rouges ont augmenté de façon significative en aval du lac Cambrien, soit à la station Calcaire (figure 5.22) et le retour à des teneurs semblables à celles des milieux naturels s'est étalé sur 10 ans. Il est peu probable que cette augmentation soit liée à une exportation du mercure vers l'aval du lac Cambrien, car l'augmentation aurait également été observée chez les grands corégones, de même que chez les touladis, qui les consomment. Il semblerait donc qu'elle soit plutôt attribuable à des déplacements vers l'aval, surtout avant 1989, de meuniers rouges eux-mêmes, une espèce particulièrement mobile, donc sujette aux déplacements.

Tableau 5.6 Évolution spatio-temporelle des teneurs en mercure (mg/kg) mesurées à quatre stations de la rivière Churchill, à l'aval du réservoir Smallwood, 5, 15 et 20 ans après l'inondation.

Espèce	Station	Distance (km) ^a	Années		
			1977 (5 ans)	1987 (15 ans)	1992 (20 ans)
Grand corégone (400 mm)^b	Milieu naturel ^c		0,15		
	Réservoir	0	0,47	0,20	0,18
	CHUR 005	3	0,99	0,20	--
	CHUR 004 ^d	109	1,29	0,19	0,18
	CHUR 007	205	0,29	--	0,18
	CHUR 006	289	--	--	--
Grand brochet (700 mm)^b	Milieu naturel ^c		0,34		
	Réservoir	0	1,36	1,04	0,96
	CHUR 005	3	1,85	--	--
	CHUR 004 ^d	109	--	--	--
	CHUR 007	205	0,83	--	--
	CHUR 006	289	0,52	--	--

a Distance de la centrale des Churchill Falls.

b Longueur standardisée utilisée pour l'estimation des teneurs.

c Lacs échantillonnés dans le secteur du réservoir Smallwood par Bruce *et al.* (1979).

d Station du lac Winokapau.

Note : Teneurs estimées par des régressions linéaires (LGL Limited, 1993).

5.2.6 Principaux enseignements du suivi des rivières à débit réduit

Les principaux enseignements tirés des résultats du suivi des teneurs en mercure des poissons dans les milieux à débits réduits du complexe La Grande sont :

- dans les milieux où la coupure de débit a été totale et permanente, il n'y a pas eu de nouvelle matière organique inondée et, par conséquent, la production supplémentaire de méthylmercure a été négligeable. Les niveaux de mercure se sont donc ajustés à ceux du bassin versant résiduel et se sont généralement maintenus dans la gamme des teneurs moyennes observées en conditions naturelles;
- des évacuations (déversements ou turbinage) d'eau des réservoirs, même d'une durée de seulement quelques mois (si les volumes sont grands), entraînent, en aval, une augmentation significative des teneurs en mercure des poissons, tant piscivores que non piscivores. La hausse est aussi forte que celle observée dans les réservoirs, quoique d'une durée plus courte. Cela démontre une exportation du mercure des réservoirs vers l'aval et un transfert rapide aux poissons, probablement surtout par le zooplancton;
- lors de ces évacuations, l'importance de l'exportation du mercure, la distance en aval sur laquelle elle peut se faire sentir et la durée de l'augmentation des teneurs dans les poissons au-delà de celles obtenues en milieux naturels seraient fonction :
 - du potentiel de dilution de l'ensemble des composantes de la colonne d'eau par les tributaires du bassin versant résiduel;
 - de la présence ou de l'absence d'un grand plan d'eau permettant la sédimentation des particules en suspension dans l'eau (incluant le zooplancton) ou leur utilisation par les organismes aquatiques de ce plan d'eau.

5.3 **Voies de dérivation**

Cette section présente les modifications physiques, physico-chimiques et biologiques, ainsi que l'évolution des teneurs en mercure des poissons, survenues lors de l'aménagement de deux voies de dérivation : Eastmain-Opinaca-La Grande (EOL) et Laforge.

5.3.1 Modifications physiques

Ces milieux sont caractérisés non seulement par des apports d'eau en provenance de réservoirs, mais également par un rehaussement local du niveau de l'eau, lequel entraîne une inondation de matières organiques terrestres. Le niveau du lac Sakami a été rehaussé d'environ 2 m, son marnage moyen annuel est de 1,9 m et le débit moyen annuel à son exutoire est passé de 200 à 1 000 m³/s (Messier *et al.*, 1985). Sur le parcours de la dérivation Laforge, les rehaussements sont très variables: très faibles dans les zones d'écoulement libre, mais atteignant jusqu'à environ 12 m au total pour le réservoir Laforge 1. Le marnage maximal est de 1,5 m au réservoir Laforge 2 et de 8 m au réservoir Laforge 1. Le long de la voie de dérivation Laforge, les débits moyens annuels sont passés de 30 m³/s, en conditions naturelles, à environ 800 m³/s, en raison des volumes d'eau soutirés du réservoir Caniapiscau (SEBJ, 1987).

Depuis 1992, la centrale Brisay remplace l'ouvrage régulateur qui permettait, de 1984 jusqu'alors, le transfert des eaux du réservoir Caniapiscau dans la dérivation Laforge. Le débit transité est demeuré sensiblement le même mais, en raison des travaux de construction de cette centrale, les évacuations du réservoir Caniapiscau ont cessé pendant quelques mois au cours des étés 1991, 1992 et 1993, occasionnant des faibles niveaux d'eau à l'aval immédiat du réservoir.

5.3.2 Modifications physico-chimiques et biologiques dans la voie de dérivation Eastmain-Opinaca-La Grande

Les informations qui suivent sont principalement tirées de Roy *et al.* (1986), de Chartrand *et al.* (1994) et de Deslandes *et al.* (1994).

Qualité de l'eau

Dans la voie de dérivation EOL, plusieurs phénomènes ayant des effets contraires sur la qualité des eaux étaient en jeu : les apports du réservoir Opinaca, l'oxygénation des eaux dans les zones de rapides, l'érosion des rives argileuses des lacs inondés et des sections étroites de la rivière Boyd, ainsi que l'inondation de sols forestiers autour des lacs Boyd et Sakami. Par leur action combinée, les caractéristiques physico-chimiques des eaux sont demeurées relativement stables, à l'exception des paramètres liés à l'érosion et aux éléments nutritifs. La turbidité a augmenté légèrement pendant 4 ans alors que la concentration en phosphore a doublé rapidement pour revenir aux concentrations initiales après une dizaine d'années.

Plancton

La hausse des éléments nutritifs s'est également traduite par une augmentation temporaire de la biomasse phytoplanctonique. De la 3^e à la 5^e année après le début de la dérivation des eaux, les concentrations en chlorophylle *a* furent légèrement plus élevées que celles du réservoir Opinaca et près de deux fois plus élevées que celles mesurées au lac Sakami, avant la dérivation.

Poisson

Le rendement de pêche a pratiquement triplé lorsque les débits ont augmenté de façon marquée en 1981 (de 9 à 28,3 poissons/filet-jour). Il s'est par la suite maintenu très élevé, soit à plus de 18,4 poissons/filet-jour. Le doré jaune est particulièrement responsable de cette augmentation, étant favorisé par des eaux plus chaudes et turbides.

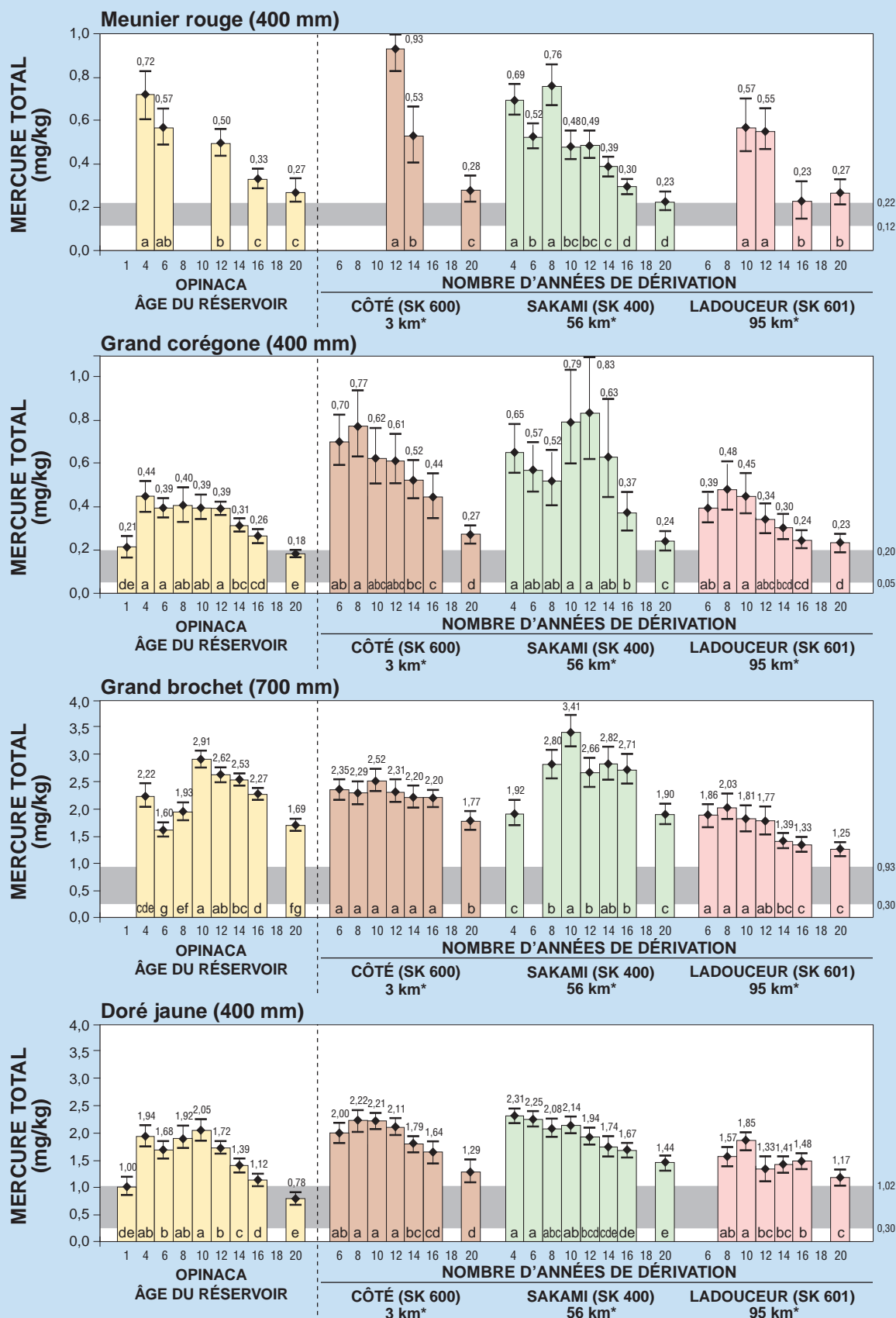
5.3.3 Évolution des teneurs en mercure des poissons de la dérivation Eastmain-Opinaca-La Grande

Trois stations (voir carte en pochette) ont été échantillonnées sur le parcours de la dérivation EOL :

- la station Côté, située immédiatement en aval du réservoir Opinaca (près de l'ouvrage régulateur La Sarcelle);
- la station Sakami, située à 56 km en aval du réservoir Opinaca et localisée sur le lac Sakami, en retrait du chenal principal d'écoulement des eaux;
- la station Ladouceur, située à 95 km en aval du réservoir Opinaca et à moins de 10 km en amont du réservoir Robert-Bourassa.

Pour les espèces non piscivores (grand corégone et meunier rouge), les teneurs en mercure mesurées après le début de la dérivation des eaux sont, de façon générale, significativement plus élevées aux stations Côté et Sakami qu'au réservoir Opinaca (figure 5.23). À la station Ladouceur située plus en aval, les teneurs en mercure sont dans l'ensemble équivalentes à celles observées au réservoir Opinaca. Les teneurs maximales atteintes, variant de 0,48 à 0,93 mg/kg, correspondent à des facteurs d'augmentation s'échelonnant de 5 à 8 par rapport aux valeurs moyennes observées en milieu naturel. Elles montrent bien que le mercure est exporté en aval du réservoir Opinaca.

Le taux de bioaccumulation accrue observé chez le grand corégone et le meunier rouge à la station Côté, par rapport aux valeurs obtenues au réservoir Opinaca, est probablement attribuable à la consommation plus fréquente de



Étendue des teneurs moyennes obtenues en conditions naturelles pour une longueur standardisée

Notes : Les barres verticales représentent les intervalles de confiance (95 %) des teneurs moyennes estimées.
Les teneurs ayant une lettre différente sont significativement différentes car les intervalles de confiance (95 %) ne se chevauchent pas.

* Distance du réservoir Opinaca.

Figure 5.23 Évolution temporelle des teneurs en mercure pour une longueur standardisée des meuniers rouges, des grands corégones, des grands brochets et des dorés jaunes aux différentes stations de la dérivation Eastmain–Opinaca–La Grande.

petits poissons rendus vulnérables par leur passage dans l'ouvrage régulateur La Sarcelle. Un tel comportement alimentaire, par ces espèces habituellement non piscivores, a été démontré à l'aval immédiat du réservoir Robert-Bourassa (voir section 5.4.1). Cette hypothèse est appuyée par le fait que les petits ciscos de lac sont abondants dans le réservoir Opinaca (Deslandes *et al.*, 1994, 1995). Par ailleurs, les valeurs généralement plus élevées mesurées chez ces espèces à la station Sakami, par rapport aux valeurs obtenues au réservoir Opinaca, sont probablement dues à l'effet combiné de l'exportation du mercure en aval de ce réservoir et de la production interne de méthylmercure liée à l'inondation des sols sur le pourtour du lac Sakami.

Chez les meuniers et les grands corégones, les teneurs maximales ont été atteintes 8 à 12 ans après le début de la dérivation selon les stations, comparativement à 4 ans pour le réservoir Opinaca. Pour toutes les stations de la dérivation, ainsi que dans le réservoir Opinaca, les teneurs obtenues 16 à 20 ans plus tard sont revenues dans l'étendue des teneurs moyennes obtenues en milieux naturels ou ne sont pas significativement différentes de celles obtenues pour certains lacs naturels. Contrairement à ce qui a été observé dans la rivière Caniapiscau, à la suite des évacuations du réservoir du même nom (voir section 5.2.5), le retour aux teneurs des milieux naturels dans la dérivation EOL a été aussi long que dans le réservoir Opinaca, car les apports en eaux de ce dernier sont continuels.

Chez les piscivores (grand brochet et doré jaune), les variations spatiales le long de la dérivation EOL sont moins marquées. Les teneurs les plus élevées, soit 3,41 mg/kg pour le grand brochet et 2,31 mg/kg pour le doré jaune, proviennent de la station Sakami, mais ne sont pas toujours plus élevées que les valeurs correspondantes mesurées dans le réservoir Opinaca (figure 5.23). Par contre, les teneurs les plus faibles de la voie de dérivation ont été obtenues à la station Ladouceur, localisée dans la partie aval du lac Sakami.

Pour les poissons piscivores, les teneurs maximales ont été atteintes 4 à 10 ans après le début de la dérivation, puis ont diminué significativement par la suite. Elles demeurent généralement plus élevées que l'étendue des teneurs moyennes obtenues en milieux naturels, mais après 20 ans, les teneurs moyennes des grands brochets de la station Ladouceur et des dorés jaunes des stations Côté et Ladouceur, ne sont plus significativement différentes de celles mesurées dans certains lacs naturels de la région.

Les résultats des quatre espèces de poissons suivies montrent que les teneurs les plus faibles ont généralement été obtenues à la station Ladouceur.

La présence du lac Sakami a probablement permis, tout comme le lac Cambrien sur la rivière Caniapiscau (voir section 5.2.5), les phénomènes suivants :

- la sédimentation d'une partie des particules en suspension riches en mercure provenant du réservoir Opinaca ou de l'érosion des rives inondées des lacs Boyd et Sakami;
- l'assimilation du mercure, par la filtration de ces particules, par le zooplancton de ce lac;
- la consommation du zooplancton et des autres organismes aquatiques jouant un rôle dans le transfert du mercure, tels que les larves d'insectes, par les poissons de ce lac.

Ces processus auraient eu pour effet de réduire le transfert du mercure à l'aval du lac Sakami.

5.3.4 Évolution des teneurs en mercure des poissons de la dérivation Laforge

Pour illustrer la situation qui prévaut dans la dérivation Laforge, trois stations (Fontanges, Laforge et Lanouette) mises en eau depuis 1984 et situées respectivement dans les trois réservoirs (Laforge 2, Laforge 1 et La Grande 4) aménagés le long du trajet emprunté par les eaux du réservoir Caniapiscau ont été utilisées, ainsi que la station (Brisay) du réservoir Caniapiscau, située immédiatement en amont de la centrale Brisay (carte 1, en pochette). Ces stations sont représentatives de l'ensemble de ces réservoirs. Les stations situées immédiatement en aval des centrales ont été omises de cette analyse et seront traitées à la section 5.4.

Les figures 5.24 et 5.25 présentent la variabilité spatiale des teneurs en mercure des poissons le long de la dérivation Laforge, en fonction des différentes espèces suivies. Les différentes années présentées correspondent généralement au moment où les teneurs maximales ont été atteintes (1993 ou 1995), ainsi qu'à la dernière année d'échantillonnage (1999). Les résultats obtenus démontrent qu'il n'y a pas d'effet cumulatif dans la bioaccumulation du mercure dans les poissons le long de réservoirs aménagés en série. En effet, malgré que les eaux coulent successivement dans les réservoirs Caniapiscau, Laforge 2, Laforge 1 et La Grande 4, les teneurs en mercure n'augmentent pas graduellement d'un réservoir à l'autre et les plus faibles teneurs sont généralement obtenues au dernier réservoir de cette chaîne, celui de La Grande 4. Cette absence d'effet cumulatif corrobore les résultats obtenus en aval des lacs Cambrien (sur la rivière Caniapiscau; voir section 5.2.5) et Sakami (dérivation EOL; voir section 5.3.3), en montrant que la présence d'un grand plan d'eau (lac ou réservoir) réduit grandement la distance en aval sur laquelle l'exportation du mercure se fait sentir.

