

ÉCOLOGIE ET ÉVOLUTION DES POPULATIONS TÉMOINS DE SAUMON ATLANTIQUE AU QUÉBEC



Rapport de recherche 2012

Août 2013
Direction de la faune aquatique

*Développement durable,
Environnement,
Faune et Parcs*

Québec 

Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats

**ÉCOLOGIE ET ÉVOLUTION DES POPULATIONS TÉMOINS DE
SAUMON ATLANTIQUE AU QUÉBEC : RAPPORT DE
RECHERCHE 2012**

Mélanie Dionne
Vanessa Cauchon
et
Nicolas Harnois

Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et
des Parcs
Secteur Faune

Août 2013

Gestionnaire responsable : Jessy Dynes
Directeur de la faune aquatique, Faune Québec

Réalisation

Analyses et rédaction : Mélanie Dionne, biologiste chercheure
Vanessa Cauchon, technicienne de la faune

Échantillonnage : Vanessa Cauchon, technicienne de la faune
Nicolas Harnois, technicien de la faune
Denis Fournier, technicien de la faune
Yanick Soulard, technicien de la faune
William Cayer-Blais, technicien de la faune
Pierre-Louis Harton, technicien de la faune
Maxime Loïselle-Boudreau, stagiaire
Félix Wiseman, stagiaire
Pierre-Olivier Demeule, stagiaire
Gabriel Théroùx, stagiaire
Louis-Joseph Blais, stagiaire
Isabelle Saint-Loup, étudiante
Victor Brisebois, étudiant

Conception graphique : Vanessa Cauchon

Lecture d'écailles : Denise Deschamps, technicienne de la faune

Traitement de texte : Vanessa Cauchon

Direction de la faune aquatique
Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats
Secteur Faune Québec
Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs
880, chemin Sainte-Foy, 2^e étage
Québec (Québec) G1S 4X4
Téléphone : 418 627-8694

Référence à citer :

DIONNE, M., V. CAUCHON et N. HARNOIS (2013). *Écologie et évolution des populations témoins de saumon atlantique au Québec : rapport de recherche 2012*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats, Direction de la faune aquatique, 82 p.

RÉSUMÉ

Dans un contexte de changements environnementaux rapides, le suivi serré de populations fauniques de référence est un outil essentiel afin de mieux comprendre comment les espèces sensibles, telles que le saumon atlantique, s'adaptent à un milieu changeant et comment elles réagissent aux perturbations environnementales. Ce type de données amassées sur plusieurs années permet également d'évaluer la probabilité de persistance des populations à plus long terme et d'orienter les mesures de conservation et de gestion selon une optique prédictive, ce qui est primordial dans le cas d'espèces en déclin comme le saumon atlantique. Dans ce contexte, un suivi de deux populations témoins de saumon atlantique a débuté il y a près de 30 ans au Québec dans deux régions génétiques et géographiques distinctes, soit la rivière Saint-Jean en Gaspésie et la rivière de la Trinité sur la Côte-Nord, afin de mesurer l'évolution de l'abondance, des caractéristiques et des taux de survie en rivière et de retour de la mer de ces deux populations naturelles.

De façon générale, une diminution significative de l'abondance des smolts ainsi que des adultes (madeleineaux et rédibermarins) est observée depuis les années 1980 dans les deux rivières, à l'exception du nombre de madeleineaux qui demeure stable dans la rivière Saint-Jean. Les smolts en dévalaison en 2012 se chiffraient à 40 787 individus dans la rivière Saint-Jean et à 45 108 individus dans la rivière de la Trinité, ce qui représente une baisse de 52 % et de 15 %, respectivement, par rapport à la moyenne historique. La diminution du nombre de smolts est accompagnée de faibles variations temporelles de longueurs et de poids, le facteur de condition globale diminuant par contre dans le temps, plus particulièrement dans la rivière Saint-Jean. Le nombre d'adultes en montaison en rivière en 2012, à la suite d'une période d'alimentation en mer, a été estimé à 701 saumons dans la rivière Saint-Jean et à 549 saumons dans la rivière de la Trinité. Ces nombres représentent une importante baisse de 46 % et de 53 %, respectivement, par rapport à l'abondance moyenne historique. Malgré une diminution généralement observée du nombre d'adultes en rivière depuis les années 1980, plus particulièrement des rédibermarins, une stabilité dans le temps dans la déposition d'œufs est observée dans les deux rivières témoins, suggérant que la diminution en abondance des adultes pourrait être contrebalancée par l'augmentation de la longueur et du poids des madeleineaux et des rédibermarins, ces caractéristiques étant associées positivement à la grosseur et à la production d'œufs par les femelles.

Le taux de survie en rivière, de l'œuf au smolt, montre une diminution significative avec le temps dans la rivière Saint-Jean, mais fluctue sans déclin significatif dans la rivière de la Trinité (Saint-Jean : 1,32 %, de la Trinité : 1,32 %, moyennes historiques : 2,49 % et 2,29 %, respectivement), ce qui suggère que des changements de facteurs biotiques ou abiotiques en rivière pourraient influencer défavorablement la survie des juvéniles depuis les dernières années,

plus particulièrement dans la rivière Saint-Jean. Concernant la phase de vie en mer, une diminution historique du taux de retour, du smolt à l'adulte, est observée dans la rivière de la Trinité pour laquelle nous possédons la plus longue série de données (3,16 %, par rapport à une moyenne historique de 2,32 %). La rivière Saint-Jean démontre une plus grande stabilité dans le temps dans les taux de retour, malgré des fluctuations marquées au fil des années (2,69 % pour la cohorte de 2009, par rapport à une moyenne historique de 1,34 %). Cette différence dans les tendances historiques de taux de survie en mer entre les deux rivières témoins suggère que les saumons de la rivière de la Trinité pourraient être davantage influencés par les changements de conditions biotiques et abiotiques en mer que ceux de la rivière Saint-Jean. Tout de même, les deux rivières ont atteint leur seuil de conservation en 2012 (Saint-Jean : 164 %, de la Trinité : 136 %; moyenne quinquennale : 176 % et 127 %, respectivement).

L'ensemble de ces données suggère que chaque rivière possède sa propre dynamique de population et que chaque population peut être touchée de façon différente par les changements environnementaux. Malgré tout, ces rivières représentent des populations modèles pour leur région respective, car ces dernières possèdent des caractéristiques phénotypiques et génétiques distinctes. Ces suivis permettent donc d'obtenir des données historiques fiables sur des populations modèles naturelles, pouvant être comparées aux populations qui subissent les répercussions des activités humaines. Ces suivis permettent également de rassembler des données inédites permettant de mieux orienter les mesures de conservation et de gestion de façon prédictive pour cette espèce en déclin.

TABLE DES MATIÈRES

1	INTRODUCTION	1
1.1	Importance des suivis fauniques dans un contexte de changements environnementaux	1
1.2	Le saumon atlantique dans un contexte évolutif.....	3
1.3	Suivi de deux rivières témoins pour le saumon atlantique au Québec.....	4
2	MÉTHODOLOGIE.....	6
2.1	Zone d'étude et données environnementales	6
2.2	Échantillonnage des smolts en dévalaison et des adultes en montaison.....	8
2.2.1	Échantillonnage des smolts en dévalaison	8
2.2.2	Échantillonnage des saumons adultes en montaison.....	9
2.3	Calculs des taux de survie en rivière et des taux de retour de la mer	10
2.4	Statistiques	11
3	RÉSULTATS.....	12
3.1	Conditions environnementales.....	12
3.2	Dévalaison des smolts.....	12
3.2.1	Période de dévalaison.....	12
3.2.2	Faible abondance de smolts.....	13
3.2.3	Caractéristiques des smolts	13
3.3	Montaison des adultes.....	15
3.3.1	Pêche sportive : baisse du succès pour les deux rivières.....	15
3.3.2	Montaison des adultes : faible dans les deux rivières	15
3.3.3	Caractéristiques des adultes : madeleineaux de petite taille dans les deux rivières.....	16
3.3.4	Nombre d'œufs déposés : au-delà du seuil de conservation pour les deux rivières.....	17
3.4	Taux de survie en rivière et taux de retour de la mer.....	18
3.4.1	Survie en rivière, de l'œuf au smolt, pour la cohorte de 2006 : faible pour les deux rivières	18
3.4.2	Du smolt à l'adulte : taux de retour au-dessus de la moyenne historique pour les deux rivières	19
4	DISCUSSION.....	20

4.1 Évolution de l'abondance et des caractéristiques phénotypiques des populations témoins de saumon atlantique au Québec.....	20
4.2 Préviation prudente sur les retours pour 2013.....	22
4.3 Conclusion	23
ANNEXE I: SUIVI DE L'ANGUILLE D'AMÉRIQUE DANS LE SYSTÈME DE LA RIVIÈRE SAINT-JEAN EN GASPÉSIE.....	24
1 Migration saisonnière de l'anguille d'Amérique dans le système de la rivière Saint-Jean	24
2 Abondance de l'anguille d'Amérique dans le système de la rivière Saint-Jean.....	25
3 Suivi du recrutement de l'anguille d'Amérique dans l'estuaire de la rivière Saint-Jean.....	26
3.1 Résultat.....	28
REMERCIEMENTS.....	30
GLOSSAIRE.....	31
LISTE DES RÉFÉRENCES	32
TABLEAUX	37
FIGURES	56

LISTE DES TABLEAUX

Tableau I.	Captures de smolts en dévalaison printanière dans la rivière Saint-Jean en 2012.....	38
Tableau II.	Captures de smolts en dévalaison printanière dans la rivière de la Trinité en 2012.....	39
Tableau III.	Caractéristiques des smolts dans la rivière Saint-Jean en 2012.....	40
Tableau IV.	Caractéristiques des smolts dans la rivière de la Trinité en 2012.....	41
Tableau V.	Estimation de la dévalaison et caractéristiques des smolts de la rivière Saint-Jean de 1989 à 2012 et de la rivière de la Trinité de 1984 à 2012	42
Tableau VI.	Caractéristiques des ombles chevaliers échantillonnés en dévalaison dans la rivière de la Trinité de 1998 à 2012.....	43
Tableau VII.	Bilan de l'exploitation des saumons dans la rivière Saint-Jean de 1984 à 2012.....	44
Tableau VIII.	Bilan de l'exploitation des saumons dans la rivière de la Trinité de 1984 à 2012.....	45
Tableau IX.	Montaison totale des saumons par catégorie de groupe d'âge en mer dans la rivière Saint-Jean de 1984 à 2012.....	46
Tableau X.	Montaison totale des saumons par catégorie de groupe d'âge en mer dans la rivière de la Trinité de 1984 à 2012.....	47
Tableau XI.	Caractéristiques des ombles de fontaine anadromes dans la passe migratoire de la rivière de la Trinité de 1997 à 2012	48
Tableau XII.	Caractéristiques des saumons échantillonnés dans la rivière Saint-Jean en 2012.....	49
Tableau XIII.	Caractéristiques des saumons échantillonnés dans la rivière de la Trinité en 2012.....	50
Tableau XIV.	Caractéristiques des saumons échantillonnés dans la rivière Saint-Jean de 1983 à 2012.....	51
Tableau XV.	Caractéristiques des saumons échantillonnés dans la rivière de la Trinité de 1980 à 2012.....	52

Tableau XVI.	Survie en rivière, de l'œuf au smolt, dans les rivières Saint-Jean et de la Trinité de 1980 à 2012	53
Tableau XVII.	Taux de retour de la mer, du smolt jusqu'à l'adulte, dans les rivières Saint-Jean et de la Trinité	54
Tableau XVIII.	Captures et estimations d'anguilles en dévalaison printanière dans la rivière Saint-Jean de 2001 à 2012	55
Tableau XIX.	Estimation de l'abondance des anguilles dans les différents milieux du bassin versant de la rivière Saint-Jean en 2005 et estimation de l'abondance relative (CPUE) dans les différents milieux de 2005 à 2012.....	55
Tableau XX.	Abondance, abondance relative (CPUE) et caractéristiques des civelles capturées dans la trappe C1 dans l'estuaire de la rivière Saint-Jean de 2009 à 2012.....	55

LISTE DES FIGURES

Figure 1.	La rivière Saint-Jean dans son contexte géographique	57
Figure 2.	La rivière de la Trinité dans son contexte géographique	58
Figure 3.	Précipitations et température journalière de l'eau des rivières Saint-Jean et de la Trinité en 2012	59
Figure 4.	Dévalaison des smolts dans la rivière Saint-Jean en 2012.....	60
Figure 5.	Dévalaison des smolts dans la rivière de la Trinité en 2012.....	61
Figure 6.	Comparaison de la longueur totale moyenne journalière des smolts des rivières Saint-Jean et de la Trinité en 2012.....	62
Figure 7.	Classes de longueur des smolts mesurés vivants et intervalles de classes de longueur en fonction de l'âge des smolts échantillonnés dans les rivières Saint-Jean et de la Trinité en 2012.....	63
Figure 8.	Relation longueur-poids des smolts des rivières Saint-Jean et de la Trinité en 2012	64
Figure 9.	Abondance des madeleineaux et des rédibermarins dans les rivières Saint-Jean et de la Trinité de 1984 à 2012.....	65
Figure 10.	Nombre d'ombles de fontaine anadromes en montaison enregistrés annuellement à la passe migratoire, présentés par classes de taille, dans la rivière de la Trinité de 1985 à 2012.....	66
Figure 11.	Nombre d'ombles chevaliers anadromes en montaison enregistrés annuellement à la passe migratoire de la rivière de la Trinité de 1999 à 2012	66
Figure 12.	Nombre d'ombles de fontaine et d'ombles chevaliers anadromes en montaison enregistrés quotidiennement à la passe migratoire de la rivière de la Trinité en 2012.....	67
Figure 13.	Classes de longueur et intervalles de classes de longueur en fonction de l'âge des saumons adultes échantillonnés dans les rivières Saint-Jean et de la Trinité en 2012.....	68
Figure 14.	Poids moyen des saumons des rivières Saint-Jean et de la Trinité de 1983 à 2012 ..	69
Figure 15.	Longueur à la fourche moyenne des saumons des rivières Saint-Jean et de la Trinité de 1983 à 2012	70