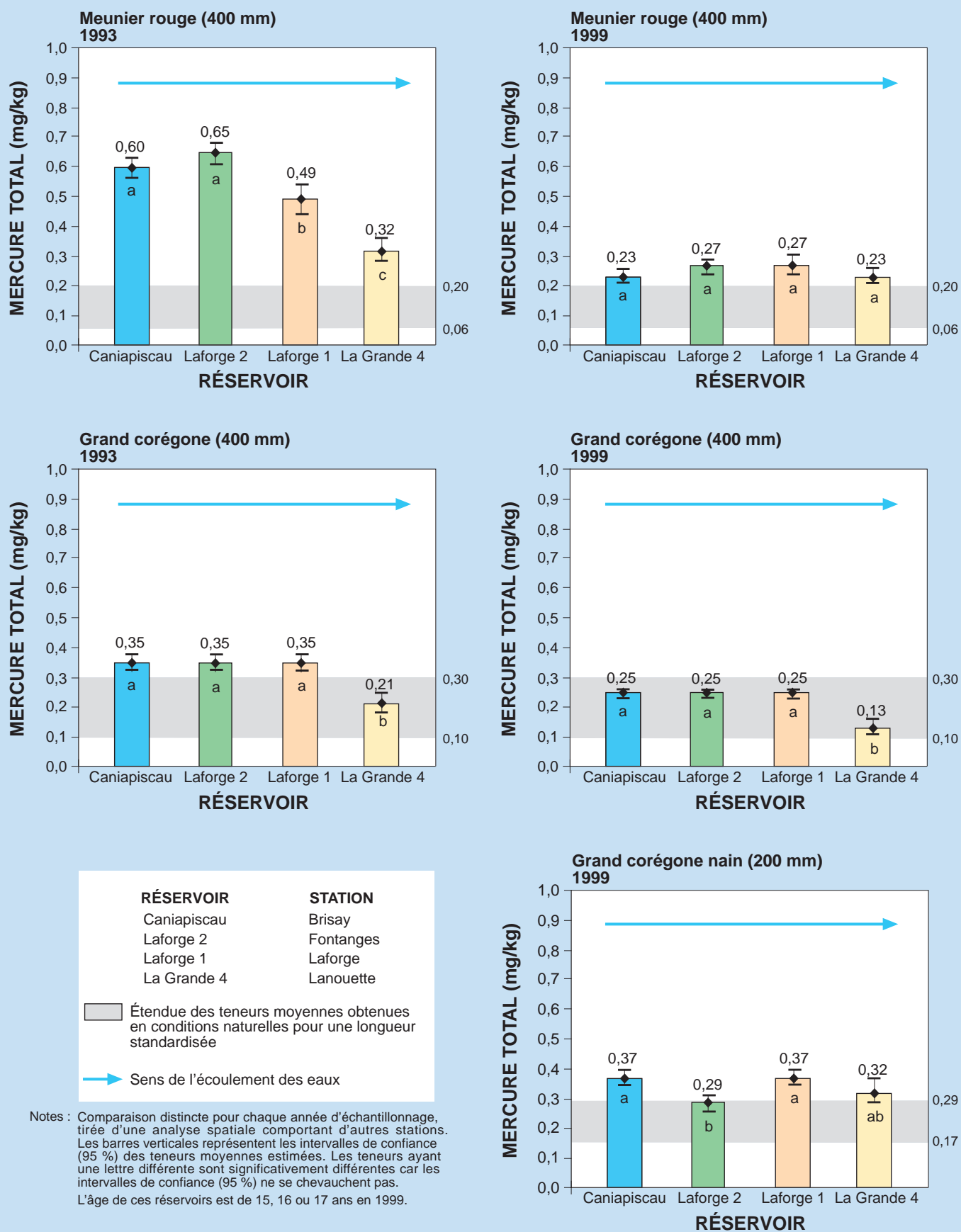
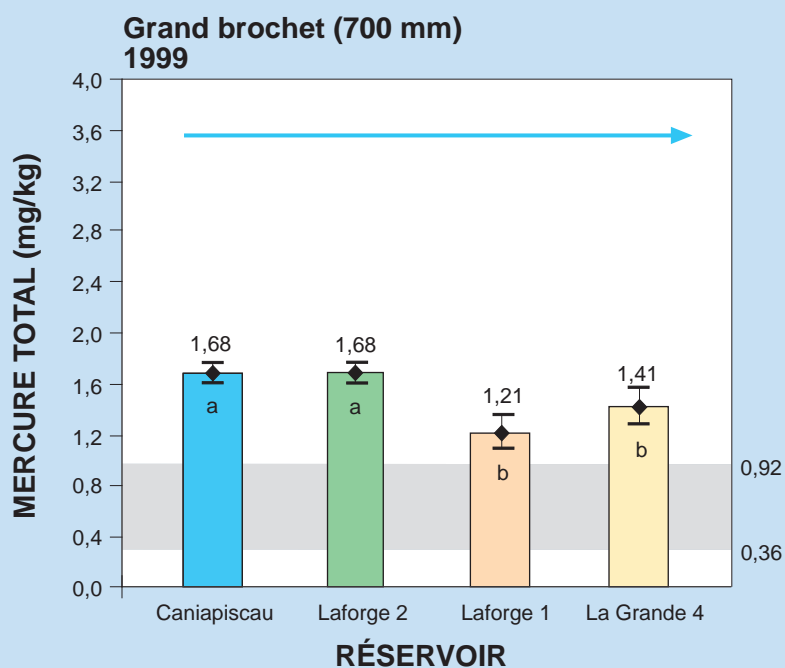
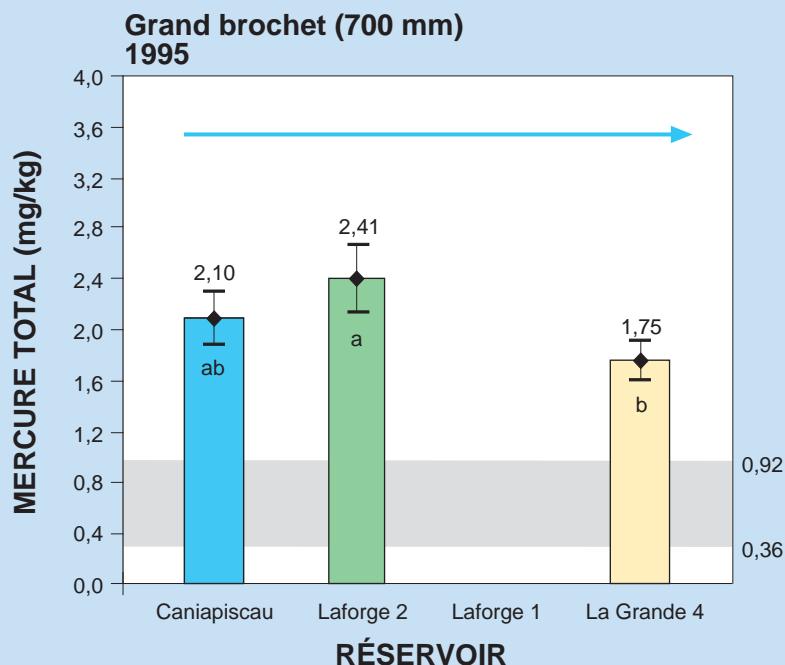


Figure 5.24 Variabilité spatiale des teneurs en mercure pour une longueur standardisée des principales espèces de poissons non piscivores le long de la dérivation Laforge.



Notes : Comparaison distincte pour chaque année d'échantillonnage, tirée d'une analyse spatiale comportant d'autres stations. Les barres verticales représentent les intervalles de confiance (95 %) des teneurs moyennes estimées. Les teneurs ayant une lettre différente sont significativement différentes car les intervalles de confiance (95 %) ne se chevauchent pas. L'âge de ces réservoirs est de 15, 16 ou 17 ans en 1999.

RÉSERVOIR	STATION
Caniapiscou	Brisay
Laforge 2	Fontanges
Laforge 1	Laforge
La Grande 4	Lanouette



 Étendue des teneurs moyennes obtenues en conditions naturelles pour une longueur standardisée
 Sens de l'écoulement des eaux

Figure 5.25 Variabilité spatiale des teneurs en mercure pour une longueur standardisée des principales espèces de poissons piscivores le long de la dérivation Laforge.

Par ailleurs, pour les espèces non piscivores, les teneurs obtenues 15 à 17 ans après la mise en eau de ces réservoirs (en 1999) ne sont plus significativement différentes de celles obtenues pour certains lacs naturels de la région. Pour les grands corégones, elles sont même revenues à l'intérieur de l'étendue de variation des teneurs mesurées dans les lacs naturels de la région.

5.3.5 Principaux enseignements du suivi des voies de dérivation

Les principaux enseignements du suivi des teneurs en mercure des poissons des voies de dérivations EOL et Laforge du complexe La Grande sont :

- l'évolution des teneurs en mercure dans les poissons des voies de dérivation confirme que le mercure est exporté des réservoirs et transféré aux poissons en aval;
- à certains plans d'eau situés sur le parcours de ces voies, les teneurs en mercure peuvent être supérieures à celles du réservoir permettant le transfert interbassin, à cause de l'effet combiné de l'exportation du mercure vers l'aval des réservoirs et de la production additionnelle de mercure provenant de l'inondation locale de superficies terrestres;
- la présence d'un grand plan d'eau à écoulement lent (lac ou réservoir), sur le parcours de la dérivation, réduit grandement le transfert du mercure aux poissons plus loin en aval, parce qu'il favorise la sédimentation du méthylmercure adsorbé aux particules en suspension et la prédation locale du plancton, des insectes ou des petits poissons provenant de l'amont;
- aussi, il n'y a pas d'augmentation cumulative des teneurs en mercure dans les poissons lorsqu'une série de réservoirs sont aménagés sur un même parcours des eaux, l'influence d'un réservoir donné se limitant à celui du réservoir situé immédiatement en aval.

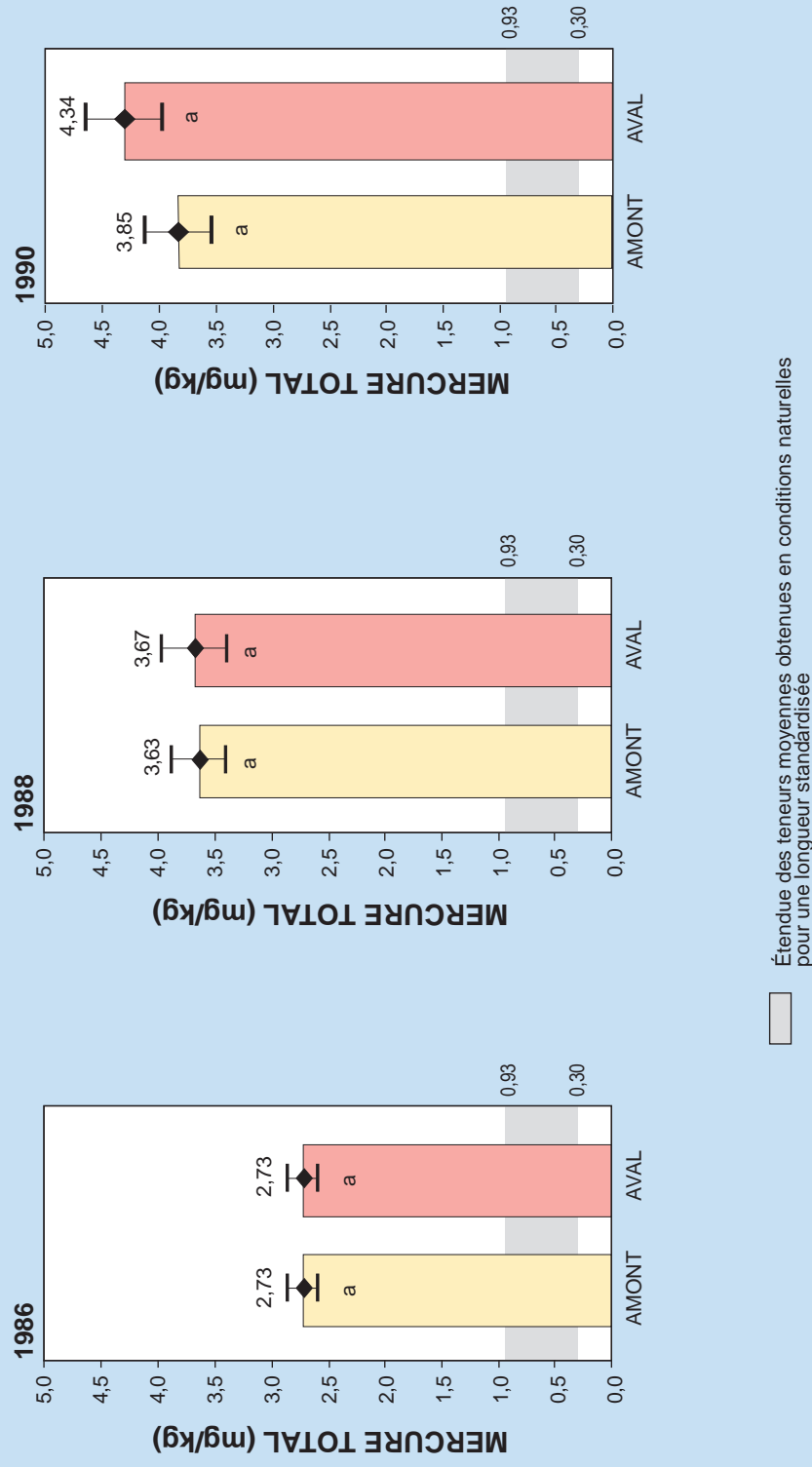
5.4 **Aval immédiat des réservoirs**

Ce chapitre présente les teneurs en mercure des poissons mesurées à l'aval immédiat des réservoirs Robert-Bourassa, Opinaca, La Grande 1, Caniapiscau et Laforge 2.

5.4.1 Aval du réservoir Robert-Bourassa

La figure 5.26 permet la comparaison des teneurs en mercure mesurées à l'amont (station LG 2 amont) et à l'aval immédiat (station LG 2 aval) de la centrale Robert-Bourassa, pour une espèce non piscivore, le grand corégone, et une espèce piscivore, le grand brochet.

Grand brochet (700 mm)



Notes : Comparaison distincte pour chaque année d'échantillonnage, parfois tirée d'une analyse spatiale comportant d'autres stations. Les barres verticales représentent les intervalles de confiance (95 %) des teneurs moyennes estimées. Les teneurs ayant une lettre différente sont significativement différentes car les intervalles de confiance (95 %) ne se chevauchent pas.

Figure 5.26 (suite) Variabilité spatiale des teneurs en mercure pour une longueur standardisée des grands corégones et des grands brochets à l'amont et à l'aval immédiat de la centrale Robert-Bourassa.

Pour toutes les années d'échantillonnage, les teneurs en mercure du grand corégone sont significativement plus élevées à l'aval immédiat de la centrale Robert-Bourassa. La teneur moyenne maximale en aval pour des spécimens de longueur standardisée (1,16 mg/kg), ainsi que le plus grand écart observé entre l'amont et l'aval de cette centrale, ont été obtenus en 1990, puis ont diminué par la suite, en fonction de la diminution des teneurs observées dans le réservoir Robert-Bourassa. Cette bioaccumulation du mercure plus élevée à l'aval immédiat est le reflet d'un changement de régime alimentaire chez cette espèce qui devient localement piscivore en raison de la grande disponibilité de petits corégoninés devenus plus vulnérables à la prédation, par leur passage dans les turbines.

En effet, des études réalisées au début des années 1990 ont montré que les grands corégonides avaient un comportement piscivore immédiatement en aval de la centrale Robert-Bourassa (Brouard et Doyon, 1991; Brouard *et al.*, 1994). La figure 5.26, qui illustre les principaux résultats, montre que la proportion relative de poissons dans le régime alimentaire de cette espèce s'accroît significativement en aval de la centrale pour chaque mois échantillonné. Ce phénomène a été observé surtout chez les spécimens de grande taille (>450 mm), qui, à l'aval, ingèrent principalement (84 % du volume stomacal en moyenne) des petits poissons provenant du réservoir. Les teneurs en mercure obtenues pour ces spécimens de grande taille, variant d'environ 2,5 à 4,5 mg/kg, sont typiques de celles mesurées chez les grands brochets du réservoir Robert-Bourassa. La différence marquée obtenue entre les relations longueur-mercure provenant de l'amont et de l'aval montre bien les effets de ce changement de régime alimentaire (figure 5.26). Par ailleurs, les travaux de Brouard *et al.* (1994) montrent que ce changement de régime alimentaire n'est observé qu'à l'aval immédiat de la centrale, suggérant que la majorité des petits poissons entraînés (surtout des ciscos de lac de 20 à 130 mm) ne sont que momentanément affectés par leur passage dans les turbines.

Malgré que le phénomène d'augmentation des teneurs en mercure des grands corégonides soit terminé depuis 1994, à la station située dans le réservoir (à l'amont de la centrale Robert-Bourassa) et que les teneurs soient de nouveau comprises dans l'étendue de variation observée en lacs naturels, les concentrations de mercure demeurent 3 à 4 fois plus élevées à l'aval de cette centrale. Cette situation se maintiendra aussi longtemps que durera le changement de régime alimentaire, soit aussi longtemps que des proies vulnérables seront disponibles, donc probablement de façon permanente.

Des teneurs en mercure plus élevées en aval de cette centrale ont aussi été observées chez une autre espèce non piscivore, le meunier rouge, mais l'écart entre les concentrations mesurées à l'amont et l'aval est beaucoup moindre.

Exceptionnellement, des teneurs en mercure aussi élevées que chez les grands corégones de grande taille ont également été observées chez les meuniers rouges capturés à la station aval. La position infère de la bouche du meunier rouge le rend moins apte à développer un comportement alimentaire piscivore comparativement au grand corégone.

Chez le grand brochet, les teneurs en mercure obtenues pour les deux stations situées de part et d'autre de la centrale Robert-Bourassa ne sont pas significativement différentes, pour les années où les effectifs permettent une comparaison (figure 5.26, suite). Une plus forte bioaccumulation immédiatement en aval des centrales est moins susceptible de se produire chez les espèces piscivores puisqu'elles ont toujours ce type de régime alimentaire. De plus, comme le changement de régime alimentaire des grands corégones s'observe surtout chez les spécimens plus grands que 450 mm, cela affecte peu les grands brochets, même de grande taille (>750 mm), car ils consomment surtout des poissons de tailles inférieures à 450 mm (Doyon *et al.*, 1996; Doyon et Schetagne, 2000).

5.4.2 Aval immédiat des autres réservoirs

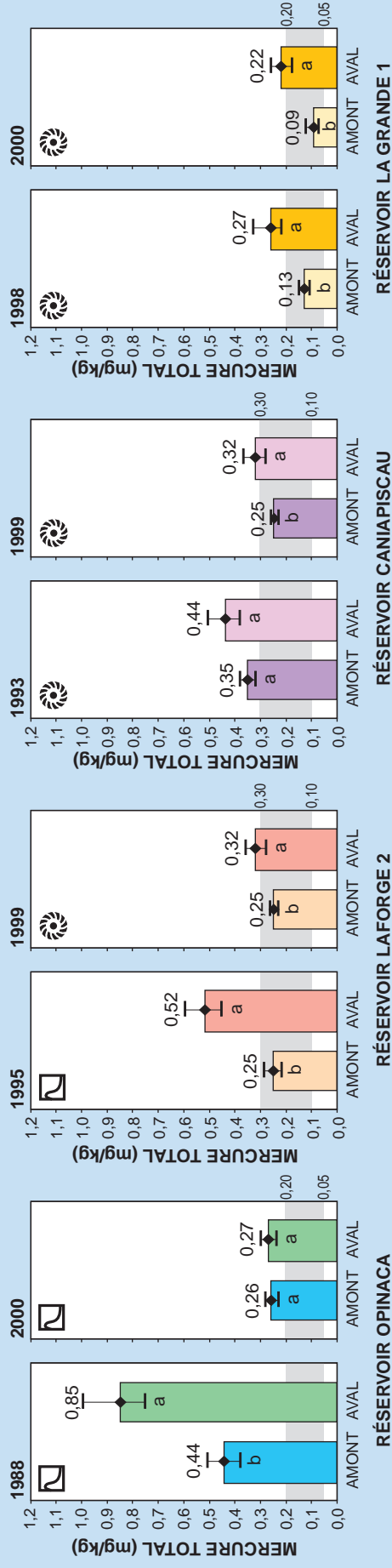
La figure 5.27 illustre la même bioaccumulation plus élevée chez le grand corégone à l'aval immédiat des autres réservoirs, desservis par une centrale ou un ouvrage régulateur (ex. : la Sarcelle sur le réservoir Opinaca), quoique que le phénomène soit moins marqué qu'au réservoir Robert-Bourassa. Les écarts entre les stations et les teneurs obtenues à l'aval de ces structures diminuent également après quelques années en fonction de la diminution des teneurs dans les réservoirs, comme pour celui de Robert-Bourassa.

Les teneurs maximales mesurées chez le grand corégone à l'aval immédiat des réservoirs, ainsi que l'importance de l'écart entre les concentrations mesurées en amont et en aval, seraient, entre autres, fonction des caractéristiques physiques de ceux-ci.

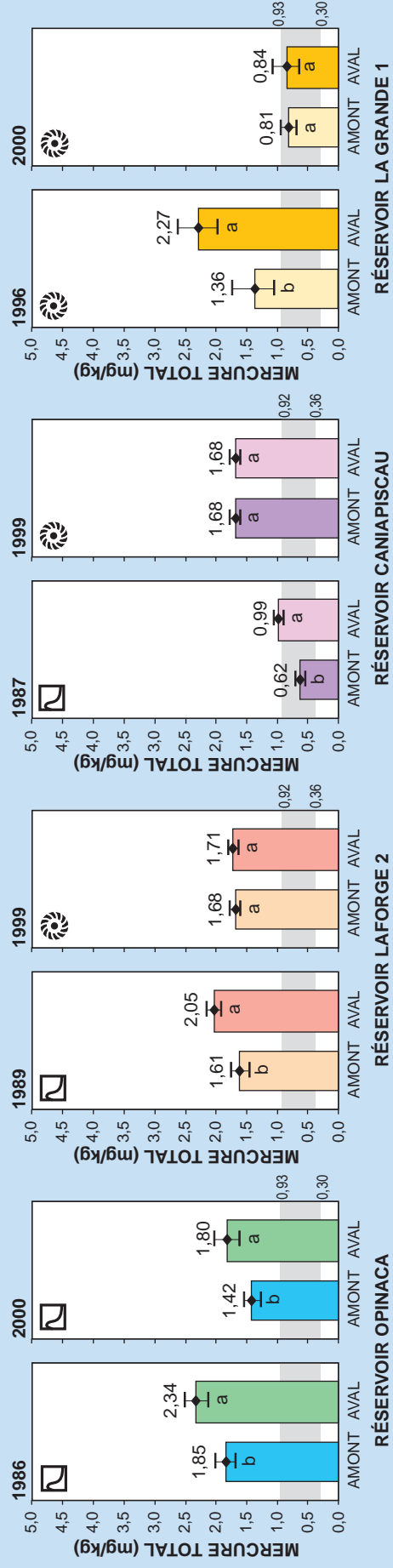
L'absence de turbines (comme en aval du réservoir Opinaca, ainsi qu'en aval des réservoirs Laforge 2 et Caniapiscau, avant 1993), ou une hauteur de chute moindre pour les autres réservoirs illustrés à la figure 5.27 (12,8 à 27,4 m) comparativement à 137,2 m pour Robert-Bourassa, ferait en sorte que les poissons entraînés seraient moins vulnérables à la prédation en aval par des espèces habituellement non piscivores (Doyon, 1998).

La figure 5.27 confirme que pour les espèces normalement piscivores comme le grand brochet, le phénomène de bioaccumulation accentué en mercure à l'aval immédiat des réservoirs est proportionnellement beaucoup moins marqué

Grand corégone (400 mm)



Grand brochet (700 mm)



Notes : Comparaison distincte pour chaque année d'échantillonnage, parfois tirée d'une analyse spatiale comportant d'autres stations. Les barres verticales représentent les intervalles de confiance (95 %) des teneurs moyennes estimées. Les teneurs ayant une lettre différente sont significativement différentes car les intervalles de confiance (95 %) ne se chevauchent pas. Les résultats présentés correspondent aux années où les écarts sont les plus grands entre l'amont et l'aval ainsi qu'à la dernière année d'échantillonnage.

Réservoir Opinaca (station Opinaca)
 Dérivation EOL (station Côte)
 Réservoir Laforge 2 (station Fontanges)
 Dérivation Laforge (station Vincelotte)
 Ouvrage régulateur
 Centrale

Réservoir Caniapiscau (station Brisay)
 Dérivation Laforge (station Brisay aval)
 Réservoir La Grande 1 (station LG1 amont))
 La Grande Rivière (station LG1 aval)
 Étendue des teneurs moyennes obtenues en conditions naturelles pour une longueur standardisée

Figure 5.27 Variabilité spatiale des teneurs en mercure pour une longueur standardisée des grand corégones et des grand brochets à l'amont et à l'aval immédiat de centrales ou d'ouvrages régulateurs.

que pour le grand corégone. Toutefois, des teneurs significativement plus élevées pour le grand brochet sont parfois mesurées à l'aval immédiat de certaines centrales ou ouvrages régulateurs, probablement en raison de teneurs plus élevées chez leurs proies. Il est à noter que de telles différences ne sont que rarement observées chez cette espèce, après plus de 15 ans de mise en eau des réservoirs. À l'amont et à l'aval de la centrale La Grande-1, les teneurs obtenues en 2000 sont même de nouveau comprises dans l'étendue des teneurs moyennes observées dans les lacs naturels de la région, soit 21 ans après le début des modifications.

5.4.3 Principaux enseignements du suivi de l'aval immédiat des réservoirs

Les principaux enseignements du suivi des teneurs en mercure des poissons à l'aval immédiat des réservoirs du complexe La Grande sont :

- pour les grands corégones et parfois aussi pour les meuniers rouges, les teneurs en mercure sont significativement plus élevées à l'aval immédiat des centrales et des ouvrages régulateurs, par rapport à celles mesurées dans le réservoir en amont de ces structures. C'est le reflet d'un changement de régime alimentaire pour ces espèces, habituellement non piscivores, qui deviennent piscivores en raison de la grande disponibilité de petits poissons rendus localement plus vulnérables à la prédation par leur passage dans les turbines ou dans les ouvrages régulateurs;
- ce changement de régime alimentaire survient principalement chez les spécimens de grande taille (>450 mm);
- les teneurs maximales et les écarts entre l'amont et l'aval des ouvrages diminuent en même temps que celles en réservoirs, mais demeureront significatifs, pour les espèces habituellement non piscivores, aussi longtemps que perdurera le passage dans les turbines ou dans les ouvrages régulateurs de petits poissons qui deviennent alors plus vulnérables à la prédation, ce qui risque d'être permanent ;
- l'écart entre les teneurs mesurées à l'amont et à l'aval des différents ouvrages, chez les espèces habituellement non piscivores, serait fonction des caractéristiques de ces ouvrages rendant plus ou moins vulnérables les poissons les traversant. Aussi, la hauteur de chute ainsi que la présence de turbines seraient des facteurs déterminants;
- chez les espèces piscivores comme le grand brochet, les différences entre l'amont et l'aval de centrales ou d'ouvrages régulateurs sont plus faibles et souvent non significatives, ces espèces ayant déjà un régime alimentaire piscivore.

5.4.4 Évaluation des prévisions

Une augmentation du mercure dans les poissons à l'aval immédiat de la centrale La Grande-1 avait été prévue dans l'étude d'impact, en raison de la consommation de poissons morts ou blessés par leur passage dans les turbines. Cette prévision s'est avérée exacte pour les poissons non piscivores de grande taille, mais pas pour les poissons piscivores qui ont toujours un régime alimentaire piscivore et qui consomment généralement des poissons de petite taille.

5.5 **Le tronçon estuarien de La Grande Rivière et la côte est de la baie James**

5.5.1 Modifications physiques, chimiques et biologiques

Avant d'atteindre la baie James, les eaux du réservoir Robert-Bourassa devaient, de 1979 à 1993, franchir les 80 kilomètres du tronçon fluvial de La Grande Rivière pour se rendre au site de la centrale La Grande-1, puis les 37 kilomètres du tronçon estuarien. Depuis 1993, le réservoir La Grande 1 remplace le tronçon fluvial, mais maintient des caractéristiques plutôt lotiques, le temps de séjour n'y étant que de quelques jours.

L'aménagement du complexe La Grande a augmenté et régularisé le débit de La Grande Rivière en aval du réservoir Robert-Bourassa. Le débit moyen a ainsi doublé de 1 700 m³/sec, à la mise en service de la centrale Robert-Bourassa en 1979, à environ 3 400 m³/s en 1986, pour demeurer relativement stable par la suite. Les fluctuations saisonnières de débit y sont cependant élevées et ont augmenté depuis l'ajout, à l'automne 1991, de la centrale La Grande-2-A au réservoir Robert-Bourassa. Les débits turbinés dans la rivière sont plus élevés qu'auparavant durant l'hiver, mais plus faibles en moyenne durant l'été (Saucet, 2002).

Qualité de l'eau

Dans La Grande Rivière, la qualité de l'eau a été très peu modifiée par l'aménagement du complexe La Grande. En effet, ce tronçon est essentiellement alimenté par le réservoir Robert-Bourassa, dans lequel les modifications ont été de faible amplitude. De plus, le passage des eaux dans des zones de rapides a annulé une partie des modifications observées en réservoir, car elles se sont réoxygénées et leur pH a été rehaussé par l'expulsion du CO₂. La mise en eau du réservoir La Grande 1 n'a pas eu d'effet sur la qualité de l'eau. Seules devraient subsister une légère modification de la turbidité, ainsi qu'une baisse appréciable de la température maximale estivale, qui est passée de 16° à 8 °C (SEBJ, 1987), liée à la profondeur (25 m) des

prises d'eau des deux centrales du réservoir Robert-Bourassa. Par ailleurs, la courbe de réchauffement printanier des eaux est décalée de 2 à 3 semaines comparativement aux conditions naturelles (Roy *et al.*, 1986).

Les conditions estivales de température et de salinité des eaux côtières de la baie James sont demeurées inchangées, puisque les débits estivaux de La Grande Rivière sont dans la même fourchette de valeurs qu'en conditions naturelles et que les variations spatio-temporelles et même interannuelles de ces paramètres sont principalement causées par la marée et les conditions météorologiques. Toutefois, les débits hivernaux étant maintenant de 8 à 10 fois plus élevés dans La Grande Rivière, la superficie du panache d'eau douce de la rivière sous la couverture de glace s'est accrue. Pour des débits hivernaux supérieurs à 4 000 m³/s, le panache occupe une superficie environ trois à cinq fois plus grande qu'avant l'aménagement de la rivière (Messier, 2002).

Plancton

Dans La Grande Rivière, le phytoplancton a connu une hausse temporaire, les teneurs en chlorophylle *a* ayant presque doublé pour ensuite retourner rapidement, en 4 ans, aux valeurs mesurées avant les aménagements.

Le temps de séjour trop court des eaux de La Grande Rivière n'a pas permis de hausser la production zooplanctonique. Cependant, la dérive des organismes produits en réservoir a permis de maintenir des effectifs légèrement plus élevés, en aval du réservoir Robert-Bourassa, que dans les autres rivières aux temps de séjour comparables.

Poisson

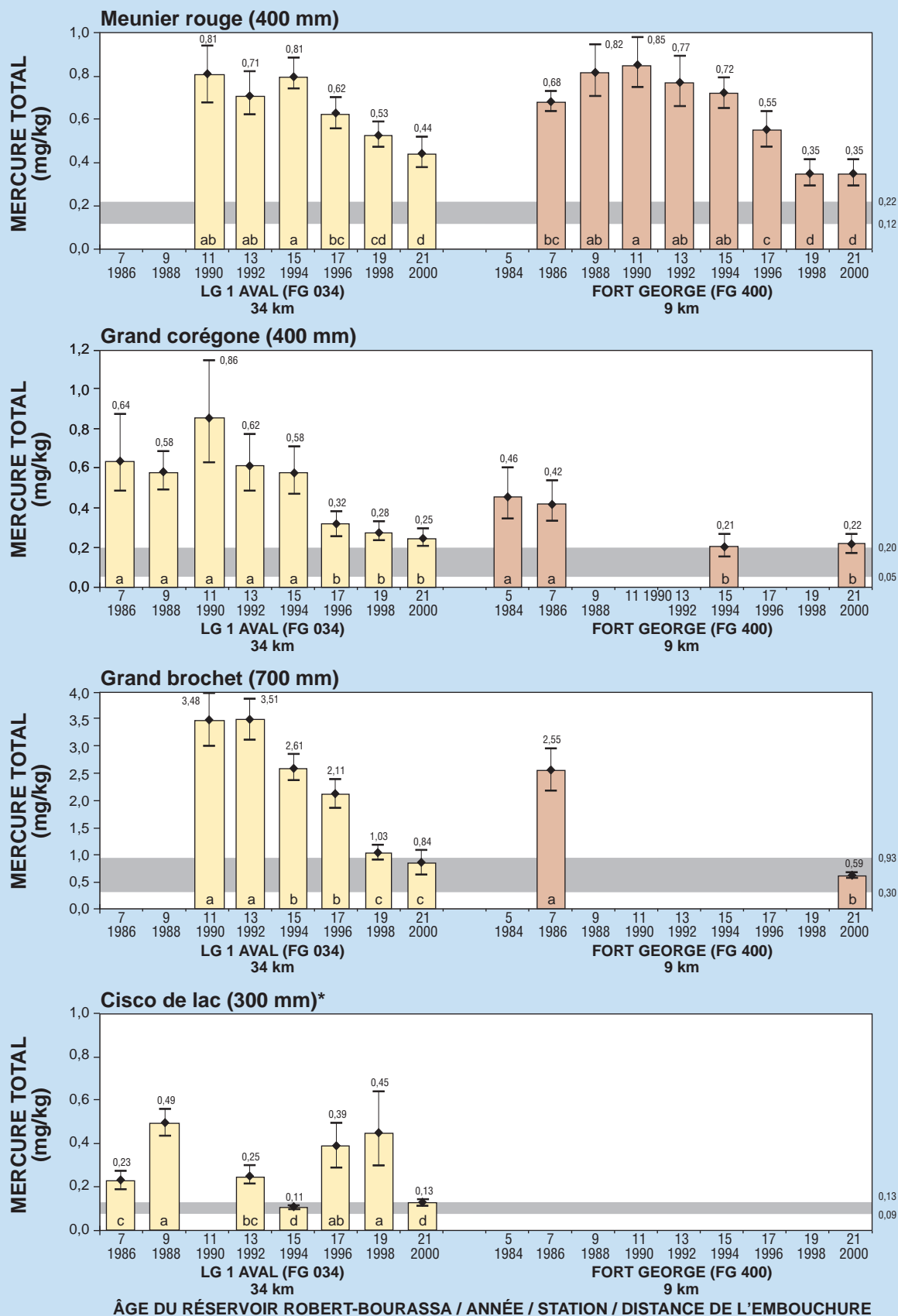
Depuis 1977, le meunier rouge prédomine largement la communauté de poissons du tronçon estuarien de La Grande Rivière. La diminution de la température de l'eau depuis la mise en exploitation de la centrale Robert-Bourassa semble avoir influencé les rendements de pêche de certaines espèces, défavorisant le cisco de lac et le doré jaune, des espèces moins tolérantes aux eaux froides, et favorisant l'omble de fontaine et le ménomini rond, des espèces d'eaux froides. De façon générale, les conditions de survie des poissons dans La Grande Rivière demeurent excellentes et au moins aussi bonnes qu'en lac témoin (Therrien et Lalumière, 2001).

5.5.2 Évolution des teneurs en mercure des poissons du tronçon estuarien de La Grande Rivière

Pour les poissons suivis dans le tronçon estuarien de La Grande Rivière, l'évolution des teneurs en mercure montre un patron similaire à celui du réservoir Robert-Bourassa, soit une augmentation suivie d'un retour graduel vers les teneurs des milieux naturels (figure 5.28). Tout comme pour le tronçon de rivière compris entre les réservoirs Robert-Bourassa et La Grande 1, les teneurs en mercure des poissons du tronçon estuarien sont surtout déterminées par les apports du premier. Le pic des teneurs est toutefois légèrement plus élevé chez la majorité des espèces et est survenu plus tard chez le meunier rouge et le grand corégone, soit en 1990, dans la rivière, comparativement à 1986 et à 1984 dans le réservoir Robert-Bourassa (tableau 5.1).

Chez les grands corégonos du tronçon estuarien, les teneurs moyennes obtenues depuis 1994, à la station Fort George et en 2000 à la station LG1 aval (0,21 à 0,25 mg/kg), ne sont plus significativement différentes de celles de certains lacs naturels, alors que pour le grand brochet, les teneurs correspondantes obtenues en 2000 (0,59 et 0,84 mg/kg) sont de nouveau comprises dans la fourchette des teneurs moyennes obtenues en conditions naturelles (figure 5.28). La situation est la même chez le ménomini rond (tableau 5.7), espèce capturée en nombre suffisant uniquement dans La Grande Rivière et dans le réservoir La Grande 1. Soulignons que les milieux naturels considérés pour analyser l'évolution temporelle du mercure chez cette espèce proviennent du secteur est du complexe La Grande, en raison du peu de captures dans le secteur ouest.

En ce qui concerne le cisco de lac (figure 5.28), des teneurs moyennes égales à celles mesurées en milieux naturels (0,09 à 0,13 mg/kg) ont été enregistrées occasionnellement depuis 1994, mais des valeurs supérieures à 0,40 mg/kg s'observent encore certaines années. Ces oscillations s'expliquent par la capture, certaines années, de spécimens anadromes dont les teneurs sont nettement plus faibles que chez les spécimens résidants de la rivière, qui eux, pourraient occasionnellement se nourrir de petits poissons rendus vulnérables par le passage via les turbines de la centrale La Grande-1 (Entraco, 1996). La même situation pourrait s'observer chez le grand corégone si l'échantillonnage était effectué à l'automne, au moment où une population anadrome fait intrusion dans la rivière (Lemieux, 1997).



Notes : Les barres verticales représentent les intervalles de confiance (95 %) des teneurs moyennes estimées.
Les teneurs ayant une lettre différente sont significativement différentes car les intervalles de confiance (95 %) ne se chevauchent pas.

* Pour la côte est de la baie James, la longueur standardisée du cisco de lac est de 300 mm et l'étendue des teneurs moyennes obtenues en milieu naturel est de 0,09 à 0,13 mg de mercure/kg de chair.

Figure 5.28 Évolution temporelle des teneurs en mercure pour une longueur standardisée des meuniers rouges, des grands corégones, des grands brochets et des ciscos de lac aux différentes stations du tronçon estuarien de La Grande Rivière.

Dans le cas du meunier rouge, la diminution des teneurs moyennes est significative, par rapport à un pic observé en 1990 (0,81 à 0,85 mg/kg selon la station), mais les teneurs mesurées en 1998 (0,35 et 0,44 mg/kg) sont toujours supérieures aux conditions naturelles. C'est également le cas de l'omble de fontaine, avec une valeur de 0,46 mg/kg mesurée en 1998 (tableau 5.7). Pour cette espèce, la population capturée à la station LG 1 aval semble être essentiellement composée de spécimens résidants qui peuvent aussi consommer occasionnellement des petits poissons qui transitent par la centrale La Grande-1 (Entraco, 1996; Lemieux, 1997).

Tableau 5.7 Teneurs en mercure (mg/kg) pour une longueur standardisée des ombles de fontaine et des ménominis ronds capturés dans le tronçon estuarien de La Grande Rivière.

Année	Omble de fontaine (300 mm)	Ménomini rond (300 mm)	
	LG 1 aval et Fort George	LG 1 aval	Fort George*
Conditions naturelles	0,13 d**	0,10 a***	0,10 a***
1984	1,67 a		
1986	0,80 b		
1988	0,60 bc		
1990	0,72 bc		
1992	0,77 b		
1994	0,54 bc		
1996	0,56 bc		0,10 a
1998	0,46 c		0,10 a
2000		0,10 a	0,10 a

Note : Les teneurs sont estimées pour une longueur standardisée de 300 mm. Les valeurs suivies d'une lettre différente indiquent que leurs teneurs en mercure diffèrent significativement ($\alpha < 0,05$) entre les années.

* : Regroupement des stations FG 400, FG 006 et FG 017.

** : Obtenues pour des stations réparties sur la côte est de la baie James.

*** : Obtenues pour les lacs naturels Hazeur (CE 034) et Sérigny (CE 012) du secteur est.

5.5.3 Évolution des teneurs en mercure des poissons du milieu côtier

De façon générale, les teneurs en mercure des espèces de poissons capturés dans le milieu côtier de la baie James ont peu évolué dans le temps, de 1987 à 1994, même pour les spécimens récoltés dans le panache estival de La Grande Rivière (tableau 5.8).

Tableau 5.8 Teneurs en mercure (mg/kg) pour une longueur standardisée des principales espèces de poissons capturées dans les eaux côtières de la baie James entre 1987 et 1994.

Secteur	Cisco de lac (300 mm)*	Grand corégone (400 mm)	Omble de fontaine (300 mm)	Chaboisseau à quatre cornes (250 mm)	Ogac (400 mm)
SECTEURS INFLUENCÉS PAR LE PANACHE D'EAU DOUCE ESTIVAL DE LA GRANDE RIVIÈRE					
<i>Panache proximal</i>					
Îles Loon, Black et Grass	0,10 bc	--	--	0,44 a	0,42 a
<i>Panache éloigné</i>					
<i>nord</i>					
Paul Bay et estuaire de la rivière Piagochioui	0,12 ab	0,15 b	0,20 a	0,55 a	0,38 ab
Goose Bay et estuaire de la rivière Guillaume	0,13 ab	0,14 bc	0,19 a	--	--
<i>sud</i>					
Tees Bay	0,13 a	0,21 a	--	0,31 b	0,26 bc
<i>Moyenne des secteurs influencés</i>	0,12	0,17	0,20	0,43	0,35
SECTEURS NON INFLUENCÉS PAR LE PANACHE D'EAU DOUCE ESTIVAL DE LA GRANDE RIVIÈRE					
<i>Nord de La Grande Rivière</i>					
Pointe Attikuan et estuaire de la rivière Kapsaouis	0,10 bc	0,15 b	0,14 b	--	--
Pointe Kakassituq et baie of Many Islands	0,09 c	0,08 de	0,09 c	0,10 c	0,14 c
<i>Sud de La Grande Rivière</i>					
Baie Aquatuc	0,10 bc	0,12 bcd	0,12 bc	0,22 b	
Baie Dead Duck et estuaire de la rivière Caillet	0,10 bc	0,07 e	0,14 b	--	0,18 c
<i>Région de Wemindji</i>					
Goose Island	--	0,06 e	--	--	--
Moar Bay	0,10 bc	0,12 bcd	0,14 b	--	0,42 a
Old Factory Bay	0,10 bc	0,15 b	--	--	--
<i>Moyenne des secteurs influencés</i>	0,10	0,11	0,13	0,16	0,26

* : Teneurs moyennes estimées pour une longueur standardisée (entre parenthèses).