Figure 16. Taux de survie en rivière, de l’œuf au smolt, dans les rivières Saint-Jean et de la Trinité.....	71
Figure 17. Taux de retour de la mer, du smolt à l’adulte, dans les rivières Saint-Jean et de la Trinité. L’abondance totale des saumons de la rivière Saint-Jean pour la dernière année est estimée.....	72
Figure 18. Relation entre la montaison de madeleineaux et celle des rédibermarins un an plus tard dans la rivière Saint-Jean de 1981 à 2012.....	73
Figure 19. Relation entre la montaison de madeleineaux et celle des rédibermarins un an plus tard, y compris la pêche commerciale, dans la rivière de la Trinité de 1979 à 2012. 74	
Figure 20. Anguilles capturées dans les trappes rotatives de la rivière Saint-Jean de 2001 à 2012.....	75
Figure 21. Classes de longueur des anguilles capturées en dévalaison dans les trappes rotatives de la rivière Saint-Jean en 2012	75
Figure 22. Position des trappes dans l’estuaire de la rivière Saint-Jean en 2009 et en 2010	76
Figure 23. Position des trappes dans l’estuaire de la rivière Saint-Jean en 2011 et en 2012	77
Figure 24. Nombre de civelles capturées par jour dans l’estuaire de la rivière Saint-Jean pendant les étés de 2009 à 2012. La ligne pointillée correspond à la hauteur de la marée (m). Cercles noirs = lunes noires; cercles blancs = pleines lunes	78-79
Figure 25. Nombre de civelles capturées, selon le stade de pigmentation, à l’embouchure de l’estuaire de la rivière Saint-Jean en 2009, 2010 et en 2012. Pour l’année 2012, seules les civelles échantillonnées non vivantes ont pu être analysées pour le stade pigmentaire.....	80
Figure 26. Nombre de civelles capturées par trappe, selon le stade de pigmentation, dans l’estuaire de la rivière Saint-Jean en 2010	81
Figure 27. Changements dans le temps de la longueur des civelles capturées dans l’estuaire de la rivière Saint-Jean en 2009, 2010 et en 2012	82

LISTE DES ANNEXES

Annexe I.	Suivi de l'anguille d'Amérique dans le système de la rivière Saint-Jean en Gaspésie	24
-----------	---	----

ANNEXES SUR SUPPORT ÉLECTRONIQUE

Annexe II.	Mesures des précipitations ainsi que de la température et du niveau de l'eau de la rivière Saint-Jean en 2012	
Annexe III.	Mesures des précipitations ainsi que de la température et du niveau de l'eau de la rivière de la Trinité en 2012	
Annexe IV.	Captures quotidiennes des espèces non visées lors de la dévalaison dans la rivière Saint-Jean en 2012	
Annexe V.	Captures quotidiennes des espèces non visées lors de la dévalaison dans la rivière de la Trinité en 2012	
Annexe VI.	Longueur des smolts dans la rivière Saint-Jean en 2012	
Annexe VII.	Longueur des smolts dans la rivière de la Trinité en 2012	
Annexe VIII.	Mesures morphométriques et lecture d'âge des smolts dans la rivière Saint-Jean en 2012	
Annexe IX.	Mesures morphométriques et lecture d'âge des smolts dans la rivière de la Trinité en 2012	
Annexe X.	Mesures morphométriques et lecture d'âge des saumons échantillonnés dans la rivière Saint-Jean en 2012	
Annexe XI.	Mesures morphométriques et lecture d'âge des saumons échantillonnés dans la rivière de la Trinité en 2012	
Annexe XII.	Inventaire des reproducteurs dans la rivière Saint-Jean en 2012	
Annexe XIII.	Distribution des saumons à la mi-saison, par secteur, dans la rivière Saint-Jean de 1989 à 2012	
Annexe XIV.	Montaison à la passe migratoire et capture quotidienne dans la rivière de la Trinité en 2012	

- Annexe XV. Longueur totale approximative des saumons enregistrés à la passe migratoire de la rivière de la Trinité en 2012
- Annexe XVI. Longueur totale approximative des ombles de fontaine anadromes enregistrés à la passe migratoire de la rivière de la Trinité en 2012
- Annexe XVII. Longueur totale approximative des ombles chevaliers enregistrés à la passe migratoire de la rivière de la Trinité en 2012
- Annexe XVIII. Longueur totale approximative des autres espèces enregistrées à la passe migratoire de la rivière de la Trinité en 2012
- Annexe XIX. Longueur des anguilles capturées en dévalaison dans la rivière Saint-Jean en 2012
- Annexe XX. Mesures morphométriques des ombles chevaliers anadromes échantillonnés lors de la dévalaison dans la rivière de la Trinité en 2012

1 INTRODUCTION

1.1 Importance des suivis fauniques dans un contexte de changements environnementaux

Devant les différentes influences anthropiques et les changements environnementaux croissants, les organisations régionales, nationales et internationales ont établi des règles et ont réaffirmé l'importance d'effectuer un suivi serré de la biodiversité en milieu naturel (Balmford et coll., 2005; Schwartz et coll., 2006; *Convention on Biological Diversity*, 2011; Pereira et Cooper, 2006). La biodiversité englobe la diversité des écosystèmes, des espèces, des populations ainsi que la diversité phénotypique et génétique pour une espèce donnée (Frankham et coll., 2002).

Depuis les dernières décennies, plus particulièrement, la biodiversité en général est menacée par les changements environnementaux rapides se produisant en milieu naturel, des changements auxquels les organismes ont peu de temps pour s'adapter (Gaston et Spicer, 2004). Ces changements du milieu sont principalement causés par l'augmentation de la densité des populations humaines et de leurs activités qui ont des répercussions sur les populations fauniques naturelles (Frankham et coll., 2002). Parmi eux, notons le réchauffement climatique, la pollution, la dégradation de l'habitat, l'exploitation, l'élevage d'animaux domestiques ainsi que l'introduction d'organismes exotiques et de maladies infectieuses (Vitousek et coll., 1997; Daszak et coll., 2000; Gaston et Spicer, 2004). Dans ce contexte, la biodiversité, et plus particulièrement la diversité génétique, est d'autant plus menacée qu'elle est essentielle pour assurer la viabilité des populations naturelles (Frankham et coll., 2002). En effet, la diversité génétique des populations naturelles permet une plus grande adaptabilité aux changements du milieu, réduit les effets nuisibles de la consanguinité associés à la fécondité et à la survie et diminue ainsi le risque d'extinction (Frankham et coll., 2002; Frankham, 2005). Heureusement, plusieurs études récentes démontrent le potentiel d'adaptation rapide (ou adaptation contemporaine) chez certaines populations naturelles devant les changements du milieu (Thompson, 1998; Stockwell et coll., 2003; Hairston et coll., 2005). Tout de même, dans une optique de conservation et de gestion moderne, il importe de comprendre comment les populations fauniques s'adaptent aux fluctuations du milieu pour ainsi prévoir les répercussions

potentielles et effectuer une gestion avant-gardiste des espèces sensibles, telles que les populations de poissons.

Dans un tel contexte de changements environnementaux rapides, un suivi serré de populations de référence est donc essentiel pour mieux comprendre comment les populations de poissons s'adaptent au milieu changeant et comment elles réagissent aux perturbations environnementales. Ces données permettent d'évaluer la probabilité de survie des populations à plus long terme et d'orienter les mesures de conservation et de gestion selon une optique prédictive.

Des suivis rigoureux de systèmes témoins sont effectués chez plusieurs populations de poissons, et plus particulièrement chez les Salmonidés, et ce, partout dans le monde (p. ex., Grant et coll., 2007; DFO, 2008). Ces suivis permettent d'évaluer les effets des changements climatiques (Gurney et coll., 2008), de l'arrivée d'un compétiteur ou d'un nouveau parasite (Miller et Vincent, 2008) et des différentes actions humaines comme la pollution ou l'exploitation (Bickham et coll., 2000; Conover et Munch, 2002; Conover et coll., 2009) sur les populations naturelles. Les suivis permettent également d'évaluer l'évolution d'indices clés de l'état de santé des populations naturelles, telle la diversité génétique. En effet, des changements dans la diversité génétique d'une population peuvent se faire sentir bien avant l'observation de changements dans l'abondance des individus, ce qui permet de réagir avant qu'un réel déclin ne survienne (Shrimpton et Heath, 2003; Swartz et coll., 2006; Hoffmann et Willi, 2008). Également, le suivi de populations témoins permet une gestion plus prédictive des stocks par l'élaboration de modèles de dynamique de population (Ricker, 1954; Beverton et Holt, 1957) parfois appliqués aux populations de salmonidés (Caron et coll., 1999; Legault, 2005; Gibson et coll., 2008). Plus récemment, les séries de données historiques tirées de suivis annuels de populations témoins ont permis d'effectuer des analyses de viabilité de populations (AVP) (Legault, 2005; Gibson et coll., 2008; Palstra et Dionne, 2011). Ces analyses plus complexes intègrent des paramètres relatifs à la dynamique des populations, et parfois aux composantes génétiques, afin de mieux prédire l'évolution de l'abondance et des caractéristiques des populations cibles ainsi que leur probabilité d'extinction, ce qui aide à orienter les décisions de gestion.

En résumé, le suivi étroit de populations témoins offre une série de données historiques qui permet : 1) de déterminer les conséquences potentielles des changements environnementaux et des activités humaines sur les populations; 2) de signaler de nouveaux stressseurs (pollution, parasite, etc.) avant qu'ils aient une incidence réelle; 3) de suivre les paramètres de santé des stocks, tels la diversité génétique et les taux de survie annuels, afin d'adapter les orientations de gestion de façon appropriée au moment opportun; et 4) de concevoir de nouveaux outils complémentaires tenant compte de l'évolution constante des populations afin de permettre une gestion prédictive des stocks exploités.

1.2 Le saumon atlantique dans un contexte évolutif

Le suivi serré de populations témoins apparaît donc essentiel pour la conservation et la gestion éclairée des stocks de poissons, plus particulièrement chez les espèces sensibles aux perturbations de l'environnement comme le saumon atlantique (*Salmo salar*). Le saumon atlantique est un poisson migrateur philopatride qui a colonisé des habitats diversifiés le long de l'océan Atlantique Nord depuis la dernière période glaciaire, il y a 14 000 à 7 000 ans (Schmidt, 1986; Dyke et Prest, 1987). En Amérique du Nord, on le trouve depuis le Connecticut jusqu'à la baie d'Ungava, alors qu'en Europe, il colonise les rivières depuis l'Espagne jusqu'aux eaux du nord de la Russie. Le saumon atlantique anadrome se reproduit en eau douce où il passe les premières années de sa vie (généralement de un à trois ans) avant de migrer vers la mer pour une période d'alimentation qui dure un an (madeleineaux ou grilses) ou deux ans et plus (rédibermarins), avant de retourner dans sa rivière natale pour se reproduire (Stabell, 1984).

Ce comportement de homing a permis au saumon de développer des adaptations locales, c'est-à-dire de s'adapter aux conditions biologiques et environnementales particulières de sa rivière natale (Taylor, 1991; Garcia de Leaniz et coll., 2007; Fraser et coll., 2011). De récents travaux soulignent d'ailleurs l'importance du régime de température et de la communauté de pathogènes en rivière comme facteurs favorisant l'adaptation fine du saumon atlantique à son milieu (Dionne et coll., 2007, 2009). Dans l'est du Canada, sept grandes régions génétiques ont été déterminées à ce jour pour le saumon atlantique (Dionne et coll., 2008), ce qui suggère que certains groupes de populations auraient des caractéristiques, et possiblement des adaptations, plus similaires que les

populations d'autres régions géographiques. Néanmoins, à l'intérieur de ces régions génétiques, chaque rivière possède sa propre identité génétique, comme c'est le cas d'ailleurs pour la plupart des rivières étudiées en Amérique du Nord (p. ex., O'Reilly et coll., 1996; Fontaine et coll., 1997; McConnell et coll., 1997; Spidle et coll., 2003; Verspoor et coll., 2005; Dionne et coll., 2008), ce qui souligne le caractère distinct de chaque population et la nécessité d'une gestion de cette espèce rivière par rivière.

L'abondance des saumons adultes en rivière a graduellement diminué depuis les dernières décennies sur toute l'aire de répartition de l'espèce (Parrish et coll., 1998; WWF, 2001; CIEM, 2012). Au Québec, leur nombre est passé d'environ 120 000 saumons adultes en moyenne durant les années 1980 à près de 69 000 saumons en moyenne depuis les années 2000 pour les 114 rivières à saumons suivies sur le territoire, une diminution touchant particulièrement les rédibermarins (CIEM, 2012). Certaines populations du sud de l'aire de répartition, telles les populations de la baie de Fundy intérieure, ont été déclarées en voie de disparition par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC, 2011). Au Québec, le saumon de la plupart des régions a obtenu le statut de « préoccupant », alors qu'il est déclaré en voie de disparition sur l'île d'Anticosti. Dans ce contexte, il devient important de poursuivre les efforts de suivis serrés de populations modèles afin de mieux comprendre les effets des variations environnementales et humaines sur l'intégrité biologique et génétique des stocks de saumon atlantique pour ainsi adapter les orientations de gestion et de conservation en fonction de l'état actuel de l'espèce.

1.3 Suivi de deux rivières témoins pour le saumon atlantique au Québec

C'est dans ce contexte que le suivi de deux rivières témoins a débuté il y a plus de 30 ans au Québec dans deux régions géographiques et génétiques distinctes : la rivière Saint-Jean en Gaspésie et la rivière de la Trinité sur la Côte-Nord. L'information tirée de ces rivières a été utilisée à diverses fins au cours des dernières années, notamment pour établir des seuils de conservation associés à chacune des rivières à saumon du Québec. Le seuil de conservation, calculé selon le modèle *stock-recrutement* de Ricker (1954), représente le nombre minimal d'œufs requis pour assurer une certaine stabilité du recrutement annuel des populations de

chacune des rivières, tout en optimisant la possibilité de récolte (Caron et coll., 1999). Les données historiques associées aux rivières témoins ont également permis d'effectuer les premières étapes de développement d'analyses de viabilité de population (AVP) permettant de prédire l'abondance et la condition des populations à plus long terme ainsi que leur probabilité de persistance (Palstra et Dionne, 2011).

L'objectif principal de ces travaux est d'obtenir une série de données historiques permettant de suivre l'évolution de la dynamique de deux populations naturelles modèles appartenant à deux régions distinctes du Québec. Plus précisément, ces travaux visent à suivre l'évolution de l'abondance et des caractéristiques phénotypiques et génétiques des jeunes en dévalaison et des adultes en montaison. Également, ce projet vise à suivre l'évolution des taux de survie en rivière et des taux de retour de la mer afin d'évaluer l'état de ces populations témoins, d'identifier les facteurs potentiellement responsables des fluctuations observées et, ultimement, de fournir des données fiables pour orienter les mesures de gestion des rivières à saumon du Québec.

2 MÉTHODOLOGIE

2.1 Zone d'étude et données environnementales

Deux populations de saumon atlantique appartenant à deux régions géographiques et génétiques distinctes sont suivies annuellement, la première dans la rivière Saint-Jean, à l'extrémité est de la Gaspésie (48° 46' 8" N., 64° 26' 51" O., figure 1) et la deuxième, dans la rivière de la Trinité, sur la Moyenne-Côte-Nord, à mi-chemin entre les villes de Baie-Comeau et de Port-Cartier (49° 25' 5" N., 67° 18' 16" O., figure 2).

La rivière Saint-Jean est la plus grande des deux rivières témoins : elle draine un bassin de 1 122 km² et la longueur de son cours principal, depuis sa source jusqu'à son estuaire, est de 109 km. La superficie totale de la rivière accessible au saumon est estimée à 2,13 millions de mètres carrés et le nombre d'unités de production (UP) est de 1,51 million. Le seuil de conservation, c'est-à-dire le nombre minimal d'œufs requis pour la conservation de la population de la rivière Saint-Jean, est de 1,88 million (Caron et coll., 1999). La rivière coule sur de la roche sédimentaire calcaire, ce qui contribue à donner une grande conductivité à l'eau et à maintenir le pH basique. L'écoulement de la rivière est rapide sur toute sa longueur, la granulométrie grossière et les faciès d'écoulement dominants sont les seuils. Dans la partie inférieure de son cours, la roche mère domine dans plusieurs sections. En amont de la limite de la zone d'influence des marées, à 5 km de la mer, la rivière se divise en un réseau de canaux dont les plus importants sont presque complètement obstrués par des embâcles naturels de troncs d'arbres. Finalement, la rivière forme un barachois de 5,4 km² soumis à l'influence des marées, pour ensuite se jeter dans la mer. La très grande partie du bassin de drainage est couverte d'une sapinière à bouleau jaune, dans la partie basse de la rivière, et d'une sapinière à bouleau blanc, dans la partie supérieure.

La rivière de la Trinité, quant à elle, draine un bassin de 551 km², soit environ la moitié de la taille de celui de la Saint-Jean, et se jette directement dans les eaux du golfe du Saint-Laurent. La longueur de son cours principal est de 75 km, mais le saumon fréquente uniquement les 70 premiers kilomètres. Un barrage est situé à environ 150 m de l'embouchure et les saumons utilisent une passe migratoire pour franchir l'obstacle. La superficie totale de la rivière accessible

au saumon est estimée à 1,91 million de mètres carrés et le nombre d'UP est de 0,99 million, soit environ les deux tiers du nombre d'unités de la rivière Saint-Jean. Le seuil de conservation pour la population de la rivière de la Trinité est de 1,63 million d'œufs. La rivière coule sur les roches granitiques du Bouclier canadien. La conductivité de l'eau est faible et le pH est acide. La rivière est marquée par une succession d'écoulements rapides et plus lents; le sable y est omniprésent, sauf dans les zones d'écoulement rapide. L'ensemble du bassin de drainage est couvert d'une sapinière à bouleau blanc.

Outre le saumon atlantique, l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*), l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) et l'épinoche à trois épines (*Gasterosteus aculeatus*) se trouvent dans les deux rivières. La lamproie marine (*Petromyzon marinus*) fraie aussi dans la rivière Saint-Jean, mais on ne possède pas de telles données en ce qui a trait à la rivière de la Trinité. Les autres espèces y sont très rares ou limitées à des habitats particuliers. Dans la rivière Saint-Jean, par exemple, quelques spécimens de truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) et de gaspareau (*Alosa pseudoharengus*) ont été capturés. Dans la rivière de la Trinité, on trouve une population d'omble chevalier (*Salvelinus alpinus*) anadrome, de meunier rouge (*Catostomus catostomus*), de meunier noir (*C. commersoni*), d'épinoche à quatre épines (*Apeltes quadracus*) et d'épinoche à neuf épines (*Pungitius pungitius*).

Les deux rivières présentent des régimes hydrique et thermique différents. La débâcle et le réchauffement printanier se produisent généralement plus tôt dans la rivière Saint-Jean que dans la rivière de la Trinité. Des données sur la température de l'eau sont recueillies quotidiennement durant toute l'année par un thermographe pour les deux rivières témoins ($\pm 0,1$ °C, figure 3). La température de l'eau enregistrée pendant l'hiver se situe normalement autour de 0 °C (données non publiées, MDDEFP). Finalement, des mesures quotidiennes de précipitations à l'aide d'un pluviomètre ($\pm 0,5$ mm) et du niveau de l'eau à l'aide d'une règle ($\pm 0,5$ cm) sont recueillies pour les deux rivières témoins.

2.2 Échantillonnage des smolts en dévalaison et des adultes en montaison

2.2.1 Échantillonnage des smolts en dévalaison

L'estimation du nombre de smolts se fait par la méthode de capture-recapture. Les smolts sont capturés dans la zone de capture, marqués par l'ablation de la nageoire adipeuse (M) et relâchés. Une zone de recapture, située en aval, permet la capture (C) et l'observation du nombre d'individus marqués recapturés (R). La section de rivière située entre les deux zones permet un mélange homogène des smolts capturés et non capturés dans la zone de capture. La taille de la population de smolts en dévalaison (N) est ensuite estimée à l'aide de l'estimateur de Petersen (modifié par Chapman, 1951) de la façon suivante :

$$N = [(M + 1) (C + 1)] / (R + 1) \text{ (Ricker, 1980).}$$

Sur la rivière Saint-Jean, une barrière de comptage munie d'un piège et couvrant près de la moitié de la rivière sert d'engin de capture au kilomètre 8 (kilomètres de rivière depuis l'eau saumâtre). La zone de recapture est située au kilomètre 6,5 et est munie de deux trappes rotatives installées côte à côte. Sur la rivière de la Trinité, une première trappe rotative est installée dans la zone de capture au kilomètre 9 et la seconde est mise à l'eau dans la zone de recapture au kilomètre 3,2.

Afin de déterminer la longueur des smolts en dévalaison dans chacune des rivières, la longueur totale de 50 smolts vivants choisis au hasard est mesurée quotidiennement. Également, afin de décrire plus précisément les caractéristiques des smolts en dévalaison, environ 200 d'entre eux sont prélevés dans la zone de recapture selon la proportion des captures journalières, et ce, pour mesurer la longueur totale, la longueur à la fourche (± 1 mm) et le poids ($\pm 0,1$ g), pour noter le sexe et prélever des écailles afin de déterminer l'âge des individus.

Dans le but d'étudier l'évolution des caractéristiques génétiques des deux populations témoins, un morceau de nageoire adipeuse est prélevé sur 100 smolts répartis sur l'ensemble de la période

de dévalaison annuellement. Les tissus sont conservés dans de l'éthanol à 95 % et ensuite congelés pour un entreposage à plus long terme.

Depuis 1998, le ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) participe à un projet dirigé par Michael Power du Département de biologie de l'Université de Waterloo, visant à évaluer l'écologie trophique du saumon atlantique et de l'omble chevalier dans différentes rivières du Québec et de Terre-Neuve. Pour ce faire, 20 smolts sont échantillonnés chaque année dans les deux rivières témoins de même que 20 ombles chevaliers dans la rivière de la Trinité afin d'analyser leur signature isotopique et ainsi d'évaluer la diète de ces espèces et l'utilisation de leur habitat dans le temps.

2.2.2 *Échantillonnage des saumons adultes en montaison*

Dans la rivière Saint-Jean, le dénombrement des adultes se fait en apnée, après la fin de la montaison, un classement par catégorie (madeleineaux et rédibermarins) est alors effectué. Cela représente le nombre minimal de géniteurs présents dans la rivière, puisqu'aucun ajustement n'est fait pour tenir compte des poissons ayant pu échapper aux observateurs. Le nombre total de saumons revenus en rivière est ensuite obtenu en ajoutant tous les poissons capturés et gardés ou trouvés morts dans la rivière avant l'inventaire. La prise de données morphométriques (longueur à la fourche, poids et sexe) et le prélèvement d'écailles sont effectués lors de l'enregistrement des captures par la pêche sportive. Ces données sont également recueillies sur les saumons trouvés morts.

Dans la rivière de la Trinité, le dénombrement des saumons est effectué lors de leur passage dans une passe migratoire, reconstruite et rénovée en 2009. La longueur totale de chaque saumon est obtenue grâce à une règle, graduée tous les 10 cm, située sur le plancher de la cage de rétention. La date ainsi que l'heure de passage sont également notées. Les spécimens de moins de 65 cm sont classés dans la catégorie des madeleineaux, les autres, dans celle des rédibermarins. Le nombre total de saumons revenus en rivière est ensuite obtenu en ajoutant aux montaisons de la passe migratoire toutes les captures sportives et les saumons trouvés morts en aval de la passe migratoire. La prise de mesures morphométriques plus détaillées (longueur à la fourche, longueur totale, poids et sexe) ainsi que le prélèvement d'écailles et d'un bout de nageoire

adipeuse sont effectués sur les madeleineaux lors de l'enregistrement des captures sportives. En 2002, et depuis 2004, la remise à l'eau de tous les rédibermarins est obligatoire dans cette rivière. Afin de recueillir des données sur les caractéristiques de ces derniers, un échantillonnage est fait dans la passe migratoire lors de leur passage. La longueur à la fourche est mesurée, les écailles sont prélevées pour la détermination de l'âge et un bout de nageoire adipeuse est conservé pour l'analyse génétique. Les poissons d'autres espèces, tels que les ombles de fontaine et les ombles chevaliers, sont également dénombrés et mesurés lors de leur passage.

2.3 Calculs des taux de survie en rivière et des taux de retour de la mer

Les évaluations annuelles du nombre de smolts en dévalaison et d'adultes en montaison nous permettent d'estimer les taux de survie en rivière, de l'œuf au smolt, de même que les taux de retour de la mer, du smolt à l'adulte.

L'estimation du taux de survie en rivière s'effectue en comparant le nombre d'œufs déposés en rivière par une cohorte donnée avec le nombre de smolts de cette même cohorte qui dévalent la rivière quelques années plus tard. Le nombre d'œufs déposés lors d'une année donnée est calculé en fonction du nombre de femelles de retour en rivière, de leur poids ainsi que du nombre d'œufs moyen par kilogramme par femelle (madeleineaux : 2 025 œufs/kg, rédibermarins : 1 744 œufs/kg, Leclerc et coll., en préparation). Les œufs déposés en rivière deviennent des smolts qui ne migrent pas tous la même année vers la mer. Afin de calculer le nombre de smolts produits par la fraie d'une année, par exemple celle de 2006, il faut additionner le nombre de smolts de 2 ans en 2009, de 3 ans en 2010, de 4 ans en 2011 et de 5 ans en 2012. La majorité des smolts des deux rivières témoins migrent vers la mer à l'âge de 3 ans et très peu dévalent à l'âge de 5 ans.

Les smolts qui migrent vers la mer ne reviennent pas tous la même année; les madeleineaux reviennent un an plus tard et les dibermarins deux ans après leur départ de la rivière. Dans les deux rivières témoins, très peu de saumons demeurent trois ans en mer avant de revenir frayer une première fois. La majorité des saumons revient dans la rivière Saint-Jean après un séjour de deux ans en mer alors que, dans la rivière de la Trinité, la majorité revient après une seule année

en mer. Un plus long séjour en mer se fait au détriment de la probabilité de survie, mais lors du retour, ces saumons sont de plus grande taille et ont une fécondité moyenne plus élevée que ceux ayant passé un an en mer. Le taux de retour à la suite du séjour en mer de chaque cohorte de smolts est calculé en comparant le nombre de smolts en dévalaison pour une année donnée, estimé par la méthode de capture-recapture, avec le nombre d'adultes de cette même cohorte qui retournent en rivière un an, deux ans et trois ans plus tard, selon les lectures d'âge.

2.4 Statistiques

L'évolution de l'abondance des smolts et des adultes dans le temps, de leur taille, de leur facteur de condition ainsi que de la proportion de femelles a été testée par des modèles de régression linéaire pour les deux rivières témoins. Cette même analyse a été utilisée pour évaluer l'évolution de l'âge moyen des smolts et la déposition d'œufs. L'évolution des taux de survie en rivière ainsi que des taux de retour de la mer depuis les années 1980 a également été évaluée à l'aide de modèles de régression linéaire pour les deux rivières témoins. Les modèles de régression alternatifs tels les modèles quadratiques, logistiques, logarithmiques et cycliques ont également été testés et comparés au modèle linéaire à l'aide de l'approche par sélection de modèle basée sur le critère d'information Akaike (AIC).