Note : Pour chaque espèce, les secteurs suivis d'une lettre différente indiquent que leurs teneurs en mercure diffèrent significativement ($\alpha < 0,05$).

Au plan spatial, les teneurs en mercure des principales espèces capturées le long de la côte est de la baie James montrent que les apports de mercure provenant de La Grande Rivière n'ont, dans les eaux côtières, qu'un effet local de faible amplitude pour la plupart des espèces. En effet, entre 1987 et 1994, les teneurs en mercure du cisco de lac, du grand corégone, de l'omble de fontaine, de l'ogac et du chaboiseau à quatre cornes n'étaient que légèrement plus élevées dans le panache d'eau douce estival de La Grande Rivière qu'à l'extérieur de celui-ci.

Chez le chaboiseau à quatre cornes, les données indiquent un effet un peu plus marqué, alors que les spécimens capturés dans le panache d'eau douce présentaient des teneurs en mercure presque 3 fois plus élevées que ceux récoltés hors de celui-ci (0,31 à 0,55 mg/kg contre 0,10 à 0,22 mg/kg).

5.5.4 Principaux enseignements du suivi du tronçon estuarien de La Grande Rivière et de la côte est de la baie James

Les principaux enseignements suivants peuvent être tirés du suivi des teneurs en mercure des poissons du tronçon estuarien de La Grande Rivière et de la côte est de la baie James :

- les teneurs en mercure des poissons du tronçon estuarien, étant surtout déterminées par les apports du réservoir Robert-Bourassa, montrent une évolution similaire à celle observée pour les poissons de ce dernier, même si elles sont légèrement plus élevées en estuaire;
- pour le tronçon estuarien, les teneurs obtenues pour la majorité des espèces en 2000, soit 21 ans après la mise en eau de réservoir Robert-Bourassa, sont équivalentes à celles mesurées dans les milieux naturels de la région;
- pour les meuniers rouges, les ciscos de lac résidants et les ombles de fontaine, les teneurs obtenues en 2000 dans ce tronçon demeurent plus élevées que celles obtenues en milieux naturels, en partie à cause de la consommation occasionnelle de petits poissons ayant transité par la centrale La Grande-1;
- les teneurs en mercure des spécimens anadromes de grands corégones, de ciscos de lac et d'ombles de fontaine sont demeurées faibles, équivalentes à celles mesurées le long de la côte est de la baie James;
- dans le milieu côtier de la baie James, l'influence de l'aménagement du complexe La Grande s'est limitée uniquement au panache estival d'eau douce de La Grande Rivière.

5.6 Études complémentaires

Pendant les deux phases du complexe La Grande, des études complémentaires au RSE ont été réalisées afin de mieux comprendre les mécanismes responsables des modifications révélées par le suivi, et de fournir des intrants plus précis à un modèle mécanistique de prévision des teneurs en mercure des poissons des réservoirs (voir section 5.1.5.3).

Cette section présente les résultats de quatre études complémentaires concernant les aspects suivants : les grands corégones de forme naine, les poissons de petites tailles, le régime alimentaire des principales espèces de poissons et l'entraînement des poissons vers l'aval des réservoirs.

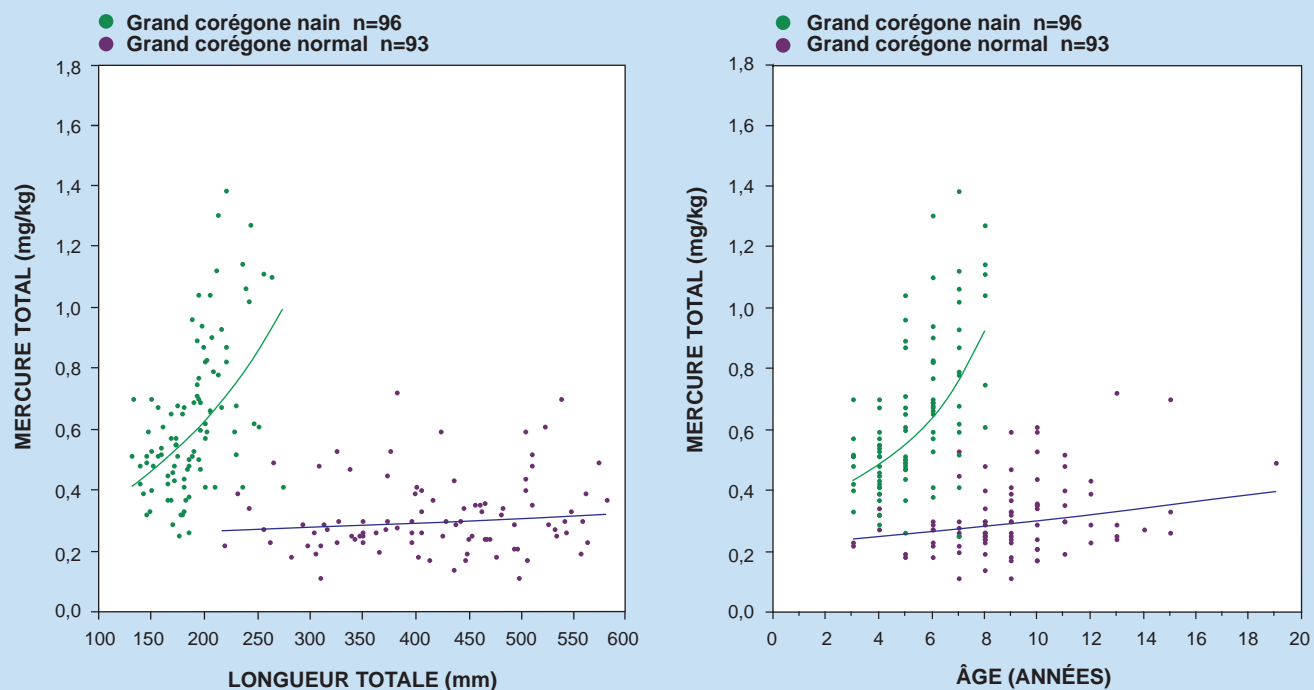
Mentionnons également qu'une étude en laboratoire a porté sur la libération du mercure et du méthylmercure en fonction du type de matière organique inondée (Thérien et Morrison, 1999). Elle a démontré que parmi les espèces dominantes dans les milieux inondés du complexe La Grande, les aulnes (*Alnus* spp.) relâchent la plus grande proportion de méthylmercure (5 ng/g de poids sec), suivis des sphaignes (*Sphagnum* spp.; 3 ng/g) et des épinettes noires (*Picea mariana*; 2 ng/g). Ces résultats ont permis d'évaluer les apports en méthylmercure provenant de la végétation inondée dans les réservoirs du complexe La Grande et d'intégrer ceux-ci au modèle mécanistique.

5.6.1 Grands corégones nains

Le suivi des teneurs en mercure des poissons a montré que, contrairement à ceux des autres réservoirs, les grands corégones de petite taille du réservoir Caniapiscou présentent des teneurs en mercure plus élevées que ceux de grande taille. Un examen plus poussé des données d'âge et de maturité sexuelle a révélé la présence de deux populations de grand corégone, de formes normale et naine, vivant en sympatrie, dans le secteur est du complexe La Grande (Deslandes *et al.*, 1993; Doyon, 1995a; Doyon *et al.*, 1998a). Ces populations coexistent dans le réservoir Caniapiscou ainsi que dans certains lacs naturels, notamment les lacs Sérigny et des Vœux, et sont génétiquement distinctes (Bernatchez, 1996).

Les grands corégones nains du réservoir Caniapiscou accumulent le mercure plus rapidement que les spécimens normaux, que ce soit en fonction de leur âge ou de leur taille (figure 5.29). Il en est de même dans le lac naturel Sérigny, où les nains âgés de 8 ans atteignent des teneurs deux fois plus élevées que les normaux de même âge (0,38 vs 0,22 mg/kg). Dans le réservoir, après 11 ans d'inondation (1993), l'écart entre les taux de

RÉSERVOIR CANIAPISCAU



LACS NATURELS

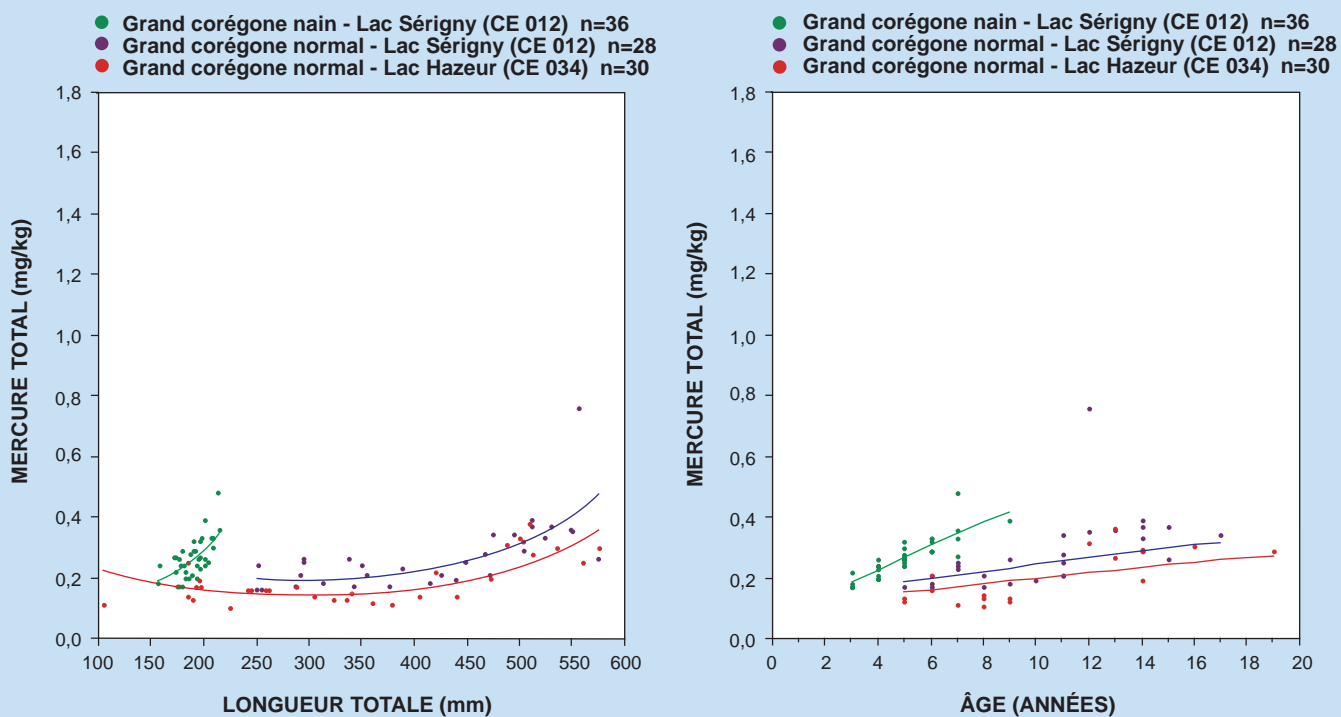


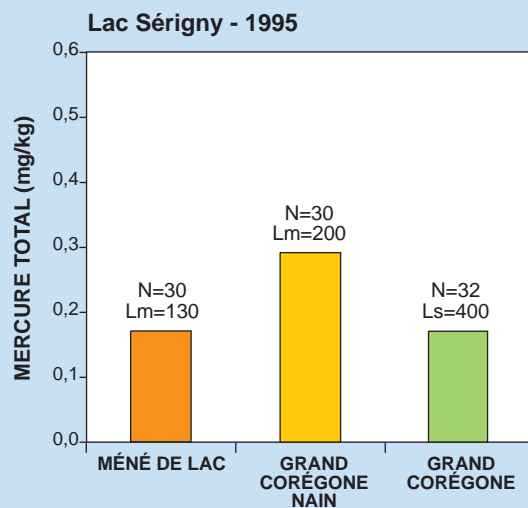
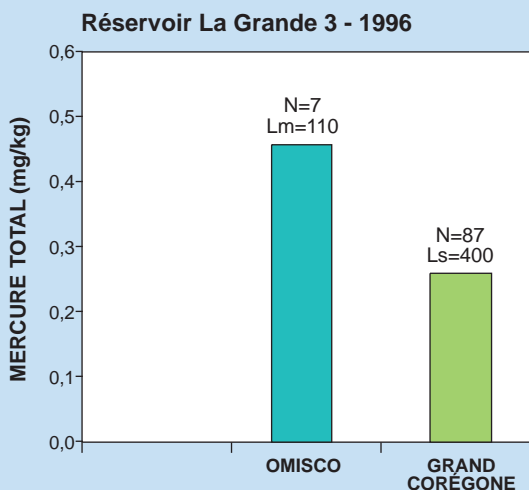
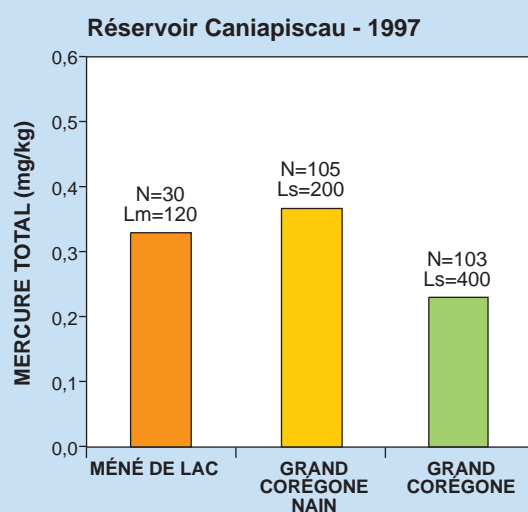
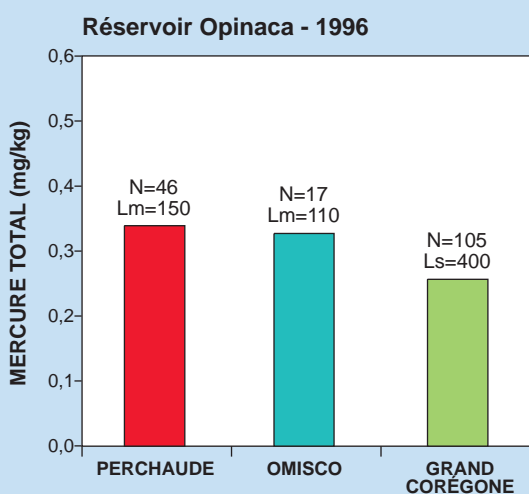
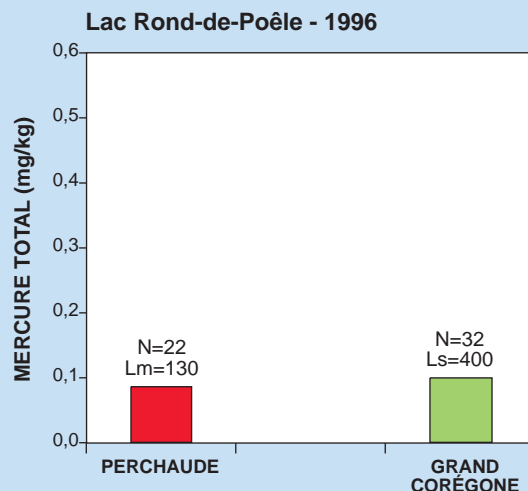
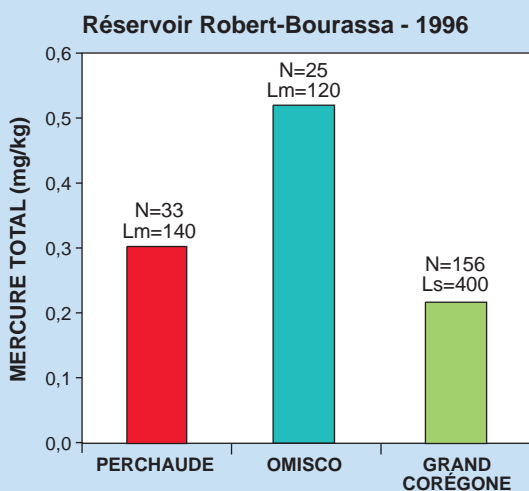
Figure 5.29 Accumulation du mercure en fonction de la longueur ou de l'âge chez les grands corégones nains et normaux capturés en 1993 dans le réservoir Caniapiscau et dans les lacs Hazeur et Sérigny.

bioaccumulation des nains et des normaux est encore plus marqué qu'en milieu naturel, de sorte que pour les spécimens âgés de 8 ans, les nains atteignent des niveaux de bioaccumulation 3 fois plus élevés que les normaux (0,92 contre 0,28 mg/kg). Par ailleurs, 11 ans après l'inondation, les corégones nains du réservoir ont également des concentrations en mercure 2,5 fois plus élevées que celles des nains du lac Sérigny, que ce soit des poissons de même longueur (0,62 contre 0,27 mg/kg à 200 mm) ou de même âge (0,92 contre 0,38 mg/kg à 8 ans).

Tel que le suggèrent Doyon *et al.* (1998b), la différence dans le taux de bioaccumulation du mercure serait surtout liée à une maturation plus hâtive chez les spécimens nains, soit généralement à 2 ou 3 ans, comparativement à 6 ou 7 ans pour les normaux. À 7 ans, les spécimens nains ont habituellement frayé 5 à 6 fois alors que les normaux n'ont habituellement frayé qu'une ou deux fois. Ainsi, par l'atteinte de la maturité sexuelle à un plus jeune âge, les spécimens nains consacrent plus d'énergie à la production de gonades et moins à celle de chair. Ceci a pour effet de concentrer le mercure assimilé dans une plus petite quantité de chair. Pour les deux formes, les teneurs en mercure sont d'ailleurs significativement plus élevées dans la chair que dans les gonades. Par exemple, chez la forme naine dans le réservoir Caniapiscau, la teneur moyenne dans la chair était, en 1993, de 0,42 mg/kg comparativement à 0,17 mg/kg dans les gonades (Schetagne *et al.*, 1996). Un régime alimentaire différent pour les spécimens de grande taille (> 350 mm), présents seulement dans la population normale, ainsi qu'un métabolisme plus élevé chez les spécimens nains, commun aux espèces de petites tailles comparativement à celles de grandes tailles (Beamish, 1964; Reinert *et al.*, 1974), sont deux autres facteurs évoqués pour expliquer les différences observées (Schetagne *et al.*, 1996; Doyon *et al.*, 1998b).

5.6.2 Espèces de petites tailles

Les teneurs obtenues lors d'une étude complémentaire effectuée entre 1995 et 1997 (Doyon et Tremblay, 1997a,b; Doyon et Schetagne, 2000) montrent que les espèces de petite taille, telles que le méné de lac (*Couesius plumbeus*), l'omisco (*Percopsis omiscomaycus*) et la perchaude (*Perca flavescens*), ont des teneurs en mercure généralement égales ou supérieures à celles obtenues pour les espèces de taille beaucoup plus grande, comme le grand corégone de forme normale. En effet, la figure 5.30 montre que les spécimens de ces espèces, dont la taille moyenne varie de 110 à 150 mm, peuvent atteindre des teneurs moyennes en mercure variant de 0,30 à plus de 0,50 mg/kg dans divers réservoirs et lacs naturels, alors que les grands corégones de forme normale de 400 mm ont des teneurs moyennes variant de 0,10 à 0,28 mg/kg dans ces mêmes milieux.



N Effectif
Lm Longueur moyenne arrondie au 10 mm
Ls Longueur standardisée (mm)

Figure 5.30 Comparaison des teneurs moyennes en mercure entre certaines espèces de petite taille (perchaude, méné de lac, omisco et grand corégone nain) et les grands corégones de taille normale de quelques réservoirs et lacs du complexe La Grande.