3 RÉSULTATS

3.1 Conditions environnementales

En 2012, l'eau s'est réchauffée plus tôt qu'habituellement dans la rivière Saint-Jean et surtout dans la Trinité, elle a atteint les 10 °C le 19 mai dans les deux rivières, alors que ce réchauffement se fait généralement plus tard, soit au cours des derniers jours de mai, en moyenne (figure 3). Le réchauffement hâtif, les conditions climatiques chaudes et les faibles précipitations ont favorisé le maintien d'un niveau d'eau très bas tout au long de la saison dans la rivière Saint-Jean, alors que le niveau d'eau de la rivière de la Trinité a suivi les normales saisonnières.

3.2 Dévalaison des smolts

3.2.1 Période de dévalaison

Le déclenchement de la dévalaison coïncide avec le réchauffement printanier et se produit habituellement lorsque la température de l'eau approche les 10 °C. D'autres facteurs semblent également influencer le moment de la dévalaison, comme le débit de la rivière et la date à laquelle se produit le réchauffement. En effet, il a été observé dans le passé qu'un réchauffement très hâtif n'enclenche pas nécessairement toute la dévalaison, de même qu'un printemps tardif verra des smolts quitter la rivière à des températures plus basses.

En raison d'un réchauffement hâtif, la dévalaison s'est produite plus tôt en saison que normalement dans les rivières Saint-Jean et de la Trinité. Dans la rivière Saint-Jean, la dévalaison s'est déroulée du 8 mai au 20 juin, 80 % des captures de smolts s'étant concentrées du 16 mai au 28 mai (tableau I). Dans la rivière de la Trinité, la dévalaison s'est déroulée du 24 mai au 22 juin, pour se concentrer principalement du 2 au 14 juin (tableau II).

3.2.2 *Faible abondance de smolts*

Les données sur le nombre de captures et de poissons marqués quotidiennement sont présentées dans les tableaux I et II ainsi que dans les figures 4 et 5. Dans la rivière Saint-Jean, la débâcle a causé d'importants bris au quai et aux structures de la barrière de comptage, nécessitant des travaux de réparation majeurs et retardant ainsi sa mise en fonction jusqu'au 23 mai. Pendant les travaux, les smolts capturés dans les trappes rotatives à la zone de recapture ont été remontés, marqués et relâchés à la zone de capture. De plus, une crue printanière a nécessité le retrait des trappes rotatives du 11 au 14 mai. Le nombre de smolts ayant dévalé pendant cet arrêt a donc été estimé en utilisant la moyenne des abondances observées deux jours avant et deux jours après. Le nombre de smolts ayant descendu la rivière au printemps 2012 est donc évalué à 40 787, soit 52 % sous la moyenne historique. Dans la rivière de la Trinité, l'estimation obtenue est de 45 108 smolts, soit 15 % sous la moyenne historique. Depuis les années 1980, l'abondance des smolts en dévalaison a diminué significativement dans les deux rivières témoins (Saint-Jean : $r^2 = 0,33$, $p = 0,004$; de la Trinité : $r^2 = 0,41$, $p = 0,0003$).

3.2.3 *Caractéristiques des smolts*

Les caractéristiques des smolts échantillonnés en 2012 sont présentées dans les tableaux III et IV. Nous obtenons la longueur moyenne des smolts à partir des poissons échantillonnés et de ceux mesurés vivants et remis à l'eau. Dans la rivière Saint-Jean, la longueur totale moyenne des 200 smolts échantillonnés est de 128 mm et celle des 1 500 smolts mesurés vivants est de 133 mm. Dans la rivière de la Trinité, la longueur totale moyenne est de 135 mm pour les 203 smolts échantillonnés et de 133 mm pour les 1 199 smolts mesurés vivants. En général, la longueur moyenne journalière des smolts a tendance à s'accroître durant la saison dans les deux rivières, ce que nous observons en 2012, principalement pour la rivière Saint-Jean (figure 6). Au cours des années, la longueur totale moyenne des smolts a fluctué, mais elle demeure relativement stable dans le temps (Saint-Jean : $r^2 = 0,12$, $p = 0,10$; de la Trinité : $r^2 = 0,12$, $p = 0,09$).

On trouve annuellement une différence de taille, bien que minime, entre les smolts de ces deux rivières. Contrairement à ce que l'on pourrait croire, les smolts de la rivière Saint-Jean, dont la taille moyenne historique est de 126 mm, sont en moyenne plus âgés (3,40 ans) que ceux de la rivière de la Trinité (2,98 ans), qui sont pourtant de taille supérieure, mesurant en moyenne 133 mm (tableau V). Dans la rivière Saint-Jean, les smolts de 3 et 4 ans représentent 53 % et 39 % des individus de la dévalaison, alors que dans la rivière de la Trinité, la classe d'âge de 3 ans domine nettement avec 78 % des effectifs.

La taille des smolts n'est donc pas nécessairement révélatrice de leur âge. En effet, la structure de taille présente une distribution normale sans égard à l'âge des smolts (figure 7). Également, la longueur totale des smolts n'est pas corrélée avec leur âge (Saint-Jean : $r^2 = 0,002$, $p = 0,82$; de la Trinité : $r^2 = 0,008$, $p = 0,66$). L'âge moyen des smolts de la rivière Saint-Jean a diminué avec le temps, passant en moyenne de 3,6 à 3,3 ans depuis les années 1980 ($r^2 = 0,35$, $p = 0,002$), alors que celui des smolts de la rivière de la Trinité est resté stable ($r^2 = 0,001$, $p = 0,86$).

Le poids des smolts des deux rivières, tout comme leur longueur, est également resté stable au cours des années (Saint-Jean : $r^2 = 0,02$, $p = 0,49$; de la Trinité : $r^2 < 0,0001$, $p = 1,00$). La figure 8 révèle que les relations longueur-poids chez les smolts des deux rivières témoins sont similaires. Le facteur de condition de Fulton (K) ($100\,000 * \text{poids}/\text{longueur}^3$; Thompson, 1942) donne un indice de la condition générale du poisson. Une valeur près de 1 indique une bonne condition d'embonpoint. En 2012, le K moyen était de 0,87 dans la rivière Saint-Jean et de 0,92 dans la rivière de la Trinité, ce qui est similaire à la moyenne historique de 0,88 et 0,92, respectivement (tableau V). Au cours des années, le facteur de condition des smolts de la rivière Saint-Jean a diminué avec le temps ($r^2 = 0,44$, $p = 0,0004$), alors qu'il est resté stable pour la rivière de la Trinité ($r^2 = 0,09$, $p = 0,12$).

Chez les smolts, on trouve habituellement plus de femelles que de mâles. La moyenne historique du rapport des sexes chez les smolts est de 64 % pour les femelles dans la rivière Saint-Jean et de 60 % dans la rivière de la Trinité (tableau V). Des sex-ratios de 63 % et 59 % pour les femelles ont été observés respectivement dans la dévalaison en 2012, ce qui est semblable aux moyennes historiques des deux rivières (tableau V). Sur le plan historique, la proportion de femelles est

stable dans le temps pour les deux rivières (Saint-Jean : $r^2 = 0,02$, $p = 0,48$; de la Trinité : $r^2 = 0,06$, $p = 0,21$).

Au cours de la dévalaison des smolts dans la rivière de la Trinité, 20 ombles chevaliers ont été échantillonnés dans le cadre du projet sur les isotopes stables. Le tableau VI présente leurs caractéristiques.

3.3 Montaison des adultes

3.3.1 Pêche sportive : baisse du succès pour les deux rivières

À la suite du dénombrement des saumons adultes réalisé à la mi-saison dans la rivière Saint-Jean en apnée, les gestionnaires ont pris la décision d'obliger la remise à l'eau des rédibermarins tout au long de la saison de pêche. Il a fallu aux pêcheurs 1 909 jours de pêche sur la rivière Saint-Jean pour récolter 81 madeleineaux, 2 rédibermarins et remettre à l'eau 349 saumons. Il est à noter que les deux rédibermarins ont été capturés par la communauté autochtone Gespeg de Gaspé. Le succès de pêche est donc de 0,04 saumon gardé par jour (ou 0,23 saumon capturé, remis à l'eau ou non), ce qui est inférieur à la moyenne des cinq dernières années de 0,10 saumon par jour (tableau VII).

Sur la rivière de la Trinité, il a fallu 973 jours de pêche pour récolter 64 madeleineaux et remettre à l'eau 43 saumons, pour un succès de pêche de 0,07 saumon gardé par jour, ce qui est inférieur à la moyenne des cinq dernières années de 0,14 saumon par jour (tableau VIII).

3.3.2 Montaison des adultes : faible dans les deux rivières

Dans la rivière Saint-Jean, le dénombrement des géniteurs en fin de saison s'est déroulé le 24 septembre, les conditions climatiques et la visibilité ayant été favorables. En raison des conditions printanières favorables de niveau d'eau et de température, les saumons ont pu atteindre le secteur amont de la rivière avant l'installation de la barrière de rétention. De ce fait, il est possible que des saumons aient pu échapper au dénombrement réalisé en aval de la barrière

de rétention. Le nombre de saumons en montaison demeure donc une estimation minimale. L'abondance estimée de la montaison en 2012 pour cette rivière est de 171 madeleineaux et 530 rédibermarins pour un total de 701 saumons (tableaux VII et IX), ce qui représente la plus petite abondance totale enregistrée depuis 1984 (tableau VII). Dans la rivière de la Trinité, la montaison totale est estimée à 549 saumons, soit 263 madeleineaux et 286 rédibermarins, ce qui est inférieur de 37 % à la moyenne des cinq dernières années pour la montaison totale et de 56 % pour la montaison des madeleineaux (tableaux VIII et X).

Historiquement, le nombre de madeleineaux dans la rivière Saint-Jean est resté stable ($r^2 = 0,02$, $p = 0,46$), alors qu'il a diminué significativement avec le temps dans la rivière de la Trinité ($r^2 = 0,57$, $p < 0,0001$), plus particulièrement de 1990 à 1993 (figure 9). Le nombre de rédibermarins a par contre diminué significativement depuis les années 1980 dans les deux rivières témoins (Saint-Jean : $r^2 = 0,22$, $p = 0,006$; de la Trinité : $r^2 = 0,40$, $p < 0,0001$).

En ce qui concerne les autres espèces dénombrées dans la passe migratoire de la rivière de la Trinité, le nombre d'ombles de fontaine qui a franchi la passe migratoire en 2012 était de 4 123 individus (figure 10). Vingt-trois ombles chevaliers ont été observés dans la passe migratoire en 2012 (figure 11). La figure 12 présente les dates de montaison de l'omble de fontaine et de l'omble chevalier au cours de la saison 2012, le tableau XI présente les caractéristiques des ombles de fontaine.

3.3.3 Caractéristiques des adultes : madeleineaux de petite taille dans les deux rivières

Les caractéristiques des saumons adultes récoltés durant la saison 2012 sont présentées dans les tableaux XII et XIII ainsi que dans les figures 13 à 15. La synthèse de ces données depuis 1980 est présentée dans les tableaux XIV et XV.

Le poids moyen des madeleineaux a diminué en 2012 par rapport aux dernières années, avec 1,60 kg et 1,53 kg dans les rivières Saint-Jean et de la Trinité, respectivement, comparativement à la moyenne historique respective qui est de 1,66 kg et de 1,67 kg (figure 14). La longueur des madeleineaux a également diminué en 2012, atteignant 54,5 cm dans la rivière Saint-Jean et

52,3 cm dans la rivière de la Trinité, ce qui est inférieur à la moyenne historique respective de 55,2 cm et de 54,1 cm (figure 15). L'interdiction de conserver les rédibermarins à la pêche sportive dans la rivière Saint-Jean n'a pas permis de recueillir des données précises sur leurs caractéristiques. La longueur et le poids moyen historique des dibermarins sont de 75,7 cm et de 4,38 kg (tableau XIV). Sur la rivière de la Trinité, l'obligation de remettre à l'eau tous les rédibermarins de même que l'échantillonnage dans la passe migratoire ne permettent pas d'obtenir de données quant au poids moyen de ces derniers. La longueur moyenne des dibermarins était, quant à elle, de 75,5 cm en 2012, ce qui est supérieur à la moyenne historique de 73,7 cm (tableaux XIII et XV).

Nous observons une augmentation de la longueur à la fourche avec le temps chez les madeleineaux dans les deux rivières (Saint-Jean : $r^2 = 0,41$, $p = 0,0006$; de la Trinité : $r^2 = 0,24$, $p = 0,006$) et une augmentation du poids dans la rivière de la Trinité ($r^2 = 0,30$, $p = 0,0009$), alors qu'il demeure stable dans la rivière Saint-Jean ($r^2 = 0,12$, $p = 0,09$). Nous observons également une augmentation de la longueur à la fourche dans le temps chez les dibermarins des deux rivières (Saint-Jean : $r^2 = 0,30$, $p = 0,006$; de la Trinité : $r^2 = 0,47$, $p < 0,0001$). Par ailleurs, le facteur de condition (K) des madeleineaux a diminué dans la rivière Saint-Jean ($r^2 = 0,36$, $p = 0,002$), mais est resté stable dans la rivière de la Trinité ($r^2 = 0,0003$, $p = 0,93$).

Concernant la proportion de femelles chez les madeleineaux, aucune femelle n'a été échantillonnée dans les deux rivières en 2012, la moyenne historique étant de 1,3 % pour la rivière Saint-Jean et de 8,6 % pour la rivière de la Trinité (tableaux XIV et XV). La proportion de femelles chez les madeleineaux est relativement stable temporellement dans la rivière Saint-Jean ($r^2 = 0,02$, $p = 0,51$), alors qu'elle augmente historiquement dans la rivière de la Trinité ($r^2 = 0,13$, $p = 0,04$). La proportion de femelles chez les dibermarins augmente significativement dans les deux rivières (Saint-Jean : $r^2 = 0,52$, $p = 0,0005$; de la Trinité : $r^2 = 0,47$, $p = 0,0003$).