Comme pour le grand corégone nain, ce phénomène s'expliquerait par une croissance plus lente et par une maturité sexuelle plus précoce chez les espèces de petite taille, de sorte que moins de chair serait produite pour une même quantité de nourriture ingérée. Il en résulterait une concentration du mercure assimilé dans une quantité moindre de chair. Ces données ont été mises à contribution dans le développement du modèle mécanistique de prévision, car les petites espèces servent de fourrage pour les poissons piscivores.

5.6.3 Régime alimentaire des principales espèces de poissons

Le régime alimentaire des principales espèces de poissons du complexe La Grande a été étudié de 1980 à 1982, en 1990, de 1992 à 1994, puis uniquement pour les espèces piscivores de 1995 à 2000, dans divers milieux naturels et modifiés du complexe La Grande (SAGE, 1983; Doyon, 1995a,b; Doyon *et al.*, 1996; Verdon et Tremblay, 1999; Doyon et Tremblay, 1997a,b; Doyon et Schetagne, 1999, 2000; Groupe conseil GENIVAR, 2002). La figure 5.31 présente les données les plus pertinentes et les plus représentatives (effectifs élevés) tirées de ces études, exprimées en biomasse relative des proies dans les contenus stomacaux. Soulignons que les biomasses ne sont pas disponibles de 1980 à 1982.

Poissons non piscivores

Le régime alimentaire des poissons non piscivores peut varier d'une année à l'autre et d'une saison à l'autre, mais plusieurs informations peuvent être tirées des résultats obtenus. Il n'y a pas de différence marquée dans les occurrences des proies dans les estomacs entre les différentes périodes (1980-1982 et 1990-1994) ou milieux échantillonnés. Cela montre que les différences observées entre les teneurs en mercure des poissons des milieux naturels et celles des poissons des réservoirs sont liées à une plus grande disponibilité du méthylmercure après la mise en eau, plutôt qu'à un changement de régime alimentaire (Verdon et Tremblay, 1999).

Grand corégone

En biomasse, les proies les plus consommées par les grands corégones de forme normale sont les organismes benthiques, suivis du zooplancton, qui peut être le type de proie dominant chez les petits spécimens (figure 5.31). De plus, la proportion de benthos dans les estomacs tend à augmenter avec la taille des poissons dans tous les milieux. La proportion de débris végétaux dans les contenus stomacaux peut être élevée en réservoir, mais serait accidentelle, accompagnant l'ingestion du benthos sur le fond ou sur la végétation inondée.

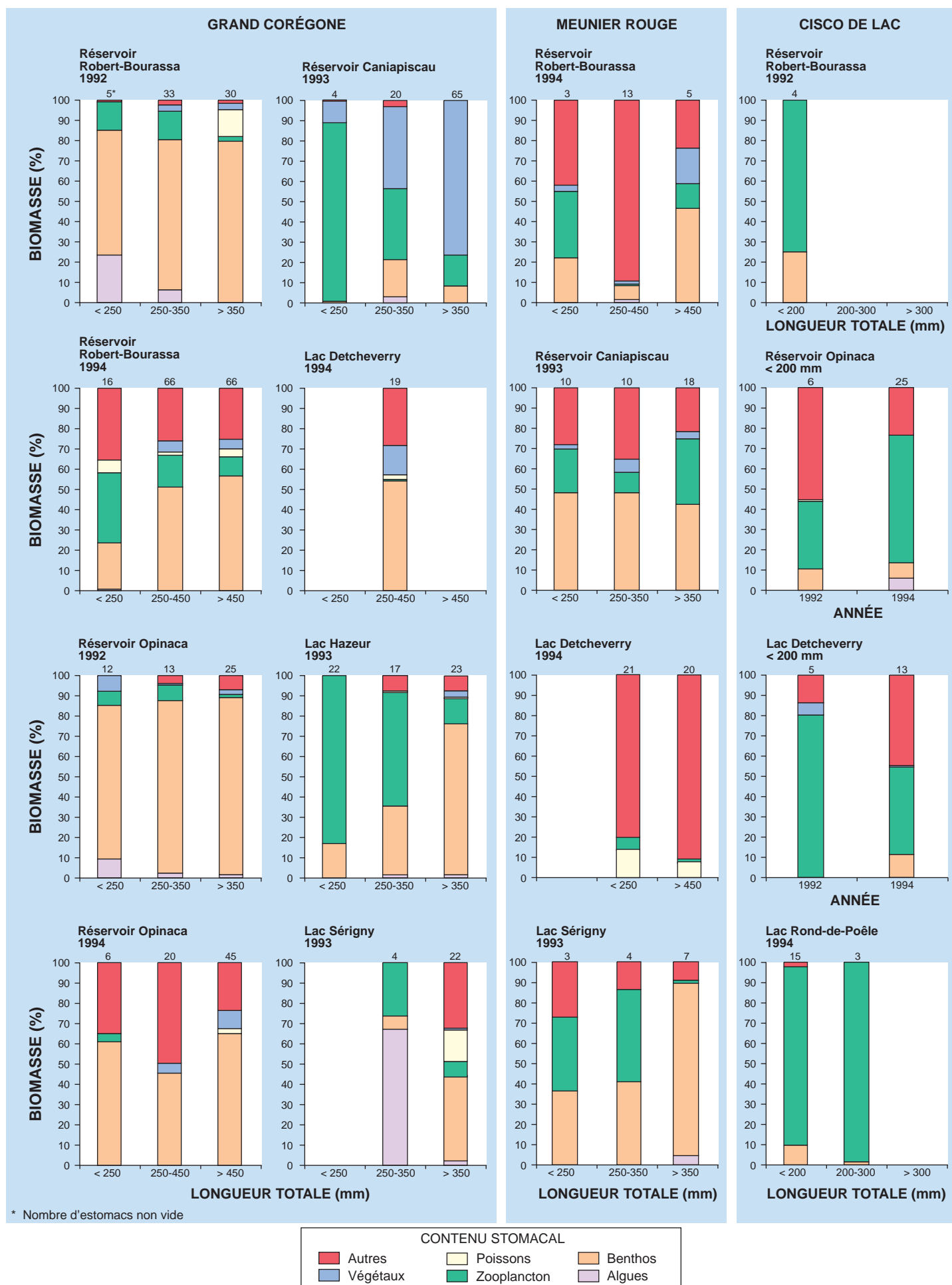


Figure 5.31 Biomasse des proies des principales espèces de poissons du complexe La Grande.

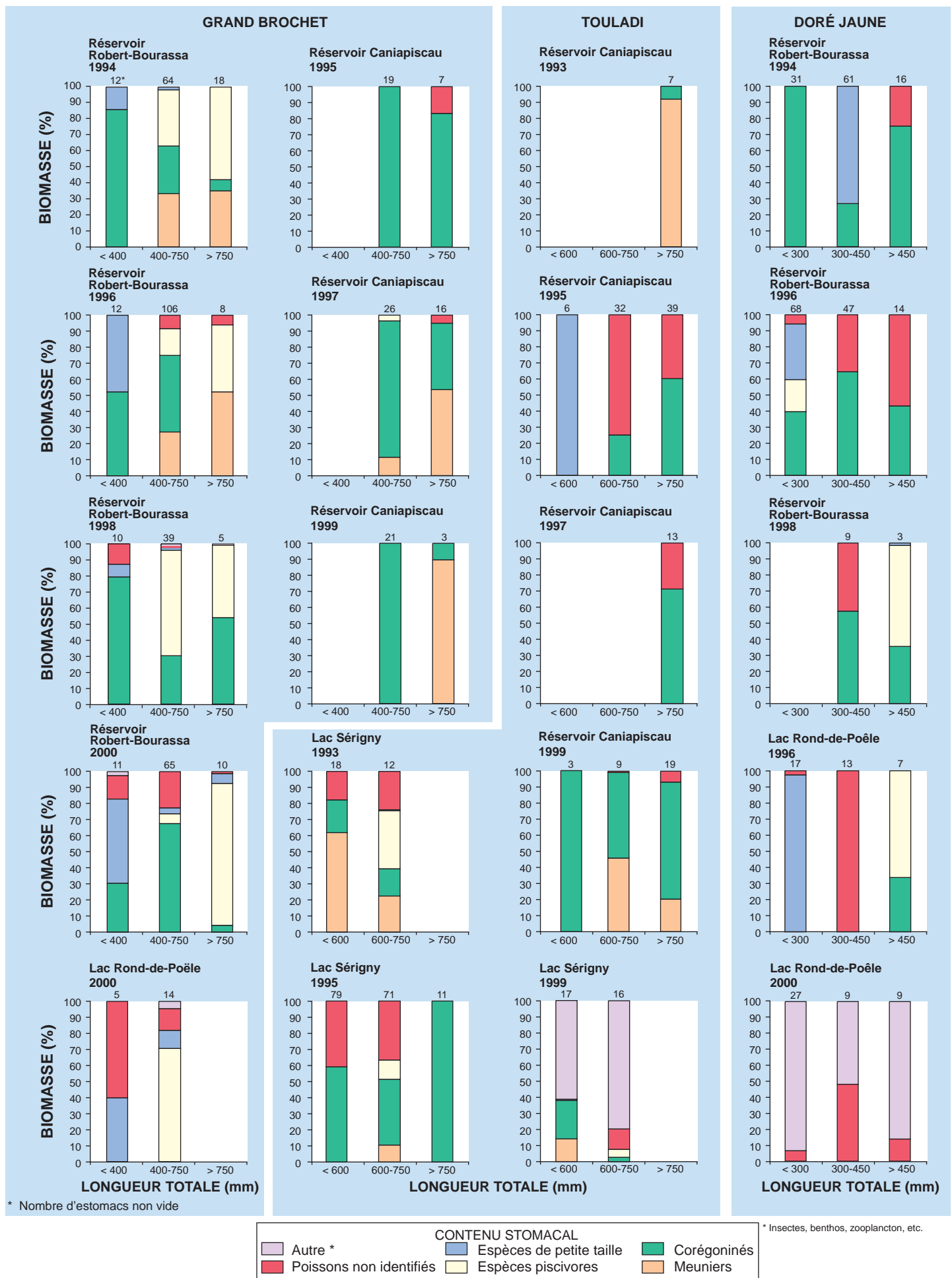


Figure 5.31 (suite) Biomasse des proies des principales espèces de poissons du complexe La Grande.

La consommation de petits poissons par le grand corégone est généralement très faible, tant en milieu naturel qu'en réservoir. Par contre, il peut devenir piscivore, immédiatement en aval des centrales hydroélectriques, où il profite de la présence de petits poissons étourdis par leur passage dans les turbines, particulièrement des ciscos de lac dans le secteur ouest (Brouard et Doyon, 1991; Brouard *et al.*, 1994) et des grands corégones dans le secteur est (Doyon, 1998).

Meunier rouge

Le benthos représente généralement le type de proie le plus consommé par les meuniers rouges, quelle que soit leur taille, et cette proportion tend également à augmenter avec la taille des spécimens (figure 5.31).

Cisco de lac

La principale proie du cisco de lac, en biomasse, est le zooplancton (cladocères et copépodes), quoique les invertébrés terrestres (psocoptères) dominant parfois.

Poissons piscivores

Les analyses des contenus stomacaux ont révélé que les corégoninés (cisco de lac et grand corégone) et les espèces de poissons de petites tailles étaient généralement les principales proies des poissons piscivores (figure 5.31). Par contre, la prédation exercée sur d'autres espèces piscivores, appelée « surprédation », est également répandue, surtout en réservoir, où elle peut représenter jusqu'à 80 % de la biomasse ingérée. Ce type de prédation augmente avec la taille des espèces piscivores et se traduit par une forte augmentation des teneurs en mercure en ajoutant un maillon à la chaîne alimentaire.

Grand brochet

Les principales proies du grand brochet, en biomasse, varient selon sa taille, passant des corégoninés pour les spécimens de tailles inférieures à 400 mm, à diverses espèces piscivores (grand brochet, lotte, doré jaune) à des tailles plus grandes (figure 5.31). Toutefois, dans les réservoirs du secteur est, la consommation de proies piscivores est plus rare. Le régime alimentaire du grand brochet est par ailleurs varié et peut inclure également des meuniers, des ménés de lac, des épinoches (Gasterosteidae), des omiscos, des perchaudes et des chabots (*Cottus* spp.).

Doré jaune

Le régime alimentaire du doré jaune est similaire à celui du grand brochet, soit une dominance des corégoninés (surtout le cisco de lac) pour les spécimens d'une taille inférieure à 450 mm, puis une proportion généralement substantielle d'espèces piscivores (surtout la lotte) à des tailles plus grandes (figure 5.31). Dans les milieux naturels, une proportion élevée du régime alimentaire du doré jaune peut également être constituée de proies autres que des poissons (larves et insectes adultes).

Touladi

Les corégoninés dominent généralement le régime alimentaire des touladis, mais les meuniers, le ménomini rond (*Prosopium cylindraceum*), l'omble de fontaine, le méné de lac et les chabots peuvent parfois représenter une proportion substantielle de la biomasse des contenus stomacaux (figure 5.31). La consommation d'espèces piscivores est plus rare chez le touladi, mais la lotte peut également être ingérée.

Les données relatives au régime alimentaire des poissons en fonction de leur taille, ainsi que les teneurs en mercure mesurées des différents types de proies (Verdon et Tremblay, 1999), ont été utilisées dans le développement du modèle mécanistique de prévision des teneurs en mercure des poissons.

5.6.4 Entraînement des poissons

Des échantillonnages réalisés à la sortie des galeries de fuite de la centrale Robert-Bourassa, ou directement dans la bêche spirale des turbines, ont permis de déterminer que le cisco de lac est la principale espèce de poisson entraînée dans les turbines de cette centrale (Brouard, 1983; Roy *et al.*, 1986; Brouard et Doyon, 1991; Brouard *et al.*, 1994). La proportion de ciscos de lac varie de 62 à 96 % selon le site de récolte et la saison. Il s'agit surtout de spécimens d'âge 0+ (20-50 mm de longueur totale) et 1+ (90-130 mm), qui sont généralement indemnes, mais temporairement étourdis ou assommés. Le nombre de ciscos de lac entraînés est d'environ 700 par heure (208 à 1 696 lors de cinq relevés) en août et d'environ 1 500 par heure (644 à 1 716 en trois relevés) en septembre (Brouard et Doyon, 1991; Brouard *et al.*, 1994). Des résultats similaires ont été obtenus à la centrale Brisay du réservoir Caniapiscou, où environ 500 grands corégonides de petites tailles ont été entraînés par heure en août et en septembre (Schetagne *et al.*, 2000).

Les autres espèces entraînées à l'aval du réservoir Robert-Bourassa sont le grand corégonide, la lotte et, plus rarement, l'omble de fontaine, le touladi, le grand brochet, les meuniers et le doré jaune.

6. CONCLUSION

L'aménagement du complexe hydroélectrique La Grande a nécessité la mise en eau de grands réservoirs, la dérivation de plusieurs rivières et la réduction du débit de plusieurs tronçons de rivières. Ces travaux ont entraîné d'importantes modifications physiques et hydrologiques. Un programme de suivi environnemental (le RSE) d'une envergure inédite à l'époque de la construction, et inégalé depuis, a été mis en place afin d'évaluer les changements physiques, chimiques et biologiques causés par ces modifications, de rationaliser les aménagements correctifs et la gestion des plans d'eau aménagés, et d'améliorer nos méthodes de prévision d'impacts des projets futurs.

À l'époque de la construction du complexe La Grande, le phénomène d'augmentation temporaire des teneurs en mercure des poissons des réservoirs était virtuellement inconnu, si ce n'est que des teneurs relativement élevées en mercure avaient été mesurées dans quelques réservoirs au Canada et aux États-Unis. Le suivi des teneurs en mercure des poissons a donc débuté avant la mise en eau des réservoirs du complexe La Grande, à titre d'activité complémentaire au RSE, et en est devenu une composante régulière dès que l'augmentation des teneurs en mercure des poissons fut observée. Les objectifs spécifiques du suivi du mercure étaient d'évaluer l'évolution temporelle du phénomène dans les différents types de milieux modifiés, d'informer les consommateurs de poissons et d'améliorer les méthodes de prévision des impacts des futurs projets.

6.1 Principaux enseignements

Le suivi régulier des teneurs en mercure des poissons du complexe La Grande visait à évaluer quantitativement l'évolution des teneurs en mercure des poissons des milieux modifiés par les aménagements. Il a permis de bien cerner l'ampleur et la durée du phénomène.

Les principaux enseignement suivants ont été obtenus:

- **dans les milieux naturels** des bassins versants de La Grande Rivière, des Grande et Petite rivières de la Baleine et des rivières Nottaway, Broadback et Rupert, les teneurs moyennes en mercure des poissons de longueur standardisée varient grandement (du simple au triple) d'un lac à l'autre, sans tendance géographique particulière, mais plutôt en fonction de la qualité de l'eau. Les teneurs les plus élevées se retrouvent généralement dans les milieux aux eaux colorées et riches en matières

organiques dissoutes et particulaires. Les teneurs moyennes en mercure des poissons non piscivores sont toujours nettement inférieures à la norme canadienne de mise en marché des produits de la pêche (0,5 mg/kg de mercure total), alors que les teneurs correspondantes chez les espèces piscivores sont souvent légèrement supérieures à cette norme. Le suivi régulier des concentrations de mercure des poissons de quelques lacs naturels ne montrent pas de tendance à la hausse ou à la baisse pendant une période de 16 ans;

- **la mise en eau des réservoirs** entraîne une forte augmentation des teneurs en mercure dans les poissons, par des facteurs variant de 3 à 7 par rapport à celles obtenues pour les milieux naturels. Les valeurs maximales sont généralement atteintes environ 5 à 10 ans après la mise en eau chez les espèces non piscivores et après 10 à 15 ans chez les espèces piscivores. Le phénomène est cependant temporaire, le retour à des teneurs représentatives des milieux naturels étant généralement complété 10 à 20 ans après l'inondation chez les espèces non piscivores. Pour les espèces piscivores, l'évolution des teneurs suggère fortement un retour complet après 20 à 30 ans. Des relevés provenant d'autres réservoirs situés au Québec, au Canada et en Finlande confirment cette durée du phénomène. Chez les espèces non piscivores, les valeurs maximales demeurent souvent inférieures à la norme canadienne de mise en marché des produits de la pêche (0,5 mg/kg de mercure total), mais la dépassent parfois légèrement, alors que pour les espèces piscivores, elles l'excèdent par des facteurs variant de 3 à 8. Tous les réservoirs montrent le même patron général d'évolution des teneurs dans les poissons, alors que les légères variations observées s'expliqueraient par les caractéristiques physiques et hydrauliques propres à chacun des réservoirs;
- **dans les rivières à débit réduit**, où la coupure de débit a été totale et permanente, les teneurs en mercure des poissons se sont généralement maintenues dans la gamme des teneurs moyennes observées en conditions naturelles. Par contre, des transferts d'eau des réservoirs dans ces rivières, même d'une durée de seulement quelques mois (si les volumes d'eau sont grands), entraînent une augmentation significative des teneurs en mercure des poissons, tant piscivores que non piscivores. La hausse est aussi importante que celle observée dans les réservoirs, quoique d'une durée plus courte. Cela démontre une exportation du mercure des réservoirs vers l'aval et un transfert rapide aux poissons;
- **dans les voies de dérivation**, l'évolution des teneurs en mercure des poissons confirme que le mercure est exporté des réservoirs et transféré

aux poissons vivant en aval. À certains plans d'eau situés sur le parcours de ces voies, les teneurs en mercure peuvent être supérieures à celles du réservoir permettant le transfert interbassin, à cause de l'effet combiné de l'exportation du mercure vers l'aval des réservoirs et de la production additionnelle de mercure provenant de l'inondation locale de superficies terrestres. Par contre, il n'y a pas d'augmentation cumulative des teneurs en mercure dans les poissons lorsqu'une série de réservoirs sont aménagés sur un même parcours des eaux, un réservoir donné ayant un effet significatif seulement sur le premier réservoir situé en aval;

- **à l'aval immédiat des réservoirs**, les teneurs en mercure des grands corégones, et parfois aussi des meuniers rouges, sont significativement plus élevées que celles mesurées dans le réservoir en amont. Ces espèces, habituellement non piscivores, deviennent alors piscivores en raison de la grande disponibilité de petits poissons rendus plus vulnérables à la prédation par leur passage dans les turbines ou les ouvrages régulateurs. Ce phénomène diminue d'intensité avec le temps, mais risque de demeurer significatif de façon permanente. Chez les espèces piscivores comme le grand brochet, les différences entre l'amont et l'aval des réservoirs sont plus faibles et souvent non significatives, ces espèces ayant toujours eu un régime alimentaire piscivore;
- **dans le tronçon estuarien de La Grande Rivière**, les teneurs en mercure des espèces résidentes ont évolué de façon similaire à celles des réservoirs Robert-Bourassa et La Grande 1, situés en amont. Pour la majorité des espèces, les teneurs obtenues dans le tronçon estuarien, 21 ans après les premiers apports de ces réservoirs, sont redevenues équivalentes à celles en milieux naturels. Par contre, les teneurs des meuniers rouges, des ombles de fontaine et des ciscos de lac demeurent plus élevées probablement à cause de la consommation occasionnelle de petits poissons ayant transité via la centrale La Grande-1. Chez les spécimens anadromes, les teneurs sont demeurées faibles et équivalentes à celles mesurées dans le milieu côtier de la baie James;
- **dans le milieu côtier de la baie James**, l'effet des aménagements s'est limité uniquement au panache estival d'eau douce de La Grande Rivière.