3.3.4 Nombre d'œufs déposés : au-delà du seuil de conservation pour les deux rivières

L'évaluation du nombre d'œufs déposés en rivière se base sur l'évaluation du nombre de géniteurs et de leurs caractéristiques de poids et de fécondité (Caron, 1990; Leclerc et coll., en

préparation). Les caractéristiques des madeleineaux et des rédibermarins sont obtenues à partir des observations faites sur les poissons qui sont capturés ou échantillonnés dans la passe migratoire. Les caractéristiques moyennes des saumons sont utilisées dans le calcul, plutôt que les valeurs annuelles, puisque le faible nombre de saumons échantillonnés certaines années entraînerait des biais importants. Le poids moyen et la proportion de femelles utilisées chez les madeleineaux et les rédibermarins sont une moyenne pondérée depuis 1992, année à partir de laquelle des changements ont été notés dans les caractéristiques des saumons. Le calcul du nombre d'œufs déposés tient compte du nombre de géniteurs, de la proportion de femelles, du poids moyen et de la valeur standard d'œufs par kilogramme, à la fois pour les madeleineaux et les rédibermarins. En 2012, les valeurs standards de fécondité relative ont été révisées à 2 025 œufs/kg pour les madeleineaux et à 1 744 œufs/kg pour les rédibermarins (Leclerc et coll., en préparation).

Selon ces calculs, les géniteurs de la rivière Saint-Jean, au nombre de 89 madeleineaux et de 528 rédibermarins (1 et 373 femelles respectivement), ont déposé 3,08 millions d'œufs lors de la fraie, ce qui représente 164 % du seuil de conservation de cette rivière (tableau VII). Dans la rivière de la Trinité, les 199 madeleineaux et les 285 rédibermarins (24 et 264 femelles, respectivement) ont déposé 2,22 millions d'œufs, soit 136 % du seuil de conservation (tableau VIII). Sur le plan historique, la déposition d'œufs dans les rivières témoins est restée stable (Saint-Jean : $r^2 = 0,0001$, $p = 0,95$; de la Trinité : $r^2 = 0,08$, $p = 0,11$).

3.4 Taux de survie en rivière et taux de retour de la mer

3.4.1 Survie en rivière, de l'œuf au smolt, pour la cohorte de 2006 : faible pour les deux rivières

Sur le plan historique, le taux de survie en rivière, de l'œuf au smolt, a diminué avec le temps dans la rivière Saint-Jean ($r^2 = 0,33$, $p < 0,01$), alors qu'il est demeuré relativement stable dans la rivière de la Trinité ($r^2 = 0,14$, $p = 0,06$; figure 16). Le taux de survie moyen observé en rivière, de l'œuf au smolt, est de 2,49 % (de 0,77 % à 4,85 %) dans la rivière Saint-Jean et de 2,29 % (de 1,20 % à 4,82 %) dans la rivière de la Trinité (tableaux XVI et XVII, figure 16). Le taux de

survie en rivière de la dernière cohorte, celle de 2006, a été de 1,32 % dans les deux rivières, ce qui est inférieur à leur moyenne historique respective. Notons que l'on utilise 2,5 % comme taux de survie normalisé en rivière, ce qui est près, mais légèrement plus élevé que les taux moyens observés dans les rivières témoins (Caron et Le Bel, 1991).

3.4.2 Du smolt à l'adulte : taux de retour au-dessus de la moyenne historique pour les deux rivières

L'évolution historique des taux de retour en rivière, du smolt à l'adulte, à la suite de la période d'alimentation en mer, varie selon la rivière. Le taux de retour de la mer de tous les adultes a fluctué dans le temps, mais est resté stable pour la rivière Saint-Jean ($r^2 = 0,03$, $p = 0,45$), alors qu'il a diminué significativement avec le temps pour la rivière de la Trinité ($r^2 = 0,26$, $p = 0,008$). Lorsque les madeleineaux et les rédibermarins sont analysés séparément, le taux de retour, du smolt à l'adulte, montre une stabilité dans le temps chez les madeleineaux, mais une tendance à la diminution dans la rivière de la Trinité (Trinité : $r^2 = 0,14$, $p = 0,05$; Saint-Jean : $r^2 = 0,11$, $p = 0,13$). Chez les dibermarins, le taux de retour demeure stable dans le temps pour la population de la rivière Saint-Jean ($r^2 = 0,01$, $p = 0,61$), alors qu'il diminue significativement pour la rivière de la Trinité ($r^2 = 0,46$, $p = 0,0001$; figure 17). Le taux de retour de la cohorte de smolts partis en migration en 2009 de la rivière Saint-Jean a été de 2,69 % (madeleineaux : 0,80 %; dibermarins : 1,86 %, tableau XVIII), ce qui représente le plus haut taux de retour enregistré depuis le début de l'étude. Pour la cohorte de 2010, en incluant une estimation de l'abondance des tribermarins qui seront de retour l'an prochain, un taux de retour de 1,77 % est estimé, ce qui est supérieur à la moyenne historique observée à 1,34 %. Pour la rivière de la Trinité, le taux de retour, du smolt à l'adulte, a atteint 3,16 % pour la cohorte de 2010 (madeleineaux : 2,54 %; dibermarins : 0,62 %), taux qui n'a pas été observé depuis 1990, alors que la moyenne historique est de 2,32 % (tableau XVIII, figure 17). Les taux de retour des smolts de 2011, revenus comme madeleineaux l'année suivante, se sont élevés à 0,38 % pour la rivière Saint-Jean (moyenne historique : 0,44 %) et à 0,60 % pour la rivière de la Trinité (moyenne historique : 1,39 %).

4 DISCUSSION

Un suivi serré de populations de référence est essentiel pour mieux comprendre comment les populations de poissons sensibles aux changements du milieu, tel le saumon atlantique, s'adaptent à un environnement changeant. Les caractéristiques phénotypiques et génétiques ainsi que les données sur la dynamique des populations permettent d'évaluer l'état des populations et leur probabilité de persistance à plus long terme, ce qui représente un outil essentiel pour la conservation et la gestion de l'espèce.

4.1 Évolution de l'abondance et des caractéristiques phénotypiques des populations témoins de saumon atlantique au Québec

Le suivi des deux populations témoins de saumon atlantique dans la rivière Saint-Jean en Gaspésie et dans la rivière de la Trinité sur la Côte-Nord permet d'observer dans le temps des populations modèles faisant face aux changements environnementaux dans des régions naturelles où les influences humaines sont limitées. De façon générale, une diminution de l'abondance de smolts ainsi que des adultes (madeleineaux et rédibermarins) est observée depuis les années 1980 dans les deux rivières, à l'exception des madeleineaux dans la rivière Saint-Jean, dont le nombre est demeuré stable.

Dans un contexte de ressources limitées en rivière, si un grand nombre de smolts dans une population restreint la condition physique individuelle, nous pourrions nous attendre à observer une augmentation de la longueur, du poids ou une amélioration de la condition corporelle générale des smolts avec une diminution de leur nombre, ce qui n'est pas observé. En effet, la longueur et le poids moyens des smolts ne montrent pas de variations significatives dans le temps, malgré la diminution en abondance observée. Ces faibles variations de longueur et de poids se traduisent plutôt par une diminution du facteur de condition globale des smolts, plus particulièrement dans la rivière Saint-Jean. Tout de même, malgré une certaine stabilité de la longueur des smolts au fil du temps, une diminution de l'âge moyen des smolts de la rivière Saint-Jean a été observée, la longueur et l'âge des smolts n'étant pas corrélés. Une étude de modélisation menée sur une rivière en Écosse suggère qu'un changement de l'âge à la

smoltification serait compatible avec un changement dans le régime de température (Gurney et coll., 2008), une explication qui demanderait une étude plus approfondie dans le contexte des rivières témoins du Québec. Le rapport des sexes d'environ 60 % pour les femelles semble quant à lui constant dans le temps, ce qui soutient l'idée d'une stabilité dans la proportion de mâles, et pourrait également suggérer une stabilité dans l'abondance des mâles précoces au cours des années dans ces rivières, ce qui reste toutefois à vérifier.

Malgré une diminution généralement observée de l'abondance des adultes en rivière depuis les années 1980, plus particulièrement des rédibermarins, une certaine stabilité temporelle dans la déposition d'œufs est observée dans les deux rivières témoins, suggérant que la diminution en abondance des adultes pourrait être contrebalancée par l'augmentation de la longueur et du poids des madeleineaux et des rédibermarins, associés favorablement à la production d'œufs par les femelles et à leur grosseur (Fleming, 1996, 1998). Contrairement aux smolts, les madeleineaux et les rédibermarins ont une longueur et un poids moyens qui tendent à augmenter depuis les années 1980. Cette hausse pourrait être liée à l'augmentation de la proportion de femelles de plus grande taille chez les madeleineaux et les rédibermarins, du moins dans la rivière de la Trinité. La présence de saumons à fraie antérieure pourrait également expliquer ces tendances. Dans la rivière Saint-Jean, le facteur de condition (K) des saumons tend à diminuer et s'explique par l'augmentation en longueur chez les madeleineaux, alors que leur poids demeure stable dans le temps.

Pour la rivière Saint-Jean, le taux de survie en rivière, de l'œuf au smolt, tend à diminuer avec le temps. Ce résultat suggère que des changements dans les facteurs biotiques ou abiotiques en rivière pourraient influencer défavorablement la survie des juvéniles depuis les dernières années. En ce qui concerne la phase de vie en mer, une diminution du taux de retour, du smolt à l'adulte, n'est observée que dans la rivière de la Trinité pour laquelle nous possédons la plus longue série de données, la rivière Saint-Jean montrant une stabilité temporelle dans les taux de retour, malgré de nombreuses fluctuations dans le temps. Cette différence dans les tendances historiques de taux de retour de la mer entre les deux rivières témoins suggère que les saumons de la rivière de la Trinité pourraient être davantage influencés par les changements de conditions biotiques et abiotiques en mer que ceux de la rivière Saint-Jean.

L'ensemble des données recueillies grâce au suivi des deux rivières témoins de saumon atlantique au Québec suggère que chaque rivière possède sa propre dynamique de population et que chaque population peut être touchée de façon différente par les changements environnementaux. Tout de même, ces rivières présentent des populations modèles pour leur région respective, régions ayant des caractéristiques génétiques distinctes autant sur le plan du génome des individus en général que de certains gènes du système immunitaire impliqués dans l'adaptation locale (Dionne et coll., 2007; Dionne et coll., 2008). Ces suivis permettent donc d'obtenir des données historiques fiables sur des populations modèles appartenant à deux régions géographiques et génétiques distinctes pouvant être comparées aux populations subissant les effets d'activités humaines importantes dans ces mêmes régions, tel le développement hydro-électrique.

4.2 Préviation prudente sur les retours pour 2013

Il est toujours hasardeux de prévoir les retours de saumons, compte tenu des fluctuations du taux de survie en mer observées dans ces deux rivières. La préviation des retours de madeleineaux, basée sur l'abondance des smolts de l'année précédente, est peu fiable, puisque la corrélation entre l'abondance de ces deux stades de vie est faible, ce qui suggère un taux de survie très variable durant la première année en mer, selon les années. Une association positive est par contre observée entre l'abondance des madeleineaux et celle des dibernmarins l'année suivante (Saint-Jean : $r^2 = 0,41$, $p = 0,002$; de la Trinité : $r^2 = 0,14$, $p = 0,11$, données de 1992 à 2012), ce qui permet de faire certaines prédictions prudentes, plus particulièrement pour les montaisons de dibernmarins de la rivière Saint-Jean.

Ainsi, pour la rivière Saint-Jean, la montaison de 171 madeleineaux en 2012 nous permet de prévoir une montaison de rédibernmarins d'au moins 401 et d'au plus 591, pour une préviation d'environ 496 rédibernmarins en 2013 (figure 18). Dans la rivière de la Trinité, la montaison de 263 madeleineaux en 2012 nous permet de prévoir une montaison de rédibernmarins d'au moins 178 et d'au plus 337, pour une préviation d'environ 257 rédibernmarins en 2013 (figure 19). Si ces préviation s'avèrent justes, le seuil de conservation pourrait être atteint dans les deux rivières.

4.3 Conclusion

Dans la situation actuelle où les populations de saumon atlantique sont à leur plus bas niveau d'abondance dans l'ensemble de leurs aires de répartition mondiale, une gestion prudente des stocks doit être appuyée par une bonne connaissance des caractéristiques phénotypiques et génétiques ainsi que de la dynamique des populations, d'où l'importance du suivi effectué dans les rivières témoins au Québec.

Afin de compléter le profil des rivières témoins de saumon atlantique au Québec, un suivi de l'état génétique (diversité génétique, taille effective, etc.) de populations modèles est nécessaire et a d'ailleurs débuté à l'été 2010. Ce type de suivi complémentaire permet de mieux cerner l'état actuel des populations de saumon atlantique et surtout d'évaluer leur probabilité de persistance à plus long terme. En effet, des changements sur le plan de la diversité génétique peuvent se faire sentir bien avant un déclin observable de l'abondance (Shrimpton et Heath, 2003; Swartz et coll., 2006; Hoffmann et Willi, 2008). Dans le cadre de ce suivi complémentaire, l'état global des populations modèles ainsi que la probabilité de leur persistance à long terme seront évalués en fonction de leurs caractéristiques d'abondance et de leur niveau d'ensemencement. Ces outils génétiques, complémentaires aux outils actuels, permettront donc une gestion prédictive des stocks afin d'assurer leur conservation à plus long terme.