Plusieurs études complémentaires ont été menées parallèlement au suivi régulier afin de mieux comprendre les processus responsables de l'évolution des teneurs en mercure des poissons des milieux modifiés. Ces études, menées souvent en collaboration avec des chercheurs d'organismes

gouvernementaux et d'universités, ont permis de préciser les mécanismes suivants :

- **dans les milieux aquatiques naturels**, le mercure inorganique, peu assimilable, est transformé par un ensemble de bactéries en méthylmercure, plus facilement assimilé par les organismes aquatiques et transféré aux poissons via la chaîne alimentaire;
- **l'aménagement d'un réservoir** cause l'inondation d'une grande quantité de matières organiques terrestres (végétation et couches de surface des sols) qui sont soumises à une décomposition bactérienne accélérée, entraînant la méthylation du mercure qu'elles contiennent. Il en résulte une forte augmentation du méthylmercure qui est transféré aux poissons par le zooplancton, via la colonne d'eau, et par les organismes benthiques s'alimentant dans les premiers centimètres des sols inondés. Ce transfert est augmenté par le périphyton, qui sert de nourriture au zooplancton et aux organismes benthiques, et dont la croissance est stimulée par les éléments nutritifs libérés par la décomposition des matières inondées;
- **l'augmentation des teneurs en mercure dans les réservoirs est temporaire**, parce que les principaux mécanismes de production et de transfert du méthylmercure aux poissons sont intenses peu de temps après la mise en eau des réservoirs, mais sont grandement diminués 5 à 8 ans après la mise en eau. C'est le cas de la méthylation bactérienne du mercure et de la libération des éléments nutritifs favorisant le périphyton, réduites en raison de l'épuisement des matières organiques décomposables, ainsi que du transfert du méthylmercure par les organismes benthiques, diminué par l'érosion qui enlève les matières organiques de la zone de marnage pour les déposer en profondeur, où elles ne sont plus disponibles;
- **l'ampleur de l'augmentation des teneurs en mercure et sa durée** sont déterminées par un certain nombre de caractéristiques physiques et hydrauliques propres à chaque réservoir : plus le rapport entre la superficie terrestre inondée et le volume d'eau transitant annuellement dans un réservoir est grand, plus l'augmentation des teneurs serait forte; une durée de remplissage plus longue entraînerait une augmentation moins forte mais prolongerait le phénomène; un plus grand marnage réduirait à la fois le taux d'augmentation des teneurs et sa durée. La température de l'eau, la nature et la densité des matières organiques inondées, ainsi que le régime alimentaire des poissons piscivores, seraient également des facteurs importants;

- **l'exportation du mercure en aval des réservoirs** s'effectuerait surtout par l'eau, dont la phase dissoute ($< 0,45 \mu\text{m}$) et les matières en suspension (de $0,45$ à $50 \mu\text{m}$) contribueraient pour respectivement 64 et 33 % du total, alors que les débris végétaux, le phytoplancton, le zooplancton, le benthos et les poissons ne contribueraient que pour 3 %. Par contre, en considérant uniquement le méthylmercure directement transféré aux poissons en aval, le zooplancton contribuerait pour plus de 90 % du total. Aussi, la présence d'un grand plan d'eau en aval d'un réservoir, permettant la sédimentation du mercure fixé aux particules en suspension et offrant des conditions lenticues réduisant grandement la dévalaison du zooplancton, limiterait fortement l'exportation du mercure plus loin en aval. Cela expliquerait également l'absence d'effet cumulatif lorsqu'une série de réservoirs sont aménagés sur un même parcours des eaux.

6.2 Évaluation des prévisions

À l'époque de la construction de la phase I du complexe La Grande, le phénomène d'augmentation temporaire des teneurs en mercure des poissons des réservoirs étant inconnu, aucune augmentation significative des teneurs en mercure n'était prévue. Par la suite, les enseignements du suivi et des études complémentaires ont été utilisés, au fur et à mesure de leur disponibilité, pour développer des modèles de prévision des teneurs en mercure des poissons des réservoirs.

Un premier modèle semi-empirique a été développé en se basant sur un modèle de prévision du phosphore dans les réservoirs, car la méthylation du mercure, comme la libération de phosphore, provient de la décomposition bactérienne de la végétation et des sols forestiers inondés. L'utilisation de ce premier modèle s'est avérée satisfaisante pour prévoir l'ordre de grandeur des augmentations, ainsi que le temps nécessaire au retour des teneurs des poissons non piscivores à celles des milieux naturels environnants. Par contre, ce modèle a dû être ajusté pour les poissons piscivores, surtout pour le grand brochet, pour tenir compte de la consommation de poissons piscivores, laquelle augmente le taux et la durée d'augmentation des teneurs en mercure, en ajoutant un maillon à la chaîne alimentaire.

Pour les réservoirs qui présentent un fort marnage, les augmentations prévues par le modèle semi-empirique se sont généralement avérées trop fortes, probablement à cause de l'érosion des sols inondés de la zone de marnage qui a rapidement réduit le transfert du méthylmercure par les organismes benthiques vers les poissons.

Durant les années 1990, la très grande quantité de données générées par le suivi et les nombreuses études complémentaires ont permis le développement d'un modèle mécanistique de prévision des teneurs en mercure des poissons des réservoirs hydroélectriques (Thérien, 2001a,b). Ce modèle, plus complexe, utilise les principaux facteurs physiques et biologiques jouant un rôle dans les processus de production et de bioaccumulation du méthylmercure : les caractéristiques physiques et les patrons de fluctuation du niveau d'eau des réservoirs, la biomasse des principales composantes facilement décomposables des milieux forestiers inondés, les taux de décomposition et de méthylation du mercure de ces composantes, les paramètres bioénergétiques des espèces de poissons considérées, les taux de croissance et d'accumulation du méthylmercure des poissons, le régime alimentaire et la teneur en mercure des principales proies des poissons et le taux d'érosion des berges de la zone de marnage du réservoir. Ce modèle a été calibré plus spécifiquement à l'aide des données des réservoirs Robert-Bourassa, Opinaca, La Grande 4 et Caniapiscau.

6.3 Mesures d'atténuation et de compensation

Au moment de l'aménagement du complexe La Grande, l'augmentation temporaire des teneurs en mercure dans les réservoirs était un phénomène inconnu. Aussi, aucune mesure d'atténuation visant la réduction des teneurs en mercure dans les poissons n'a été appliquée. Par contre, une revue critique des mesures potentielles a été effectuée dans le contexte de la Convention sur le Mercure (1986). À la suite de cette revue, le sous-comité Environnement de cette convention concluait qu'aucune mesure d'atténuation à la source ne pouvait être recommandée pour les raisons suivantes: efficacité incertaine, possibilité d'effets secondaires sur la faune aquatique et impraticabilité technique et économique.

L'impossibilité d'appliquer des mesures d'atténuation à la source a amené, dès 1989, le Comité de la Baie James sur le mercure, qui gérait la Convention sur le Mercure (1986), à mettre de l'avant une nouvelle approche qui visait plutôt à réorienter les activités traditionnelles de récolte de nourriture de façon à réduire l'exposition au mercure et, par le fait même, le risque à la santé. Les mesures préconisées visaient la récolte de poissons et d'autres ressources fauniques à faible teneur en mercure. Il s'agissait, soit de subventions permettant cette récolte, soit d'aménagements ou d'études favorisant la récolte ou la production de ces ressources.

La mise en application de ces mesures a contribué à réduire l'exposition des Cris au mercure tout en encourageant leurs activités traditionnelles d'exploitation des ressources halieutiques et fauniques (Chevalier *et al.*, 1997).

6.4 Atteinte des objectifs

Les principaux objectifs du suivi des teneurs en mercure des poissons du complexe La Grande ont tous été atteints. Les enseignements tirés de ce suivi démontrent que le premier objectif, qui était d'évaluer l'évolution temporelle du phénomène dans les différents types de milieux modifiés, a été atteint sans équivoque. Il a permis de bien cerner l'ampleur et la durée du phénomène, les principaux processus en jeu, ainsi que les facteurs physiques et biologiques qui les contrôlent.

Dans le but de mieux répondre au deuxième objectif, qui était d'informer les consommateurs de poissons, le suivi des teneurs en mercure dans les poissons du complexe La Grande a été élargi à tous les milieux modifiés, contrairement aux autres domaines de mesure, qui ont été suivis de façon intensive uniquement dans des milieux représentatifs de chaque type de milieu modifié : trois réservoirs, une voie de dérivation, une rivière à débit réduit et une rivière à débit augmenté. Les Cris du Québec ont continuellement été informés des teneurs en mercure des poissons du complexe La Grande, dans le contexte de la Convention sur le Mercure (1986) signée par les Cris du Québec, le gouvernement du Québec, la SEBJ et Hydro-Québec. De plus, un rapport synthèse produit par le Comité de la Baie James sur le mercure, qui avait la responsabilité de l'application de cette convention, présente un guide de consommation des poissons du complexe La Grande, selon les critères d'exposition établis par le Conseil cri de la Santé et des Services sociaux de la Baie James, à l'aide des données récoltées dans le cadre de ce suivi (Comité de la Baie James sur le mercure, 1998).

Les pêcheurs sportifs ont également été informés des teneurs en mercure des poissons du complexe La Grande, car les données du suivi ont été régulièrement intégrées au Guide de consommation du poisson de pêche sportive en eau douce réalisé conjointement par le ministère de l'Environnement du Québec et le ministère de la Santé et des Services sociaux du Québec. De plus, un guide cartographique de consommation des poissons des plans d'eau des bassins versants de La Grande Rivière, des Grande et Petite rivières de la Baleine et des rivières Nottaway, Broadback et Rupert a été produit par Hydro-Québec, en collaboration avec l'Unité de recherche en santé publique du Centre de recherche du Pavillon CHUL, à l'aide des données les plus récentes du suivi des teneurs en mercure des poissons du complexe La Grande (Hydro-Québec et CHUL, 2001).

Le développement de deux modèles de prévision des teneurs en mercure des poissons des réservoirs démontre bien l'atteinte du troisième objectif, qui était d'améliorer les méthodes de prévision des impacts des futurs projets.

Dorénavant, le modèle mécanistique de Thérien (2001a,b) sera utilisé dans le contexte des études d'impact à l'étape d'avant-projet, lorsque le modèle semi-empirique de Messier *et al.* (1985), utilisé à l'étape préliminaire, indiquera une augmentation suffisamment forte des teneurs pour réduire significativement le nombre de repas de poisson par mois que l'on peut consommer, sans dépasser le niveau d'exposition au mercure jugé sécuritaire par les organismes de santé publique.

La SEBJ a mené les activités du Réseau de Suivi Environnemental (RSE) du complexe La Grande de 1977 à 1984, en ce qui concerne la phase I des travaux, puis de 1987 à 1997, pour la phase II. Réalisées sur une base volontaire dans le cadre de la phase I, ces activités de suivi étaient prescrites dans les certificats d'autorisation de construction de la phase II. La SEBJ, qui assumait ce suivi durant la période de construction, en a transféré la responsabilité à Hydro-Québec en 1985, pour la phase I et en 1997 pour la phase II.

En ce qui concerne les activités de suivi reliées au volet mercure, Hydro-Québec et sa filiale SEBJ ont pleinement rempli les conditions des certificats d'autorisation des projets de la phase II. Dans le plan directeur de suivi des projets La Grande-2-A et La Grande-1 du secteur ouest, les activités s'étalaient sur une période de 10 ans (1991 – 2000) et visaient le suivi de l'évolution du mercure dans la chair des poissons de La Grande Rivière, du réservoir Robert-Bourassa jusqu'à la côte est de la baie James. Pour les projets du secteur est, soit les centrales Laforge-1, Laforge-2 et Brisay, le plan directeur prévoyait des activités de 1993 à 1999, qui visaient le suivi de l'évolution des teneurs en mercure dans la chair des poissons de la dérivation Laforge, la poursuite de la modélisation de la biogéochimie du méthylmercure et l'étude de l'importance du transfert du mercure en aval des réservoirs.

6.5 Recommandations

Activité complémentaire au suivi du mercure au complexe La Grande

Bien que les engagements de suivi du mercure d'Hydro-Québec aient été pleinement satisfaits, il est recommandé, à titre d'activité complémentaire, d'effectuer des mesures additionnelles des teneurs en mercure des **poissons piscivores** du complexe La Grande, jusqu'au retour aux teneurs représentatives des milieux naturels de la région. Cette activité serait surtout réalisée dans un contexte de gestion du risque potentiel pour la santé des consommateurs de poissons et permettrait également de mieux préciser le temps nécessaire au retour à des concentrations naturelles pour ces espèces.

Le mercure dans le contexte de futurs projets hydroélectriques

Les activités de suivi du RSE du complexe La Grande ont permis de bien décrire le phénomène d'augmentation temporaire des teneurs en mercure dans les poissons résultant de l'inondation de milieux terrestres. Les processus biogéochimiques responsables ont été décrits et des modèles de prévision ont été développés.

Par ailleurs, les résultats du suivi des communautés de poissons ont montré qu'elles ne sont pas menacées par les fortes augmentations des teneurs en mercure mesurées dans leur chair. Pour la majorité des espèces, les paramètres biologiques déterminant la santé des populations tels que la croissance, la condition et le recrutement ont évolué de façon positive à la suite des aménagements. Par contre, la hausse des teneurs en mercure dans les poissons représente un risque potentiel pour la santé des consommateurs de poissons. En effet, cette hausse a pour effet de réduire considérablement le nombre de repas de poissons par mois que l'on peut consommer, sans dépasser le niveau d'exposition au mercure jugé sécuritaire par les organismes de santé publique.

Dans le cas des futurs projets hydroélectriques, pour lesquels les modèles prévoient une forte augmentation des teneurs en mercure dans les poissons, et où la consommation de poissons risque d'être régulière, un suivi de ces teneurs est recommandé. Ce suivi aurait comme principal objectif la gestion du risque pour la santé des consommateurs et comprendrait les éléments suivants :

- la détermination des teneurs naturelles en mercure des poissons des milieux naturels environnants dans une optique d'exploitation de ressources piscicoles à faible teneur en mercure, pendant la période de fortes teneurs dans les milieux aménagés;
- la sélection des espèces de poissons consommées par les pêcheurs sportifs ou de subsistance;
- l'échantillonnage dans les milieux accessibles par les pêcheurs et susceptibles d'être exploités de façon régulière;
- la continuité est de rigueur au niveau des méthodes de terrain, du contrôle de la qualité des analyses en laboratoire et du traitement statistique des données;

- la fréquence d'échantillonnage sera à établir selon l'ampleur des augmentations prévues et le degré d'utilisation de la ressource;
- le maintien du suivi jusqu'à un retour à des teneurs en mercure dans les milieux aménagés permettant le même nombre de repas de poissons par mois que dans les milieux naturels environnants, sans dépasser le niveau d'exposition maximal recommandé par les organismes de santé publique;
- la collaboration à la mise en place d'un programme de communication des risques et des bénéfices pour la santé liés à la consommation de poissons, avec les responsables locaux de la santé publique.

7. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Abernathy, A.R., Cumbie, P.M., 1977. Mercury accumulation by largemouth bass (*Micropterus salmoides*) in recently impounded reservoirs. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 17 (1977), p. 595-602.
- Analex, 1995. *Analyse de la teneur en mercure dans la chair des poissons. Rapport de contrôle de qualité 1994*. Rapport de Analex inc. pour Hydro-Québec. 25 p. et annexes.
- Association Poulin Thériault - Gauthier & Guillemette Consultants inc., 1993. *Méthode de caractérisation de la phytomasse appliquée aux complexes Grande-Baleine et La Grande*. Rapport de Association Poulin Thériault - Gauthier & Guillemette Consultants inc. pour Hydro-Québec. 152 p. et annexes.
- Bachand, C.A., 1977. *Les toxiques sur le Complexe La Grande*. Service Environnement de la Société d'énergie de la Baie James. 108 p. et annexes.
- Bachand, C.A., Fournier, J.J., 1977. *Réseau de surveillance écologique du complexe La Grande*. Service Environnement de la Société d'énergie de la Baie James. 130 p.
- Beamish, F.W.H., 1964. Respiration of fishes with special emphasis on standard oxygen consumption. II - Influence of weight and temperature in respiration of several species. *Canadian Journal of Zoology*, vol. 42 (1964), p. 177-188.
- Belzile, L., 1990. *Réseau de suivi environnemental du complexe La Grande, phase I (1989); étude des rendements de pêche (rivière Caniapiscau)*. Rapport du Groupe environnement Shooner inc. pour Hydro-Québec. 28 p.
- Belzile, L., Valentine, M., 1991. *Aménagement hydroélectrique de l'Ashuapmushuan, avant-projet phase 1. Étude environnementale, faune ichthyenne. Volume 2 : Évaluation des impacts du projet sur la ouananiche et les autres espèces de poissons*. Rapport du Groupe Environnement Shooner inc. et du Centre écologique du Lac Saint-Jean inc. pour Hydro-Québec. 161 p. et annexes.

- Bernatchez, L., 1996. *Caractérisation génétique des formes sympatriques naines et normales de grand corégone du réservoir Caniapiscou et du lac Sérigny à l'aide de marqueurs microsatellites*. Rapport pour Hydro-Québec. 33 p.
- Bodaly, R.A., Hecky, R.E., 1979. *Post impoundment increases in fish mercury levels in the Southern Indian Lake Reservoir, Manitoba*. Fisheries and Marine Service Manuscript Report No 1531. 15 p.
- Bodaly, R.A., Hecky, R.E., Fudge, R.J.P., 1984. Increase in fish mercury levels in lakes flooded by the Churchill River diversion, northern Manitoba. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 41 (1984), p. 682-691.
- Boucher, R., Schetagne, R., 1983. *Répercussions de la mise en eau des réservoirs de La Grande-2 et Opinaca sur la concentration de mercure dans les poissons*. Direction Ingénierie et Environnement de la Société d'énergie de la Baie James. 74 p. et annexes.
- Boudreault, J., Roy, D., 1985. *Macroinvertébrés benthiques. Réseau de surveillance écologique du complexe La Grande 1978-1984*. Direction Ingénierie et Environnement de la Société d'énergie de la Baie James. 102 p.
- Brouard, D., 1983. *Validation d'aménagements piscicoles réalisés dans la région de LG 2 (1982)*. Rapport de Gilles Shooner inc. pour la Société d'énergie de la Baie James. 44 p.
- Brouard, D., 1988. *Réseau de suivi environnemental du complexe La Grande, Phase 1 (1986). Évolution du mercure dans la chair des poissons (secteur ouest)*. Rapport de Gilles Shooner et Associés inc. pour Hydro-Québec. 53 p. et annexes.
- Brouard, D., Doyon, J.-F., 1991. *Recherches exploratoires sur le mercure au complexe La Grande (1990)*. Rapport du Groupe Environnement Shooner inc. pour Hydro-Québec, 33 p. et annexes.
- Brouard, D., Verdon, R. Legendre, P., 1987. *Réseau de surveillance écologique du complexe La Grande. Stratégie d'échantillonnage et processus d'analyse des données de mercure dans la chair des poissons*. Direction Environnement, Hydro-Québec, 10 p.