ANNEXE I : SUIVI DE L'ANGUILLE D'AMÉRIQUE DANS LE SYSTÈME DE LA RIVIÈRE SAINT-JEAN EN GASPÉSIE

L'anguille d'Amérique se trouve en abondance dans le bassin versant de la rivière Saint-Jean en Gaspésie. Depuis 2002, plusieurs travaux de recherche ont été effectués dans ce système afin d'évaluer l'abondance et les caractéristiques des anguilles dans la rivière, les lacs et l'estuaire ainsi que pour étudier leurs déplacements et leur migration (Thibault, Dodson et Caron, 2007; Thibault et coll., 2007; Caron et coll., 2009). Les résultats de télémétrie acoustique démontrent qu'une partie des anguilles en dévalaison printanière de la rivière à l'estuaire exploite l'estuaire en été pour s'alimenter. Dans l'estuaire, les anguilles sont principalement actives durant la nuit et sélectionnent un lieu de repos pendant le jour (domaine vital : nuit = $16,8 \pm 4,9$ ha, jour = $0,38 \pm 0,19$ ha, Thibault, Dodson et Caron, 2007). L'analyse du ratio strontium-calcium (Sr:Ca) dans les otolithes révèle en fait l'existence de trois patrons de migration principaux : résidence en eau douce (20 %), résidence en eau saumâtre (38 %) et prédominance d'un comportement de migration amphidrome (42 %) (Thibault et coll., 2007). Un taux de croissance plus élevé a été observé chez les anguilles passant plus de temps en estuaire, comparativement à celles qui passent davantage de temps en eau douce. Ces résultats démontrent que cette espèce peut avoir des comportements très diversifiés dans un même système et qu'elle peut s'adapter à diverses conditions. Néanmoins, beaucoup reste à éclaircir chez l'anguille d'Amérique concernant ses migrations saisonnières, son utilisation de l'habitat, ses caractéristiques et son adaptation aux différents habitats ainsi que les paramètres biotiques et abiotiques qui influencent son recrutement sur les côtes québécoises.

Afin d'éclaircir certaines composantes de la biologie et de l'évolution de cette espèce, un suivi de l'anguille adulte et du recrutement des civelles a débuté dans le système de la rivière Saint-Jean et se poursuit à ce jour.

1 Migration saisonnière de l'anguille d'Amérique dans le système de la rivière Saint-Jean

L'abondance des anguilles en dévalaison printanière de la rivière à l'estuaire est estimée depuis 2003 par la méthode de capture-recapture à l'aide des mêmes engins de pêche que ceux utilisés

pour la capture des smolts en dévalaison. La presque totalité des anguilles est capturée dans les trappes rotatives dans la zone de recapture où la capture des anguilles (C) et l'observation du nombre d'individus recapturés (R) sont effectués. Les anguilles non marquées sont transportées, marquées (M) et relâchées dans la zone de capture avec celles capturées dans cette zone. Les anguilles sont marquées, à la suite d'une anesthésie, avec une microétiquette portant un code individuel insérée à la base de la nageoire dorsale. Le bout de la nageoire caudale est coupé pour permettre de mieux repérer visuellement les anguilles marquées.

La migration printanière de la rivière à l'estuaire observée dans le système de la rivière Saint-Jean a normalement lieu de la mi-mai à la fin juin de chaque année. Les estimations d'abondance obtenues ont varié de 12 091 anguilles en 2011 à 40 921 anguilles en 2003. La dévalaison estimée à l'été 2012 est de 12 231 anguilles, ce qui fait partie des plus faibles estimations à ce jour (tableau XVIII, figure 20). Depuis deux ans, les conditions hydrologiques de la zone de recapture ont changé, diminuant ainsi l'efficacité des trappes quant à la capture de cette espèce et influençant à la baisse les résultats de capture. La longueur des anguilles capturées en 2012 a varié de 155 à 607 mm, pour une moyenne de 368 mm, ce qui est comparable aux années antérieures (figure 21).

Une migration automnale a également été observée dans cette rivière, et l'abondance a été estimée en 2004 à l'aide d'une trappe rotative et de la méthode de capture-recapture. La migration automnale s'est déroulée du début septembre à la mi-octobre et était composée d'anguilles de 143 à 720 mm de longueur (Caron et coll., 2009). Les auteurs ont considéré que les anguilles de 320 à 720 mm pouvaient représenter des anguilles en migration pour la reproduction, celles-ci totalisant 1 985 individus (IC : 807-3969).

2 Abondance de l'anguille d'Amérique dans le système de la rivière Saint-Jean

En 2005, une estimation de l'abondance de l'anguille en lac, en rivière et en estuaire a été effectuée à l'aide de pêches expérimentales standardisées à des stations précises (Caron et coll., 2009). Les estimations d'abondance pour chacun des milieux sont présentées dans la première colonne du tableau XIX. Depuis 2008, un suivi de l'abondance relative dans ces mêmes milieux,

quant aux captures par unité d'effort (CPUE), est effectué à l'aide de verveux par la méthode de capture-recapture. Quatre verveux sont utilisés en lac, deux en rivière et cinq dans les différentes zones de l'estuaire pendant cinq jours de la fin du mois de juillet au début du mois d'août chaque année. L'abondance relative semble plutôt stable dans le temps dans un même milieu, mais montre tout de même certaines fluctuations annuelles (tableau XIX). L'anguille semble de deux à huit fois plus abondante en estuaire qu'en lac et l'abondance en estuaire est au moins 20 fois plus élevée par rapport aux sites localisés dans la section aval de la rivière où l'échantillonnage a été fait (tableau XIX).

3 Suivi du recrutement de l'anguille d'Amérique dans l'estuaire de la rivière Saint-Jean

Depuis 2009, un suivi du recrutement de l'anguille d'Amérique est effectué dans l'estuaire de la rivière Saint-Jean pour : 1) évaluer le moment et la durée du recrutement côtier de l'anguille durant l'été; 2) estimer l'abondance relative du recrutement et la condition des civelles (taille, poids, stade pigmentaire et génétique) dans un système modèle en aval du Saint-Laurent; et 3) identifier les facteurs environnementaux susceptibles d'être associés au recrutement annuel.

Pour ce faire, un verveux modifié a été installé dans l'estuaire tout près de l'embouchure (trappe C1) afin de capturer les civelles à leur entrée, d'évaluer leur condition ainsi que d'identifier les facteurs environnementaux pouvant favoriser leur arrivée sur les côtes (figure 22). La trappe C1 a été opérationnelle du 21 mai au 31 juillet 2009 et deux autres sites ont été pêchés pendant trois jours, soit à la pleine lune ou la nouvelle lune de mai. Des données sur la température, le courant, la salinité et l'oxygène dissout ont été recueillies quotidiennement pendant la période de pêche à l'aide d'un thermographe et d'une multisonde YSI à proximité de la trappe C1. En 2010, la trappe C1 a été réinstallée et une seconde trappe (C2) a été installée en amont de l'estuaire, plus près de l'embouchure de la rivière, afin de vérifier l'hypothèse selon laquelle les civelles se développent dans l'estuaire pendant l'été avant d'entamer, pour certaines, une migration vers la rivière (figure 22). Selon cette hypothèse, les civelles capturées dans la trappe C2 devraient être de stades pigmentaires plus avancés que celles qui sont capturées dans la trappe C1. La trappe C1 a été opérationnelle du 12 mai au 31 juillet 2010, alors que la trappe C2 était en fonction du 2 juin au 8 juillet 2010.

En 2011, un projet stratégique du Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG), mettant à contribution l'Université Laval (L. Bernatchez), l'Université du Québec à Rimouski (C. Audet), Pêches et Océans Canada (M. Castonguay, D. Cairns et J.-D. Dutil), le ministère des Richesses naturelles de l'Ontario (T. Pratt) et le ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (M. Dionne), a été mis sur pied afin d'améliorer nos connaissances sur la dynamique du recrutement de l'anguille sur les côtes québécoises. Ce projet de trois ans vise à combiner les approches écologique, physiologique et génétique pour mieux comprendre l'utilisation des habitats d'eau douce par rapport à ceux d'eau salée chez l'anguille d'Amérique ainsi que pour évaluer leur adaptation à ces habitats, plus particulièrement au stade civelle.

En 2011 et 2012, dans le cadre de ce projet, des civelles ont été capturées en Nouvelle-Écosse et au Québec. Dans la rivière Saint-Jean, un à quatre verveux ont été installés à l'entrée de l'estuaire et déplacés selon les besoins (figure 23). La trappe de référence C1, utilisée depuis 2009, est demeurée en place pendant ces deux étés afin d'obtenir des mesures d'abondance relative comparables d'une année à l'autre. En 2011, des pêches actives de nuit ont également été effectuées pendant les lunes noires et les pleines lunes de mai, juin et juillet à l'aide de puises et de filets de dérive. L'échantillonnage s'est effectué du 2 mai au 5 août 2011 (arrêt de pêche du 5 au 9 mai et du 18 au 29 juillet). En 2012, un nouveau système hydrographique, soit le Grand Étang, a été échantillonné à l'aide d'un verveux à la pleine lune (5 mai) et pendant la lune noire de mai (20 et 21 mai). Dans l'estuaire de la rivière Saint-Jean, l'échantillonnage s'est déroulé du 3 mai au 26 juillet et du 2 au 7 août 2012. Une campagne d'échantillonnage de nuit au filet de dérive a également eu lieu à la pleine lune et durant la lune noire de mai. Les civelles échantillonnées ont été conservées vivantes dans des viviers et transférées à l'Institut Maurice-Lamontagne, MPO Mont-Joli, pour le volet comportemental, puis à l'Université du Québec à Rimouski pour des analyses physiologiques et ensuite à l'Université Laval pour des analyses génétiques. Les civelles mortes ont été mesurées et pesées, leur stade de pigmentation a été déterminé, puis elles ont été conservées dans l'éthanol 95 % pour l'analyse génétique.

3.1 Résultat

Le recrutement des civelles sur la côte gaspésienne s'effectue principalement durant les mois de mai et juin. En 2009, 229 civelles ont été capturées à l'aide de verveux (figure 24). La trappe C1, qui a été en fonction 71 jours, a permis de récolter 212 civelles, ce qui donne une capture par unité d'effort de 3,0 (tableau XX). En 2010, c'est 67 civelles qui ont été capturées dans la trappe C1, au cours des 81 jours de pêche (CPUE = 0,8; tableau XX), et 37 civelles dans la trappe C2 (figure 24). En 2011, les conditions climatiques et hydrologiques ont été inhabituelles, la température de l'eau étant restée froide tout au long de la saison. Seulement 19 civelles ont été capturées puis conservées vivantes en vivier (figure 24). En 2012, le verveux installé à l'embouchure du système de Grand Étang a permis la capture d'une seule civelle. Cependant, dans l'estuaire de la rivière Saint-Jean, où les efforts ont été de plus de 200 jours/trappe, 977 civelles ont été capturées à l'aide de verveux et 9 civelles ont été capturées au filet de dérive lors de la campagne d'échantillonnage de nuit (figure 24). Parmi celles-ci, 328 civelles ont été récoltées dans la trappe C1 qui a été en fonction pendant 86 jours (CPUE = 3,8; tableau XX).

Au cours des quatre années d'échantillonnage, les civelles capturées dans les trappes situées près de l'embouchure étaient principalement de stade pigmentaire 1 (figure 25). En 2010, les civelles capturées dans la trappe C1 étaient presque uniquement de stade pigmentaire 1, alors que celles récoltées dans la trappe C2, située plus en amont, étaient de stades pigmentaires 2 à 7 (figure 26). Ces résultats soutiennent l'hypothèse selon laquelle les civelles se développent dans l'estuaire avant d'entamer une migration vers la rivière.

Les caractéristiques moyennes de poids et de longueur des civelles capturées dans la trappe C1 sont assez stables au cours des années (tableau XX). Les civelles mesuraient en moyenne 65,9 mm (de 57,4 à 72,5 mm) en 2009, de 66,2 mm (de 56,5 mm à 71,9 mm) en 2010, de 65,4 mm (de 63,2 mm à 67,6 mm) en 2011 et de 66,4 mm (de 60,9 mm à 73,2 mm) en 2012. Leur poids moyen était de 0,18 g de 2009 à 2011 et de 0,19 g en 2012 (tableau XX). Par contre, une diminution de la longueur et du poids des civelles a été observée au cours de l'été 2009 (ANOVA, $p = 0,008$) et cette tendance, bien que non significative, s'est maintenue en 2010 alors que le faible nombre d'échantillons non vivants conservés de 2012 ne permet pas une telle analyse (figure 27).

Une analyse de sélection de modèle effectuée sur les civelles de 2009 révèle qu'un modèle incluant la température (en degrés-jour accumulés), la hauteur de la marée et la concentration d'oxygène dissout dans l'eau explique le mieux l'abondance des civelles à l'entrée de l'estuaire ($\Delta AICc = 0$, $\omega AICc = 0,53$). Ce modèle suggère que l'abondance des civelles est associée à une température plus fraîche ainsi qu'à une hauteur de marée et à une concentration en oxygène élevées.

REMERCIEMENTS

Nous tenons tout d'abord à remercier Hydro-Québec pour son appui dans la réalisation des travaux sur la rivière de la Trinité. Nous remercions également les dirigeants et le personnel des zecs des rivières du Grand Gaspé et ceux de la rivière de la Trinité ainsi que les pêcheurs de ces deux rivières, qui nous ont appuyés dans la réalisation des travaux sur le terrain. Nous remercions enfin tout le personnel de l'équipe technique qui a manifesté beaucoup d'enthousiasme dans l'accomplissement de ses tâches. Notre présence sur ces rivières et notre insistance à vouloir recueillir les meilleurs renseignements possible comportent à l'occasion certaines contraintes, mais nous croyons que ces efforts en valent la peine, puisqu'ils nous permettent de parfaire nos connaissances et de favoriser ainsi la conservation et la gestion éclairée de l'espèce.

GLOSSAIRE

<i>Alevin</i>	Juvenile dans sa première année de vie qui n'a pas encore développé les marques caractéristiques des tacons. Par extension, on attribue ce nom à tous les juvéniles d'âge 0+.
<i>Tacon ou juvénile</i>	Jeune saumon qui est toujours demeuré en rivière depuis sa naissance. Lorsqu'on veut spécifier l'âge, on utilise tacon 0+, tacon 1+, tacon 2+, etc., pour désigner des poissons à leur première, deuxième, troisième, etc., année de vie.
<i>Tacon précoce</i>	Poisson qui a participé à la fraie lorsqu'il était au stade tacon (habituellement un mâle).
<i>Smolt ou saumoneau</i>	Saumon juvénile qui amorce sa première migration vers la mer. <i>Smolt</i> désigne aussi d'autres salmonidés anadromes qui entreprennent leur première migration en mer.
<i>Smolt postprécoce</i>	Smolt qui a frayé comme tacon précoce.
<i>Madeleineau</i>	Saumon qui revient en rivière pour frayer la première fois, après avoir passé un seul hiver en mer.
<i>Dibermarin</i>	Saumon qui revient en rivière pour frayer la première fois, après avoir passé deux hivers consécutifs en mer.
<i>Tribermarin</i>	Saumon qui revient en rivière pour frayer la première fois, après avoir passé trois hivers consécutifs en mer.
<i>Saumon à fraie antérieure</i>	Saumon qui a déjà frayé au cours des années antérieures.
<i>Rédibermarin ou grand saumon</i>	Saumon qui a passé plus d'un hiver en mer. Ce terme englobe tous les grands saumons et exclut donc les madeleineaux.
<i>Reproducteur</i>	Saumon adulte revenu à la rivière et présent au moment de la fraie.
<i>Saumon noir</i>	Saumon adulte en dévalaison printanière.
<i>Unité de production</i>	Unité de mesure pour quantifier l'habitat des juvéniles.

LISTE DES RÉFÉRENCES

- BALMFORD, A. et coll. (2005). “Ecology: The Convention on Biological Diversity’s 2010 Target”, *Science*, vol. 307, p. 212-213.
- BEVERTON, R. J. H. et S. J. HOLT (1957). *On the dynamics of exploited fish populations*, Londres, Chapman & Hall, Fish and Fisheries Series, vol. 11.
- BICKHAM, J. W., S. SANDHU, P. D. N. HEBERT, L. CHIKHI et R. ATHWAL (2000). “Effects of contaminants on genetic diversity in natural populations: implications for biomonitoring and ecotoxicology”, *Mutation Research*, vol. 463, p. 33-51.
- CARON, F. (1990). « Calculs relatifs à la détermination du nombre de reproducteurs requis », dans N. Samson et J.-P. Le Bel (éd.), *Compte rendu de l’atelier sur le nombre de reproducteurs requis dans les rivières à saumon, Île-aux-Coudres, février 1988*, ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la gestion des espèces et des habitats, p. 213-218.
- CARON, F. et J.-P. LE BEL (éd.) (1991). *Normes biologiques applicables dans le cadre du programme de développement économique du saumon*, Québec, ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la gestion des espèces et des habitats, Service de la faune aquatique, 58 p.
- CARON, F., P.-M. FONTAINE et S.-É. PICARD (1999). *Seuil de conservation et cible de gestion pour les rivières à saumon (Salmo salar) du Québec*, Québec, Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la faune et des habitats, 48 p.
- CARON, F., D. FOURNIER, V. CAUCHON et I THIBAUT (2009). *Travaux de recherche sur l’anguille de la rivière Saint-Jean de 2001 à 2007*, Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l’expertise sur la faune et ses habitats, Service de la faune aquatique, 79 p.
- CHAPMAN, D. G. (1951). *Some properties of the hypergeometric distribution with applications to zoological sample censuses*, Berkeley, University of California Press (University of California publications in statistics, vol. 1).
- CIEM (2012). *Report of the Working Group on North Atlantic Salmon (WGNAS), 26 March-4 April 2012*, Copenhagen, Danemark, ICES 2012/ACOM:09, 322 p.
- CONOVER, D. O., S. B. MUNCH et S. A. ARNOTT (2009). “Reversal of evolutionary downsizing caused by selective harvest of large fish”, *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 276, n° 1664, p. 2015-2020.
- CONOVER, D. O. et S. B. MUNCH (2002). “Sustaining fisheries yields over evolutionary time scales”, *Science*, vol. 297, no. 5578, p. 94-96.
- CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY (2011). www.biodiv.org.

COMITÉ SUR LA SITUATION DES ESPÈCES EN PÉRIL DU CANADA (COSEPAAC) (2011).

www.cosewic.gc.ca.

DASZAK, P., A. A. CUNNINGHAM et A. D. HYATT (2000). “Emerging infectious diseases of wildlife: threats to biodiversity and human health”, *Science*, vol. 287, p. 443-449.

DFO (2008). *NuSEDS, V. 2.0, Regional adult salmon escapement database 1950-2005*, British Columbia, Pêches et Océans Canada, La station biologique du Pacifique.

DIONNE, M., K. M. MILLER, J. J. DODSON, F. CARON et L. BERNATCHEZ (2007). “Clinal variation in MHC diversity with temperature: evidence for the role of host-pathogen interaction on local adaptation in Atlantic salmon”, *Evolution*, vol. 61, p. 2154-2164.

DIONNE, M., F. CARON, J. J. DODSON et L. BERNATCHEZ (2008). “Landscape genetics and hierarchical genetic structure in Atlantic salmon: the interaction of gene flow and local adaptation”, *Molecular Ecology*, vol. 17, p. 2382-2396.

DIONNE, M., K. M. MILLER, J. J. DODSON et L. BERNATCHEZ (2009). “MHC standing genetic variation and pathogen resistance in wild Atlantic salmon”, *Philosophical transactions of the Royal Society Series B.*, vol. 364, p. 1555-1565.

DYKE, A. S. et V. K. PREST (1987). “Late Wisconsinian and Holocene history of the Laurentide Ice Sheet”, *Géographie physique et Quaternaire*, vol. 41, p. 237-263.

FLEMING, I. A. (1996). “Reproductive strategies of Atlantic salmon: Ecology and evolution”, *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, vol. 6, no. 4, p. 379-416.

FLEMING, I. A. (1998). “Pattern and variability in the breeding system of Atlantic salmon (*Salmo salar*), with comparisons to other salmonids”, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 55, p. 59-76.

FONTAINE, P.-M., J. J. DODSON, L. BERNATCHEZ et A. SLETTAN (1997). “A genetic test of metapopulation structure in Atlantic salmon (*Salmo salar*) using microsatellites”, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 54, p. 2434-2442.

FRANKHAM, R. (2005). “Genetics and extinction”, *Biological Conservation*, vol. 126, p. 131-140.

FRANKHAM, R., J. D. BALLOU et D. A. BRISCOE (2002). *Introduction to conservation genetics*, Cambridge, Cambridge University Press.

FRASER, D. J., L. K. WEIR, L. BERNATCHEZ, M. M. HANSEN et E. B. TAYLOR (2011). “Extent and scale of local adaptation in salmonid fishes: review and meta-analysis”, *Heredity*, vol. 106, p. 404-420.

- GARCIA DE LEANIZ, C., I. A. FLEMING, S. EINUM et coll. (2007). “A critical review of adaptive genetic variation in Atlantic salmon: implication for conservation”, *Biological Review*, vol. 82, p. 173-211.
- GASTON, K. J. et J. I. SPICER (2004). *Biodiversity: an introduction*, Oxford, Blackwell Publishing.
- GIBSON, A. J. F., H. D. BOWLBY, J. R. BRYAN et P. G. AMIRO (2008). *Population Viability Analyses of Inner Bay of Fundy Atlantic Salmon with and without Live Gene Banking*, Ottawa, Canadian Science Advisory Secretariat, Pêches et Océans Canada, Document de recherche n° 2008/057.
- GRANT, S. C. H., S. M. KALYN, J. E. MAHONEY et J. A. TADEY (2007). *Coho (Oncorhynchus kisutch) and Chum (O. keta) salmon visual enumeration surveys in twenty-six lower Fraser area streams: 1999-2005*, Ottawa, Pêches et Océans Canada, VI + 154 p. (Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences, vol. 2727).
- GURNEY, W. S. C., P. J. BACON, G. TYLDESLEY et A. F. YOUNGSON (2008). “Process-based modelling of decadal trends in growth, survival, and smolting of wild salmon (*Salmo salar*) parr in a Scottish upland stream”, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 65, p. 2606-2622.
- HAIRSTON, N. G. Jr., S. P. ELLNER, M. A. GEBER, T. YOSHIDA et J. A. FOX (2005). “Rapid evolution and the convergence of ecological and evolutionary time”, *Ecology Letters*, vol. 8, p. 1114-1127.
- HOFFMANN, A. A. et Y. WILLI (2008). “Detecting genetic responses to environmental change”, *Nature Reviews in Genetics*, vol. 9, p. 421-432.
- LEGAULT, C. M. (2005). “Population Viability Analysis of Atlantic salmon in Maine, USA”, *Transactions of the American Fisheries Society*, vol. 134, p. 549-562.
- MCCONNELL, S. K. J., D. E. RUZZANTE, P. T. O'REILLY, L. HAMILTON et J. M. WRIGHT (1997). “Microsatellite loci reveal highly significant genetic differentiation among Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) stocks from the East coast of Canada”, *Molecular Ecology*, vol. 6, p. 1075-1089.
- MILLER, K. P. et E. R. VINCENT (2008). “Rapid natural selection for resistance to an introduced parasite of rainbow trout”, *Evolutionary Applications*, vol. 1, p. 336-341.
- O'REILLY, P. T., L. HAMILTON, S. K. J. MCCONNELL et J. M. WRIGHT (1996). “Rapid analysis of genetic variation in Atlantic salmon (*Salmo salar*) by PCR multiplexing of dinucleotide and tetranucleotide microsatellites”, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 53, p. 2292-2298.

- PALSTRA, F. et M. DIONNE (2011). *Population Viability Analysis of Atlantic Salmon Populations (Salmo salar) in Québec*, Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'expertise sur la faune et ses habitats, Service de la faune aquatique, 95 p.
- PARRISH, D. L., R. J. BEHNKE, S. R. GEPHARD, S. D. McCORMICK et G. H. REEVES (1998). "Why aren't there more Atlantic salmon (*Salmo salar*)?", *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 55, p. 281-287.
- PEREIRA, H. M. et H. D. COOPER (2006). "Towards the global monitoring of biodiversity changes", *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 21, p. 123-129.
- RICKER, W. E. (1954). "Stock and recruitment", *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, vol. 11, p. 559-623.
- RICKER, W. E. (1980). « Calcul et interprétation des statistiques biologiques des populations de poissons », *Bulletin of Fisheries Research Board of Canada*, no. 191F, 409 p.
- SCHMIDT, R. E. (1986). "Zoogeography of the northern Appalachians", dans C. H. Hocutt et E. O. Wiley (ed.), *The zoogeography of North American freshwater fishes*, New York, John Wiley and Sons, p. 137-159.
- SCHWARTZ, M. K., G. LUIKART et R. S. WAPLES (2006). "Genetic monitoring as a promising tool for conservation and management", *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 22, p. 25-33.
- SHRIMPTON, J. M. et D. D. HEATH (2003). "Census vs. effective population size in chinook salmon: large- and small-scale environmental perturbation effects", *Molecular Ecology*, vol. 12, p. 2571-2583.
- SPIDLE, A. P., S. T. KALINOWSKI, B. A. LUBINSKI (2003). "Population structure of Atlantic salmon in Maine with reference to populations from Atlantic Canada", *Transactions of the American Fisheries Society*, vol. 132, p. 196-209.
- STABELL, O. B. (1984). "Homing and olfaction in salmonids: a critical review with special references to the Atlantic salmon", *Biological Review*, vol. 59, p. 333-388.
- STOCKWELL, C. A., A. P. HENDRY et M. T. KINNISON (2003). "Contemporary evolution meets conservation biology", *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 18, p. 94-101.
- SWARTZ, M. K., G. LUIKART et R. S. WAPLES (2006). "Genetic monitoring as a promising tool for conservation and management", *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 22, p. 25-33.
- TAYLOR, E. B. (1991). "A review of local adaptation in salmonidae, with particular reference to Pacific and Atlantic salmon", *Aquaculture*, vol. 98, p. 185-207.

- THIBAUT, I., J. J. DODSON et F. CARON (2007). “Yellow-stage American eel movements determined by microtagging and acoustic telemetry in the Saint Jean River watershed, Gaspé, Québec, Canada”, *Journal of Fish Biology*, vol. 71, p. 1095-1112.
- THIBAUT, I., J. J. DODSON, F. CARON, W.-N. TZENG, Y. IIZUKA et J.-C. SHIAO (2007). “Facultative catadromy in American eels: testing the conditional strategy hypothesis”, *Marine Ecology Progress Series*, vol. 344, p. 219-229.
- THOMPSON, J. N. (1998). “Rapid evolution as an ecological process”, *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 13, p. 329-332.
- THOMPSON, D. A. W. (1942). *On growth and form*, Cambridge, Cambridge University Press.
- VERSPOOR, E., J. A. BEARDMORE, S. CONSUEGRA (2005). “Population structure in the Atlantic salmon: insights from 40 years of research into genetic protein variation”, *Journal of Fish Biology*, vol. 67, p. 3-54.
- VITOUSEK, P. M., H. A. MOONEY, J. LUBCHENCO et J. M. MELILLO (1997). “Human domination of earth’s ecosystems”, *Science*, vol. 277, p. 494-499.
- WWF (2001). *Report on the status of Atlantic salmon: a river by river assessment*, Washington DC, Marine conservation program [http://wwf.panda.org/about_our_earth/blue_planet/publications/?3729/The-Status-of-Wild-Atlantic-Salmon-A-River-by-River-Assessment].