- Brouard, D., Demers, C., Lalumière, R., Schetagne, R., Verdon, R., 1990. *Rapport synthèse. Évolution des teneurs en mercure des poissons du complexe hydroélectrique La Grande, Québec (1978-1990)*. Rapport conjoint Hydro-Québec et Groupe Environnement Shooner inc. 100 p.
- Brouard, D., Doyon, J.-F., Schetagne, R., 1994. *Amplification of mercury concentration in Lake Whitefish (Coregonus clupeaformis) downstream from Robert-Bourassa reservoir, James Bay, Québec*. In : Watras, C. and Huckabee, J.W. (Eds) *Proceedings of the International Conference on Mercury Pollution: Integration and synthesis*, Boca Raton (FA): Lewis Publishers, CRC Press, p. 369-380.
- Bruce, W.J., Spencer, K.D., 1979. *Mercury levels in Labrador fish*. Canadian Industrial Report of the Fisheries and Aquatic Sciences No 111. 12 p.
- Bruce, W.J., Spencer, K.D., Arsenault, E., 1979. *Fisheries and Marine Service Data Report No 142*. 258 p.
- Buckmann, A., 1929. Traduit de *Die methodik fishereibiologischer untersuchungen an meeressischen. Abderhalden, handbuch der biologischen arbeitsmethoden*. Berlin: Urban and Schwarsenberg, vol. 9. 194 p.
- Canada-Manitoba Mercury Agreement, 1987. *Summary report. Canada-Manitoba Agreement on the study and monitoring of mercury in the Churchill River diversion*. 77 p.
- Caron, B., 1997. *Origine, ampleur et devenir des dépôts atmosphériques de mercure et de plomb du Moyen-Nord québécois*. Thèse de maîtrise. Université du Québec à Montréal. 100 p.
- Chartrand, N., Schetagne, R., Verdon, R., 1994. *Enseignements tirés du suivi environnemental au complexe La Grande*. Dix-huitième Congrès international des Grands Barrages, Durban (South Africa). Paris : Commission Internationale des Grands Barrages. p. 165-190.
- Chevalier, G., Dumont, C., Langlois, C., Penn, A., 1997. *Mercury in northern Québec : role of the mercury agreement and status of research and monitoring*. *Water, Air and Soil Pollution*, vol. 97 (1977), p 53-61.
- Comité de la Baie James sur le mercure, 1988. *Mission d'étude scientifique en Finlande et Suède (7-18 septembre 1987). Rapport de mission*. Comité de la Baie James sur le mercure. 77 p.

- Comité de la Baie James sur le mercure, 1998. *Rapport synthèse : Évolution des teneurs en mercure des poissons du complexe La Grande. Volume 2 : Caractérisation régionale des teneurs pour les utilisateurs Cris de la Baie James*. Comité de la Baie James sur le mercure. 40 p.
- Cox, J.A., Carnahan, J., Di'Nunzio, J., McCoy, J., Meister, M., 1979. Source of mercury in fish in new impoundments. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 23 (1979), p. 779-783.
- DeFreitas, A.S.W., Hart, J.S., 1975. *Effect of body weight on uptake of methylmercury by fish*. American Society for Testing Materials STP 573. Water Quality Parameters. p. 356-363.
- Deslandes, J.-C., Belzile, L., Doyon, J.-F., 1993. *Réseau de suivi environnemental du complexe La Grande, Phase 1 (1991-1992). Étude des rendements de pêche*. Rapport du Groupe Environnement Shooner inc., pour Hydro-Québec. 90 p. et annexes.
- Deslandes, J.-C., Guénette, S., Fortin, R., 1994. *Évolution des communautés de poissons de milieux affectés par l'aménagement du complexe La Grande, Phase 1 (1977-1992)*. Rapport de l'Université du Québec à Montréal pour Hydro-Québec. 89 p.
- Deslandes, J.-C., Guénette, S., Prairie, Y., Roy, D., Verdon, R., Fortin, R., 1995. Changes in fish populations affected by the construction of the La Grande complex (Phase 1), James Bay region, Québec. *Canadian Journal of Zoology*, vol. 73 (1995), p. 1860-1877.
- Doyon, J.-F., 1995a. *Réseau de suivi environnemental du complexe La Grande, Phase I (1993). Suivi des communautés de poissons et comparaison des grands corégones nains et normaux (secteur Est)*. Rapport du Groupe Environnement Shooner inc. pour Hydro-Québec 57 p. et annexes.
- Doyon, J.-F., 1995b. *Réseau de suivi environnemental du complexe La Grande, Phase I (1993). Évolution des teneurs en mercure dans les poissons et études complémentaires (secteur est)*. Rapport du Groupe Environnement Shooner inc. pour Hydro-Québec. 62 p. et annexes.

- Doyon, J.-F., 1997. *Réseau de suivi environnemental du complexe La Grande, Phase I (1995). Suivi des communautés de poissons et étude spéciale sur le touladi du réservoir Caniapiscau (secteur est du territoire)*. Rapport du Groupe conseil GENIVAR inc. pour Hydro-Québec. 71 p. et annexes.
- Doyon, J.-F., 1998. *Suivi des milieux aquatiques touchés par l'aménagement des centrales Laforge-1 et Laforge-2 (1997). Étude de l'exploration du mercure en aval du réservoir Caniapiscau*. Rapport du Groupe conseil GENIVAR inc. pour la Société d'énergie de la Baie James. 40 p. et annexes.
- Doyon, J.-F., Belzile, L., 2000. *Rivières Eastmain et Opinaca en aval des ouvrages de dérivation. Bilan du suivi des communautés de poissons (1978-1998)*. Rapport conjoint du Groupe conseil GENIVAR inc. et d'Hydro-Québec. 88 p. et annexes.
- Doyon, J.-F., Tremblay, A., 1997a. *Réseau de suivi environnemental du complexe La Grande : suivi des teneurs en mercure des poissons et études complémentaires (1995)*. Rapport du Groupe conseil GENIVAR inc. pour Hydro-Québec. 30 p. et annexes.
- Doyon, J.-F., Tremblay, A., 1997b. *Réseau de suivi environnemental du complexe La Grande (1996). Évolution des teneurs en mercure et études complémentaires (secteur ouest)*. Rapport conjoint d'Hydro-Québec et du Groupe conseil GENIVAR inc. 62 p. et annexes.
- Doyon, J.-F., Tremblay, A., Proulx, M., 1996. *Régime alimentaire des poissons du complexe La Grande et teneurs en mercure dans leurs proies (1993-1994)*. Rapport du Groupe conseil GENIVAR inc. pour Hydro-Québec. 105 p. et annexes.
- Doyon, J.-F., Bernatchez, L., Gendron, M., Verdon, R., Fortin, R., 1998a. Comparison of normal and dwarf populations of lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*) with reference to hydroelectric reservoirs in northern Quebec. *Archiv für Hydrobiologie – Advances in Limnology*, vol. 50 (1998), p. 97-108.
- Doyon, J.-F., Schetagne, R., Verdon, R., 1998b. Different mercury bioaccumulation rates between sympatric populations of dwarf and normal lake Whitefish (*Coregonus clupeaformis*) in the La Grande Complex Watershed, James Bay, Québec. *Biogeochemistry*, vol. 40 (1998), p. 203-216.

- Doyon, J.-F., Schetagne, R., 1999. *Réseau de suivi environnemental du complexe La Grande, Phase 1 (1997-1998). Évolution des teneurs en mercure et études complémentaires*. Rapport conjoint du Groupe conseil GENIVAR inc. et d'Hydro-Québec. 89 p.
- Doyon, J.-F., Schetagne, R., 2000. *Réseau de suivi environnemental du complexe La Grande. Évolution des teneurs en mercure des poissons et études complémentaires (1999). Secteur est*. Rapport conjoint du Groupe conseil GENIVAR inc. et d'Hydro-Québec. 56 p.
- Driscoll, C.T., Blette, V., Yan, C., Schofield, L., Munson, R., Holsapple, J., 1995. The role of dissolved organic carbon in the chemistry and bioavailability of mercury in remote Adirondack lakes. *Water, Air and Soil Pollution*, vol. 80 (1995), p. 499-508.
- Éditeur officiel du Québec, 1976. *La Convention de la Baie James et du Nord québécois*. Québec : Éditeur officiel du Québec. 486 p.
- Entraco, 1996. *Suivi des poissons et du mercure dans les milieux affectés par l'aménagement du complexe hydroélectrique La Grande, Phase II (1986-1996)*. Rapport d'Entraco pour la Société d'énergie de la Baie James. 95 p. et annexes.
- Environnement Canada, 1979. *A summary of all available mercury data for the Southern Indian Lake – Rat Burntwood River system*. Inland Waters Directorate, Western and Northern Region. 115 p.
- Environnement Illimité inc., 2002. *Aménagement hydroélectrique de La Romaine-1 : teneurs en mercure dans la chair des poissons*. Rapport d'Environnement Illimité inc. pour Hydro-Québec. 36 p. et annexes.
- EVS Environment Consultants, 1999. *1998 Status of Fish Mercury Concentrations in BC Hydro Reservoirs*. Rapport de EVS Environment Consultants pour BC Hydro. 35 p. et annexes.
- Gawlik, S.P., 1979. *Heavy metals in fish from a reservoir receiving urban and agricultural runoff*. M.Sc. Thesis. Virginia Polytechnic Institute and State University. 126 p.
- Gilmour, C.G., Henry, E.A., 1991. Mercury methylation in aquatic systems affected by acid deposition. *Environmental Pollution*, vol. 71 (1991), p. 131-169.

- Grimard, Y., Jones, H. G., 1982. Trophic upsurge in new reservoirs: a model for total phosphorous concentration, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 39 (1982), p. 1473-1483.
- Groupe conseil GENIVAR inc., 2002. *Régularisation des crues du bassin versant du lac-réservoir Kénogami. Rapport sectoriel sur le mercure dans la chair des poissons et la qualité de l'eau. Automne-été 2001 – Études d'avant-projet*. Rapport du Groupe conseil GENIVAR inc. pour Hydro-Québec. 62 p. et annexes.
- Groupe Environnement Shooner inc., 1993. *Étude de la communauté de poissons de l'estuaire de la rivière Eastmain, 12 ans après la réduction du débit fluvial*. Rapport du Groupe Environnement Shooner inc. pour Hydro-Québec. 100 p. et annexes.
- Haines, T.A., Komow, V.T., Jagoe, C.H., 1994. *Mercury concentration in perch (Perca fluviatilis) as influenced by lacustrine physical and chemical factors in two regions of Russia*. In : Watras, C. and Huckabee, J.W. (Eds), *Proceedings of the International Conference on Mercury Pollution : Integration and synthesis*. Boca Raton (FA) : Lewis Publishers, CRC Press, p. 397-408.
- Hall, B.D., Bodaly, R.A., Fudge, J.W.M., Rosenberg, D.M., 1997. Food as the dominant pathway of methylmercury uptake by fish. *Water, Air and Soil Pollution*, vol. 100 (1997), p. 13-24.
- Hewett, S. W., Johnson, B. L., 1992. *A generalized bioenergetics model of fish growth for microcomputers*. University of Wisconsin Sea Grant Institute. Technical Report WIS-SG-91-250. 79 p.
- Holland, L.E., Huston, M.L., 1984. Relationship of Young-of-the-Year Northern Pike to Aquatic Vegetation Types in Backwaters of the Upper Mississippi River. *North American Journal of Fisheries Management*, vol. 4 (1984), p. 514-522.
- Huckabee, J.W., 1973. Mosses : sensitive indicators of airborne mercury pollution. *Atmosphere Environment (Great Britain)*, vol. 7 (1973), p. 749-754.
- Huckabee, J.W., Elwod, J.W., Hildebrand, S.G., 1979. *Accumulation of mercury in freshwater biota*. In J.O. Nriagu (Ed.) *The biogeochemistry of mercury in the environment*. New York : Elsevier/North Holland Biomedical Press. p. 113-126.

- Hydro-Québec, 1990. *Centrale de Laforge-2. Rapport d'avant-projet*. Hydro-Québec. 196 p. et annexes.
- Hydro-Québec, 1993. *Complexe Grande-Baleine ; avant-projet Phase II. Qualité de l'eau*. Service Ressources et Aménagement du territoire, Vice-présidence Environnement d'Hydro-Québec. 132 p.
- Hydro-Québec et CHUL, 2001. *Guide de consommation des poissons pour les plans d'eau des régions du complexe La Grande, de la Grande rivière de la Baleine et de la Petite rivière de la Baleine*. Carte de l'Unité de recherche en santé Publique du Centre hospitalier de l'Université Laval et d'Hydro-Québec.
- Hydro-Québec et SEBJ, 1985. *Suréquipement de l'aménagement de La Grande-2; rapport sur les études d'avant-projet. Volume 3 : Répercussions sur l'environnement*. Hydro-Québec et Société d'énergie de la Baie James. 506 p.
- Hydro-Québec et SEBJ, 1987. *Projet de La Grande I (1986); rapport sur les études d'avant-projet. Volume 3 : Répercussions sur l'environnement*. Hydro-Québec et Société d'énergie de la Baie James. 294 p. et annexes.
- Hydro-Québec et SEBJ, 1988a. *Centrale de Brisay. Rapport sur les études d'avant-projet. Volume 3 : Répercussions sur l'environnement*. Hydro-Québec et Société d'énergie de la Baie James. 155 p.
- Hydro-Québec et SEBJ, 1988b. *Centrale Laforge-1. Rapport sur les études d'avant-projet. Volume 3 : Répercussions sur l'environnement*. Hydro-Québec et Société d'énergie de la Baie James. 273 p.
- Jackson, T.A., 1988. The mercury problem in recently formed reservoirs of northern Manitoba (Canada): effect of impoundment and other factors on the production of methylmercury by microorganisms in sediments. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 45 (1988), p. 97-121.
- Johnson, D.L., Kent, J.C., Campbell, D.K., 1978. *Availability and concentration of pollutants from American Falls Reservoir sediments to forage and predaceous fish*. Office of Wat. Res. Technol., Wash., D.C. Rep. PB-275 564. n.p.

- Johnston, T.A., Bodaly, R.A., Mathias, J.A., 1991. Predicting fish mercury levels from physical characteristics of boreal reservoirs. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 48 (1991), p. 1468-1475.
- Jones, M.L., Cunningham, G., Marmorek, D.R., Stokes, P.M., Wren, C., DeGrass, P., 1986. *Mercury release in hydroelectric reservoirs*. Canadian Electrical Association. 156 p. et annexes.
- Kelly, C.A., Rudd, J.W.M., Bodaly, R.A., Roulet, N.P., St Louis, V.L., Heyes, A., Moore, T.R., Schiff, S., Aravena, R., Scott, K.J., Dyck, B., Harris, R., Warner, B., Edwards, G., 1997. Increases in fluxes of greenhouse gases and methylmercury following flooding of an experimental reservoir. *Environmental Sciences of Technology*, vol. 31 (1997), p. 1334-1344.
- Kent, J. C., Johnson, D.W., 1979. Mercury, arsenic and cadmium in fresh water and sediment of American Falls Reservoir, Idaho, 1974. *Pesticides Monitoring Journal*, vol.13 (1979), p. 35-40.
- Knight, L.A., Herring, JR., 1972. Total mercury in largemouth bass (*Micropterus salmoides*) in Ross Barnett Reservoir, Mississippi, 1970 and 1971. *Pesticides Monitoring Journal*, vol. 6 (1972), p. 103-106.
- Laarman, P., Willford, W. A., Olson, J. R., 1976. Retention of mercury in the muscle of yellow perch (*Perca flavescens*) and rock bass (*Ambloplites rupestris*). *Transactions of the American Fisheries Society*, vol. 2 (1976), p. 296-300.
- Lalumière, R., LeJeune, R., Boudreault, A., 1985. *Répercussions d'une réduction de débit sur les rivières Caniapiscau et Koksoak*. Rapport de Gilles Shooner inc. pour le Groupe d'étude conjoint Caniapiscau-Koksoak, Société d'énergie de la Baie James. 117 p.
- Landers, D.H., Gubala, C., Verta, M., Lucotte, M., Johansson, K., Lockhart, W.L., 1997. Using lake sediment mercury flux ratios to evaluate the regional and continental dimensions of mercury deposition in Arctic and boreal ecosystems. *Atmospheric Environment*, vol. 32 (1997), p. 918-928.

- Lange, T.R., Royals, H.E., Connor, L.L., 1993. Influence of water chemistry on mercury concentration in largemouth bass from Florida Lakes. *Transactions of the American Fisheries Society*, vol. 122 (1993), p. 74-88.
- Laperle, M., Schetagne, R., 1988. *Working Paper on Research and Development Related to the Production and Transfer of Methylmercury in Reservoirs and the Validation or Mitigating Measures*. Vice-présidence Environnement, Hydro-Québec. n.p.
- Le Groupe Roche Itée, 1993. *Aménagement hydroélectrique SM 3. Études complémentaires à la faune ichthyenne*. Rapport du groupe Roche Itée pour Hydro-Québec. n.p.
- Lemieux, C., 1997. *Étude spéciale sur le mercure dans les poissons de La Grande Rivière, en aval de la centrale La Grande-1 (1996)*. Rapport du Groupe conseil GENIVAR inc. pour le Comité de la Baie James sur le mercure. 65 p. et annexes.
- L.G.L. Limited, 1993. *Mercury concentrations in fishes within the Smallwood reservoir-Churchill River complex, Labrador 1977-1992*. Rapport de L.G.L. Limited pour Pêches et Océans Canada (St-John's NF). 56 p.
- Lockhart, W.L., Uthe, J.F., Kenny, A.R., Mehrie, P.M., 1972. Methylmercury in northern pike (*Esox lucius*) : Distribution, elimination, and some biogeochemical characteristics of contaminated fish. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, vol. 27 (1992), p. 677-684.
- Loranger, S., Schetagne, R., Houde, L., Plante, M., 1996. *Haut-Saint-Maurice, projet Rapides-des-Cœurs. Avant-projet phase 2 ; Étude de risque sur le mercure*. Annexes. Hydro-Québec. n.p.
- Lucotte, M., Mucci, A., Hillaire-Marcel, C., Pichet, P., Grondin, A., 1995. Anthropogenic mercury enrichment in remote lakes of northern Québec (Canada). *Water, Air and Soil Pollution*, vol. 80 (1995), p. 467-476.
- Lucotte, M., Schetagne, R., Thérien, N., Langlois, C., Tremblay, A., 1999a. *Mercury in the Biogeochemical Cycle : Natural Environments and Hydroelectric Reservoirs of Northern Québec*. Berlin : Springer. 334 p.

- Lucotte, M., Montgomery, S. Caron, B., Kainz, M., 1999b. *Mercury in Natural Lakes and Unperturbed Terrestrial Ecosystems of Northern Québec*. In : Lucotte et al. (Eds) *Mercury in the Biogeochemical Cycle : Natural Environments and Hydroelectric Reservoirs of Northern Québec*. Berlin : Springer. p. 55-87.
- MacLeod, J.C, Pessah, E., 1973. Temperature effects on mercury accumulation, toxicity and metabolic rate in rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, vol. 30 (1973), p. 485-492.
- Magnin, E., 1977. *Écologie des eaux douces du territoire de la baie James*. Laboratoire d'écologie de la Société d'énergie de la Baie James. 454 p.
- Mannio, J., Verta, M., Kortelainen, P., Rekolainen, S., 1986. *The effects of water quality on the mercury concentration of northern pike (Esox lucius, L.) in Finnish forest lakes and reservoirs*. National Board of Waters (Finland), Publications of the Water Research Institute No 65. p. 32-43.
- Massicotte, B., 2002. *Aménagement hydroélectrique de la Toulmoustouc. Suivi environnemental 2001-2002. Mercure dans la chair des poissons*. Rapport de Roche ltée Groupe conseil pour Hydro-Québec. 45 p. et annexes.
- Massicotte, B., Schetagne, R., Vézina, C., 2002. *Aménagement hydroélectrique Sainte-Marguerite-3 – Suivi environnemental 2001, Teneur en mercure dans la chair des poissons*. Rapport de Roche ltée Groupe conseil pour Hydro-Québec. n.p.
- McMurtry, M.J., Wales, D.L., Scheider, W.A., Beggs, G.L., Dimond, P.E., 1989. Relationship of mercury concentrations in lake trout (*Salvelinus namaycush*) and small bass (*Micropterus dolomieu*) to the physical and chemical characteristics of Ontario lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 46 (1989), p. 426-434.
- Meister, J.F., Di'Nunzio, J., Cox, J.A., 1979. Source and level of mercury in a new impoundment. *Journal of the American Water Works Association*, vol. 71 (1979), p. 574-576.

- Messier D., 2002. *Suivi environnemental des projets La Grande-2-A et La Grande-1. Le panache de La Grande Rivière. Rapport synthèse pour la période 1987-2000*. Direction Barrages et Environnement, Hydro-Québec Production. 73 p. et annexes.
- Messier D., Roy, D., 1987. Concentrations en mercure chez les poissons au complexe hydroélectrique de La Grande Rivière (Québec). *Le Naturaliste canadien*, vol. 114 (1987), p. 357-368.
- Messier, D., Roy, D., Lemire, R., 1985. *Réseau de surveillance écologique du complexe La Grande 1978-1984. Évolution du mercure dans la chair des poissons*. Société d'énergie de la Baie James. 170 p. et annexes.
- Morrison, K., Thérien, N., 1991. Experimental evolution of mercury release from flooded vegetation and soil. *Water, Air and Soil Pollution*, vol. 56 (1991), p. 607-619.
- Nriagu, J.O., 1989. A global assessment of natural sources of atmospheric trace metals. *Nature*, vol. 338 (1989), p. 47-49.
- Penn, A. F., 1978. *The distribution of mercury, selenium and certain heavy metals in major fish species from northern Quebec. A report on the screening program for mercury in fish: Mistassini and Waswanipi regions, north-eastern Quebec, Summer 1976*. Rapport du Grand Council of the Crees (of Québec) pour Fisheries and Environment Canada. 195 p. et annexes.
- Philip Services Analytiques Inc., 2000. *Analyses de la teneur en mercure dans la chair de poissons. Rapport de contrôle de la qualité 2000*. Rapport de Philip Services Analytiques pour Hydro-Québec. 20 p. et annexes.
- Potter, L., Kidd, D., Strandiford, D., 1975. Mercury levels in Lake Powell. Bioamplification of mercury in man-made desert reservoir. *Environmental Science & Technology*, vol. 40 (1975), p. 2251-2259.
- Power, G., 1978. Fish population structure in arctic lakes. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, vol. 35 (1978), p. 53-59.
- Ramsey, D.J., Ramlal, P.S., 1986. *Measurements of rates of production and degradation of methylmercury and concentrations of total mercury in Southern Indian Lake, Cedar Lake and Granville Lake, Manitoba : results of a survey conducted in July and August, 1985*. Report of Agassiz North Associates for Canada-Manitoba Agreement on the study and monitoring of mercury in the Churchill river diversion. Summary report (Volume 3). Technical appendix no.4. 63 p.

- Reinert, R.E., Stone, L.J., Willford, W.A., 1974. Effect of temperature on accumulation of methylmercury chloride and p,pDDT by rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, vol. 31 (1974), p. 1649-1652.
- Rodgers, D.W., 1993. *Bioenergetics-based models of methylmercury accumulation in fish I: model development and application to yellow perch and lake trout*. Ontario Hydro, report 92-273-K. 23 p.
- Roy, D., 1984. *Mesures pour diminuer les risques d'intoxication dues au mercure*. Société d'énergie de la Baie James. n.p.
- Roy, D., 1985. *Réseau de surveillance écologique du complexe La Grande 1978-1984. Zooplancton*. Société d'énergie de la Baie James. 92 p.
- Roy, D., Boudreault, J., Boucher, R., Schetagne, R., Thérien, N., 1986. *Réseau de surveillance écologique du complexe La Grande 1978-1984. Synthèse des observations*. Société d'énergie de la Baie James. 74 p.
- SAGE, 1983. *Analyse des contenus stomacaux des poissons des régions de LG 2, Opinaca et Caniapiscau. Rapport sur les travaux de 1980, 1981 et 1982*. Rapport de SAGE Itée pour la Société d'énergie de la Baie James. 114 p. et annexes.
- Saucet, J.-P., 2002. *Suivi environnemental des projets de La Grande-2-A et La Grande-1 : Hydrologie et régime des glaces*. Rapport du Groupe conseil LaSalle pour Hydro-Québec Production. 50 p. et annexe.
- Sbegen, J., 1995. *Revue synthèse sur les mesures d'atténuation et de compensation*. Rapport d'Hydro-Québec pour le Comité de la Baie James sur le mercure. 28 p.
- Sbegen, J., Schetagne, R., 1995. *Mercury mitigative measures related to hydroelectric reservoirs : The La Grande Complex Experience*. Texte d'une présentation d'Hydro-Québec pour l'Association canadienne d'électricité.
- Schetagne, R., 1994. Water quality modifications after impundment of some large northern reservoirs. *Archiv für Hydrobiologie - Advances in Limnology*, vol. 40 (1994), p. 223-229.

- Schetagne, R., Verdon, R., 1999. *Post-impoundment evolution of fish mercury levels at the La Grande complex, Québec, Canada (from 1978 to 1996)*. In : Lucotte et al. (Eds) *Mercury in the Biogeochemical Cycle : Natural Environments and Hydroelectric Reservoirs of Northern Québec*, Berlin : Springer. p. 235-258.
- Schetagne, R., Doyon, J.-F., Verdon, R., 1996. *Rapport synthèse : évolution des teneurs en mercure dans les poissons du complexe La Grande (1978-1994)*. Rapport conjoint Groupe conseil GENIVAR inc. et Hydro-Québec. 143 p. et annexes.
- Schetagne, R., Doyon, J.-F., Fournier, J.-J., 2000. Export of mercury downstream from reservoirs. *The Science of total Environment*, vol. 260 (2000), p. 135-145.
- SEBJ, 1977. *Surveillance des modifications environnementales dans le système La Grande : compte rendu des travaux du groupe de travail sur la surveillance écologique*. Société d'énergie de la Baie James. 38 p. et annexe.
- SEBJ, 1987. *Le défi environnemental au complexe hydroélectrique de La Grande Rivière*. Société d'énergie de la Baie James. 199 p.
- SEBJ, 1990. *Suivi environnemental du projet de La Grande-2-A. Volume 2. Plan directeur du suivi*. Société d'énergie de la Baie James. 91 p.
- SEBJ, 1994. *Suivi environnemental du projet La Grande-2-A. Révision du plan directeur de suivi*. Société d'énergie de la Baie James. 99 p. et annexes.
- Sharpe, M.A., DeFreitas, A.S.W., Stokes, A.E., 1977. The effects of body size on methylmercury clearance by goldfish (*Carassius auratus*). *Environmental Biology of Fishes*, vol. 2 (1977), p. 177-183.
- Simonin, H.A., Gloss, S.P., Dristoll, C.T., Schofield, C.L., Kretser, W.A., Karcher, R.W., Symula, J., 1994. *Mercury in yellow perch from Adirondack drainage lakes (New York, U.S.)*. In : Watras, C. and Huckabee, J.W. (Eds) *Proceedings of the International Conference on Mercury Pollution : Integration and synthesis*, 1994, Boca Raton (Fa): Lewis Publishers, CRC Press, p. 457-469.
- Smith, F.A., Sharma, R.P., Lynn, R.I., Low, J.B., 1974. Mercury and selected pesticide levels in fish and wildlife of Utah : Levels of mercury, DDT, DDE, deildrin, and PCB in fish. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 12 (1974), p. 153-157.

- Smith, E.C., Berkes, F., Spence, J.A., 1975. Mercury levels in fish in the La Grande Rivière area, Northern Quebec. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 13 (1975), p. 673-677.
- SOMER inc., 1994. *Complexe Nottaway-Broadback-Rupert. Qualité de l'eau*. Rapport de SOMER inc. pour Hydro-Québec. 64 p. et annexes.
- Strange, N.E., Bodaly, R.A., Fudge, R.J.P., 1991. *Mercury concentrations of fish in Southern Indian Lake and Issett Lake, Manitoba 1975-1988 : the effect of lake impoundment and Churchill River diversion*. Canadian Technical Report Fisheries Aquatic Sciences No 1824. 30 p.
- Strange, N.E., Bodaly, R.A., 1999. *Mercury in fish in northern Manitoba reservoirs and associated waterbodies : results from 1998 sampling*. Report for the Program for Monitoring Mercury Concentrations in Fish in Northern Manitoba Reservoirs. 56 p.
- Strange, N.W., 1993. *Mercury in fish in northern Manitoba reservoirs and associated waterbodies : results from 1993 sampling*. Report for the Program for Monitoring Mercury Concentrations in Fish in Northern Manitoba Reservoirs. 38 p.
- Strange, N.W., 1995. *Mercury in fish in northern Manitoba reservoirs and associated waterbodies : results from 1994 sampling*. Report for the Program for Monitoring Mercury Concentrations in Fish in Northern Manitoba Reservoirs. 38 p.
- Surette, C., Garceau, S., Cartier, I., Bernard, P., Fortin, R., Lucotte, M., 2001. *Lacs naturels de la région de Némiscau avant l'expérience des pêches intensives : Bilan de la masse du mercure et structure des communautés biologiques, Rapport synthèse*. Rapport de la Chaire de recherche en environnement Hydro-Québec – CRSNG – UQUAM pour Hydro-Québec. n.p.
- Thérien, N., 1991. *Études des enjeux environnementaux associés à l'effet de serre suite à la création de réservoirs hydroélectriques*. Rapport de l'Université de Sherbrooke pour Hydro-Québec. 209 p.
- Thérien, N., 2001a. *Modèles prévisionnels du mercure et de la qualité de l'eau applicables aux réservoirs hydroélectriques du moyen-nord québécois. Mandat 2000. Volet : Modèle mercure*. Rapport de l'Université de Sherbrooke pour Hydro-Québec. 245 p.

- Thérien, N., 2001b. *HQHG Modèle prévisionnel du mercure dans les poissons des réservoirs hydroélectriques*. Version 2.2. Rapport de l'Université de Sherbrooke pour Hydro-Québec. Disque CD-ROM incluant manuel de l'utilisateur. 14 p.
- Thérien, N., Morrison, K., 1999. *In Vitro Release of Mercury and Methylmercury from Flooded Organic Matter*. In : Lucotte et al. (Eds) *Mercury in the Biogeochemical Cycle : Natural Environments and Hydroelectric Reservoirs of Northern Québec*. Berlin : Springer. p. 147-164.
- Therrien, J., Lalumière, R., 2001. *Réseau de suivi environnemental du complexe La Grande. Suivi des communautés de poissons des secteurs La Grande-2-A et La Grande-1 (1977-2000). Rapport synthèse*. Rapport du Groupe conseil GENVIAR inc. pour Hydro-Québec. 96 p. et annexes.
- Therrien, J., Schetagne, R., 2001. *Réseau de suivi environnemental du complexe La Grande. Évolution des teneurs en mercure des poissons des secteurs La Grande-2-A et La Grande-1 (1977-2000). Rapport synthèse*. Rapport conjoint du Groupe conseil GENVIAR inc. et d'Hydro-Québec. 30 p. et annexes.
- Tremblay, A., 1999. *Bioaccumulation of Mercury and Methylmercury in Invertebrates from Natural Boreal Lakes*. In : Lucotte et al. (Eds) *Mercury in the Biogeochemical Cycle : Natural Environments and Hydroelectric Reservoirs of Northern Québec*. Berlin : Springer. p. 89-113.
- Tremblay, A., Langlois, C., 1996. *Mesures d'atténuation réalisées avec les communautés cibles de la Baie James de 1989 à 1995 dans le cadre de la Convention sur le Mercure*. Rapport d'Hydro-Québec pour le Comité de la Baie James sur le mercure. 44 p.
- Tremblay, A., Lucotte, M., 1997. Accumulation of total mercury and methylmercury in insect larvae of hydroelectric reservoirs. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 54 (1997), p. 832-841.
- Tremblay, G., Doyon, J.-F., 1996. *Réseau de suivi environnemental du complexe La Grande. Démarche méthodologique relative au suivi des teneurs en mercure des poissons*. Rapport du Groupe conseil GENIVAR inc. pour Hydro-Québec. 30 p. et annexes.
- Tremblay, G., Doyon, J.-F., Schetagne, R., 1996a. *Réseau de suivi environnemental du complexe La Grande. Démarche méthodologique relative au suivi des teneurs en mercure des poissons*. Rapport conjoint du Groupe conseil GENIVAR inc. et d'Hydro-Québec. 33 p. et annexes.

- Tremblay, A., Lucotte, M., Rheault, I., 1996b. Methylmercury in a benthic food web of two hydroelectric reservoirs and a natural lake. *Water, Air and Soil Pollution*, vol. 91 (1996), p. 255-269
- Tremblay, A., Lucotte, M., Meili, M., Cloutier, L., Pichet, P., 1996c. Total mercury and methylmercury contents of insects from boreal lakes: ecological, spatial and temporal patterns. *Water Quality Research Journal of Canada*, vol. 31 (1996), p. 851-873.
- Tremblay, G., Legendre, P., Verdon, R., Doyon, J.-F., Schetagne, R., 1997. Polynomial regression analysis with indicator variables for the interpretation of monitoring data on mercury levels in fish. *Biogeochemistry*, vol. 40 (1997), p. 189-201.
- Tremblay, A., Lucotte, M., Schetagne, R., 1998. Total mercury and methylmercury accumulation in zooplankton of hydroelectric reservoirs in northern Québec (Canada). *Sciences of the Total Environment*, vol. 213 (1998), p. 307-315.
- University of Wisconsin, 1997. *Fish Bioenergetics 3.0*. Madison Center for Limnology and University of Wisconsin Sea Grant Institute. Madison, WI, USA. n.p.
- Verdon, R., Tremblay, A., 1999. *Mercury Accumulation in Fish from the La Grande Complex: Influence of Feeding Habits and Concentrations of Mercury in Ingested Prey*. In : Lucotte *et al.* (Eds) *Mercury in the Biogeochemical Cycle : Natural Environments and Hydroelectric Reservoirs of Northern Québec*. Berlin : Springer. p. 215-233.
- Verdon, R., Brouard, D., Demers, C., Lalumière, R., Laperle, M., Schetagne, R., 1991. Mercury evolution (1978-1988) in fishes of the La Grande Hydroelectric Complex, Québec Canada. *Water, Air and Soil Pollution*, vol. 56 (1991), p. 405-417.
- Verta, M., Rekolainen, S., Kinnunen, K., 1986. *Causes of increased fish mercury levels in Finnish reservoirs*. National Board of Waters (Finland), Publications of the Water Research Institute No 65. p. 44-58.
- Wren, C.D., Scheider, W.A., Wales, D.L., Muncaster, B.W., Gray, I.M., 1991. Relation between mercury concentration in walleye (*Stizostedion vitreum vitreum*) and northern pike (*Esox lucius*) in Ontario lakes and influence of environmental factors. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 48 (1991), p. 132-139.

Réseau de surveillance écologique

- Boucher, R., Roy, D., 1985. *Réseau de surveillance écologique du complexe La Grande 1978-1984 : poissons*. Direction Ingénierie et Environnement, Société d'énergie de la Baie James. 119 p.
- Boudreault, J., Roy, D., 1985. *Réseau de surveillance écologique du complexe La Grande 1978-1984 : macroinvertébrés benthiques*. Direction Ingénierie et Environnement, Société d'énergie de la Baie James. 102 p.
- Dusseault, D., Boudreault, J., 1985. *Réseau de surveillance écologique du complexe La Grande 1978-1984 : description du milieu*. Direction Ingénierie et Environnement, Société d'énergie de la Baie James. n. p.
- Messier, D., Roy, D., Lemire, R., 1985. *Réseau de surveillance écologique du complexe La Grande 1978-1984 : évolution du mercure dans la chair des poissons*. Direction Ingénierie et Environnement, Société d'énergie de la Baie James. 156 p.
- Roy, D., 1985. *Réseau de surveillance écologique du complexe La Grande 1978-1984 : zooplancton*. Direction Ingénierie et Environnement, Société d'énergie de la Baie James. 92 p.
- Roy, D., Boudreault, J., Boucher, R., Schetagne, R., Thérien, N., 1986. *Réseau de surveillance écologique du complexe La Grande 1978-1984 : synthèse des observations*. Direction Ingénierie et Environnement, Société d'énergie de la Baie James. n. p.
- Schetagne, R., Roy, D., 1985. *Réseau de surveillance écologique du complexe La Grande 1978-1984 : physico-chimie et pigments chlorophylliens*. Direction Ingénierie et Environnement, Société d'énergie de la Baie James. 158 p.
- Schetagne, R., Roy, D., 1985. *Réseau de surveillance écologique du complexe La Grande 1978-1984 : physico-chimie et pigments chlorophylliens. Annexe 1: région de La Grande 2*. Direction Ingénierie et Environnement, Société d'énergie de la Baie James. n. p.

Schetagne, R., Roy, D., 1985. *Réseau de surveillance écologique du complexe La Grande 1978-1984 : physico-chimie et pigments chlorophylliens. Annexe 2: région d'Opinaca*. Direction Ingénierie et Environnement, Société d'énergie de la Baie James. n. p.

Schetagne, R., Roy, D., 1985. *Réseau de surveillance écologique du complexe La Grande 1978-1984 : physico-chimie et pigments chlorophylliens. Annexe 3: région de Caniapiscau*. Direction Ingénierie et Environnement, Société d'énergie de la Baie James. n. p.

Thérien, N., 1985. *Réseau de surveillance écologique du complexe La Grande 1978-1984 : modélisation et simulation*. Faculté des Sciences appliquées, Université de Sherbrooke et Direction Ingénierie et Environnement, Société d'énergie de la Baie James. 161 p.

Ressources et Habitats

Huot, J., Paré, M. 1986. *Surveillance écologique du complexe La Grande : synthèse des études sur le caribou de la région de Caniapiscau*. Université Laval et Direction Ingénierie et Environnement, Société d'énergie de la Baie James. 214 p.

Julien, M., 1986. *Surveillance écologique du complexe La Grande: synthèse des études sur le lièvre et les lagopèdes*. Direction Ingénierie et Environnement, Société d'énergie de la Baie James. 214 p.

Julien, M., Laperle, M., 1986. *Surveillance écologique du complexe La Grande : synthèse des études sur la sauvagine*. Direction Ingénierie et Environnement, Société d'énergie de la Baie James. 214 p.

Julien, M., Nault, R., 1985. *Surveillance écologique du complexe La Grande : synthèse des études sur l'orignal*. Direction Ingénierie et Environnement, Société d'énergie de la Baie James. 117 p.

Julien, M., Lemieux, M., Ouzilleau, J., 1985. *Surveillance écologique du complexe La Grande : synthèse des études sur les zones riveraines*. Le Groupe Dryade et Direction Ingénierie et Environnement, Société d'énergie de la Baie James. 214 p.

Régions particulières

- Lalumière, R., Le Jeune, R., Boudreault, A., 1985. *Répercussions d'une réduction de débit sur les rivières Caniapiscau et Koksoak*. Rapport de Gilles Shooner inc. pour le Groupe d'étude conjoint Caniapiscau-Koksoak, Société d'énergie de la Baie James. 117 p.
- Messier, D., 1985. *Modifications océanographiques physiques et biologiques à la suite de l'aménagement du complexe La Grande*. Direction Ingénierie et Environnement, Société d'énergie de la Baie James. 127 p.
- Messier, D., 1985. *Synthèse des modifications physiques dans l'estuaire de la rivière Koksoak suite à la coupure de la rivière Caniapiscau*. Groupe d'étude conjoint Caniapiscau-Koksoak, Société d'énergie de la Baie James. 54 p. et annexes.
- SEBJ-SOTRAC, 1985. *Étude des effets du détournement des rivières Eastmain et Opinaca en aval des ouvrages de dérivation ; synthèse des résultats du suivi environnemental de 1980 à 1984*. Société d'énergie de la Baie James et Société des travaux de correction du complexe La Grande. 256 p.

Carte 1

Stations échantillonnées au complexe La Grande dans le cadre du suivi des teneurs en mercure dans les poissons (1978-2000).