TABLEAUX

Tableau I. Captures de smolts en dévalaison printanière dans la rivière Saint-Jean en 2012

Date	Zone de capture				Zone de recapture				Marqués %
	Capturés		Marqués (M)		Capturés (C)		Recapturés (R)		
	Nombre	Cumul.	Nombre	Cumul.	Nombre	Cumul.	Nombre	Cumul.	
05-08			42	42	44		0		
05-09			32	74	38	38	4	4	10,5
05-10			31	105	37	75	2	6	5,4
05-11			53	158	60	135	3	9	4,9
05-12			53	211	60	195	3	12	4,9
05-13			53	264	60	255	3	15	4,9
05-14			53	317	60	315	3	18	4,9
05-15			52	369	56	371	3	21	4,9
05-16			98	467	107	478	2	23	1,9
05-17			155	622	165	643	3	26	1,8
05-18			193	815	212	855	8	34	3,8
05-19			110	925	124	979	6	40	4,8
05-20			164	1 089	179	1 158	9	49	5,0
05-21			192	1 281	211	1 369	9	58	4,3
05-22			424	1 705	475	1 844	41	99	8,6
05-23			493	2 198	546	2 390	43	142	7,9
05-24	1 084	1 084	1 082	3 280	254	2 644	32	174	12,6
05-25	961	2 045	960	4 240	308	2 952	123	297	39,9
05-26	748	2 793	746	4 986	209	3 161	101	398	48,3
05-27	365	3 158	365	5 351	172	3 333	74	472	43,0
05-28	122	3 280	122	5 473	149	3 482	50	522	33,6
05-29	193	3 473	192	5 665	85	3 567	24	546	28,2
05-30	50	3 523	50	5 715	22	3 589	9	555	40,9
05-31	8	3 531	8	5 723	7	3 596	3	558	42,9
06-01	5	3 536	5	5 728	1	3 597	1	559	100,0
06-02	40	3 576	40	5 768	22	3 619	4	563	18,2
06-03	8	3 584	8	5 776	12	3 631	1	564	8,3
06-04	37	3 621	37	5 813	13	3 644	0	564	0,0
06-05	34	3 655	34	5 847	10	3 654	2	566	20,0
06-06	35	3 690	35	5 882	9	3 663	2	568	22,2
06-07	27	3 717	27	5 909	9	3 672	1	569	11,1
06-08	45	3 762	45	5 954	19	3 691	3	572	15,8
06-09	30	3 792	30	5 984	14	3 705	2	574	14,3
06-10	59	3 851	59	6 043	10	3 715	1	575	10,0
06-11	163	4 014	163	6 206	25	3 740	5	580	20,0
06-12	79	4 093	79	6 285	21	3 761	10	590	47,6
06-13	93	4 186	93	6 378	23	3 784	7	597	30,4
06-14	16	4 202	16	6 394	17	3 801	3	600	17,6
06-15	39	4 241	39	6 433	6	3 807	2	602	33,3
06-16	31	4 272	31	6 464	3	3 810	1	603	33,3
06-17	31	4 303	31	6 495	5	3 815	3	606	60,0
06-18	8	4 311	8	6 503	4	3 819	3	609	75,0
06-19	1	4 312	1	6 504	1	3 820	0	609	0,0
06-20					0	3 820	0	609	
Total		4 312		6 504		3 820		609	15,9

Évaluation :

M	C	R	N min.	N	N max.
6 504	3 820	609	37 671	40 780	44 146

Mortalité et échantillons, zone de capture :

7

Smolts produits

Smolts partis en mer

Mortalité et échantillons, zone de recapture :

195

40 787

40 585

Remarques : Les données en italique ne font pas partie de l'évaluation, car les smolts prennent en moyenne une journée pour atteindre la zone de recapture.

Du 8 au 23 mai, les smolts marqués sont ceux capturés dans la zone de recapture qui ont été transportés et relâchés dans la zone de capture.

Nous avons estimé la période pendant laquelle les trappes n'étaient pas en fonction en utilisant la moyenne des données des deux jours avant et deux jours après cette période. Le nombre de recaptures est donc en fonction de ces estimations.

Tableau II. Captures de smolts en dévalaison printanière dans la rivière de la Trinité en 2012

Date	Zone de capture				Zone de recapture				Marqués %
	Capturés		Marqués (M)		Capturés (C)		Recapturés (R)		
	Nombre	Cumul.	Nombre	Cumul.	Nombre	Cumul.	Nombre	Cumul.	
05-24			21	21	<i>21</i>		<i>0</i>		
05-25	61	61	61	82	60	60	1	1	1,7
05-26	140	201	140	222	95	155	3	4	3,2
05-27	195	396	195	417	69	224	7	11	10,1
05-28	121	517	121	538	34	258	5	16	14,7
05-29	130	647	130	668	85	343	9	25	10,6
05-30	70	717	70	738	50	393	4	29	8,0
05-31	62	779	62	800	51	444	6	35	11,8
06-01	72	851	72	872	74	518	5	40	6,8
06-02	233	1 084	232	1 104	167	685	6	46	3,6
06-03	315	1 399	315	1 419	516	1 201	37	83	7,2
06-04	368	1 767	368	1 787	544	1 745	40	123	7,4
06-05	322	2 089	313	2 100	386	2 131	30	153	7,8
06-06	316	2 405	316	2 416	342	2 473	42	195	12,3
06-07	173	2 578	173	2 589	229	2 702	32	227	14,0
06-08	299	2 877	299	2 888	346	3 048	30	257	8,7
06-09	235	3 112	235	3 123	254	3 302	20	277	7,9
06-10	152	3 264	152	3 275	167	3 469	25	302	15,0
06-11	133	3 397	133	3 408	174	3 643	12	314	6,9
06-12	143	3 540	143	3 551	183	3 826	22	336	12,0
06-13	171	3 711	171	3 722	164	3 990	8	344	4,9
06-14	113	3 824	113	3 835	147	4 137	13	357	8,8
06-15	57	3 881	56	3 891	90	4 227	13	370	14,4
06-16	34	3 915	34	3 925	54	4 281	7	377	13,0
06-17	17	3 932	17	3 942	26	4 307	2	379	7,7
06-18	11	3 943	11	3 953	17	4 324	2	381	11,8
06-19	7	3 950	7	3 960	14	4 338	2	383	14,3
06-20	5	3 955	5	3 965	11	4 349	0	383	0,0
06-21	4	3 959	4	3 969	9	4 358	0	383	0,0
06-22		3 959		3 969	3	4 361	0	383	0,0
Total		3 959		3 969		4 361		383	8,8

Évaluation :

M	C	R	N min.	N	N max.
3 969	4 361	383	40 811	45 097	49 832

Mortalité et échantillons, zone de capture :

11

Smolts produits

Smolts partis en mer

Mortalité et échantillons, zone de recapture :

201

45 108

44 896

Remarques : Les données en italique ne font pas partie de l'évaluation, car les smolts prennent en moyenne 1,5 jour pour atteindre la zone de recapture.

Le 24 mai, les smolts marqués sont ceux capturés dans la zone de recapture qui ont été transportés et relâchés dans la zone de capture.

Tableau III. Caractéristiques des smolts dans la rivière Saint-Jean en 2012

	2 ans			3 ans			4 ans			5 ans		Tous		
	Mâles	Femelles	Tous	Mâles	Femelles	Tous	Mâles	Femelles	Tous	Mâles	Tous	Mâles	Femelles	Tous
Nombre	14	23	37	41	75	116	18	28	46	1	1	74	126	200
Proportion	38 %	62 %	19 %	35 %	65 %	58 %	39 %	61 %	23 %	100 %	1 %	37 %	63 %	100 %
Âge à la smoltification												3,08	3,04	3,06
Poids (g)														
Moyenne	12,8	12,5	12,6	14,3	14,2	14,2	17,9	16,7	17,2	15,7	15,7	14,9	14,4	14,6
Minimum	9,7	8,6	8,6	9,7	9,9	9,7	11,0	11,6	11,0	15,7	15,7	9,7	8,6	8,6
Maximum	15,9	18,3	18,3	24,0	24,1	24,1	27,6	27,1	27,6	15,7	15,7	27,6	27,1	27,6
Écart-type	2,1	2,8	2,5	2,8	3,0	2,9	4,4	3,9	4,1			3,6	3,4	3,5
Longueur totale (mm)														
Moyenne	123	122	122	128	127	128	138	134	136	135	135	129	128	128
Minimum	112	109	109	113	112	112	115	118	115	135	135	112	109	109
Maximum	131	141	141	152	148	152	163	157	163	135	135	163	157	163
Écart-type	6,5	9,4	8,3	8,8	8,7	8,7	11,6	9,8	10,5			10,4	9,8	10,1
Longueur à la fourche (mm)														
Moyenne	113	112	112	118	117	117	127	123	125	123	123	119	117	118
Minimum	104	100	100	104	103	103	106	109	106	123	123	104	100	100
Maximum	120	130	130	140	137	140	152	144	152	123	123	152	144	152
Écart-type	5,8	9,0	7,8	8,1	8,0	8,0	10,9	9,2	9,9			9,6	9,2	9,4
Facteur de condition de Fulton														
Moyenne	0,89	0,88	0,89	0,87	0,87	0,87	0,87	0,88	0,87	0,85	0,85	0,87	0,88	0,87
Minimum	0,78	0,80	0,78	0,77	0,79	0,77	0,79	0,81	0,79	0,85	0,85	0,77	0,79	0,77
Maximum	0,97	1,02	1,02	0,98	1,00	1,00	0,96	0,95	0,96	0,85	0,85	0,98	1,02	1,02
Écart-type	0,05	0,06	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,04	0,04			0,05	0,05	0,05

Tableau IV. Caractéristiques des smolts dans la rivière de la Trinité en 2012

	2 ans			3 ans			4 ans			5 ans		Tous		
	Mâles	Femelles	Tous	Mâles	Femelles	Tous	Mâles	Femelles	Tous	Mâle	Tous	Mâles	Femelles	Tous
Nombre	19	31	50	53	82	135	10	7	17	1	1	83	120	203
Proportion	38 %	62 %	25 %	39 %	61 %	67 %	59 %	41 %	8 %	100 %	0,5 %	41 %	59 %	100 %
Âge à la smoltification												2,92	2,80	2,85
Poids (g)														
Moyenne	16,8	16,7	16,8	17,2	18,7	18,2	20,9	22,4	21,5	24,0	24,0	17,7	18,4	18,1
Minimum	8,7	10,0	8,7	11,2	10,6	10,6	14,4	16,6	14,4	24,0	24,0	8,7	10,0	8,7
Maximum	30,6	25,6	30,6	27,0	37,3	37,3	27,1	26,5	27,1	24,0	24,0	30,6	37,3	37,3
Écart-type	4,7	3,9	4,2	3,2	5,2	4,6	4,2	3,6	3,9			3,9	5,0	4,6
Longueur totale (mm)														
Moyenne	132	131	131	133	137	136	142	147	144	148	148	134	136	135
Minimum	108	113	108	117	117	117	130	135	130	148	148	108	113	108
Maximum	158	159	159	155	175	175	156	159	159	148	148	158	175	175
Écart-type	10,7	10,6	10,5	8,7	12,1	11,0	7,8	7,8	8,0			9,6	12,0	11,1
Longueur à la fourche (mm)														
Moyenne	121	121	121	123	127	125	131	136	133	137	137	124	126	125
Minimum	99	102	99	108	108	108	119	124	119	137	137	99	102	99
Maximum	148	146	148	144	161	161	145	145	145	137	137	148	161	161
Écart-type	10,6	10,1	10,2	8,1	11,4	10,3	7,7	6,9	7,5			9,2	11,3	10,5
Facteur de condition de Fulton														
Moyenne	0,93	0,94	0,93	0,92	0,90	0,91	0,91	0,89	0,90	0,93	0,93	0,92	0,91	0,92
Minimum	0,85	0,78	0,78	0,74	0,74	0,74	0,79	0,84	0,79	0,93	0,93	0,74	0,74	0,74
Maximum	1,01	1,03	1,03	1,10	1,03	1,10	1,09	0,94	1,09	0,93	0,93	1,10	1,03	1,10
Écart-type	0,05	0,05	0,05	0,07	0,06	0,06	0,08	0,04	0,06			0,06	0,06	0,06

Tableau V. Estimation de la dévalaison et caractéristiques des smolts de la rivière Saint-Jean de 1989 à 2012 et de la rivière de la Trinité de 1984 à 2012

Année	Rivière Saint-Jean										Rivière de la Trinité									
	Estimation dévalaison	Échantillon	LT	K	Âge	Âge (an) en %				Femelles	Estimation dévalaison	Échantillon	LT	K	Âge	Âge (an) en %				Femelles
	(n)	(n)	\bar{x} (mm)	\bar{x}	\bar{x}	2	3	4	5	%	(n)	(n)	\bar{x} (mm)	\bar{x}	\bar{x}	2	3	4	5	%
1984											68 208	281		0,73	2,89	13	85	1	0	63
1985											66 069	86	131	0,99	2,90	17	76	7	0	53
1986											96 545	207	124	1,08	3,01	8	82	10	0	59
1987											77 617	221	129	1,05	3,10	5	79	16	0	55
1988											51 879	230	131	0,97	2,73	37	53	10	0	56
1989	92 665	269	126	0,91	3,56	1	43	54	1	66	80 057	313	132	0,97	2,79	28	66	6	0	56
1990	97 992	224	125	0,89	3,38	2	60	34	3	66	50 328	193	127	0,83	3,07	8	78	13	1	63
1991	113 927	177	125	0,88	3,66	2	35	57	6	61	40 863	163	132	0,92	3,08	8	76	16	0	61
1992	154 980	189	128	0,90	3,49	1	53	44	3	68	50 869	205	136	0,92	3,03	9	78	13	0	55
1993	142 972	208	129	0,86	3,61	1	37	61	0	65	86 226	265	138	0,94	3,03	6	85	8	1	68
1994	74 285	324	121	0,91	3,71	2	29	66	3	63	55 913	144	132	0,96	3,03	9	79	11	1	58
1995	60 227	228	124	0,90	3,71	2	30	64	5	61	71 899	220	134	0,95	3,01	15	69	16	0	55
1996	104 973	113	129	0,87	3,53	4	43	47	5	63	61 092	193	130	0,95	3,05	4	88	9	0	55
1997		238	122	0,92	3,37	5	56	37	3	56	31 892	213	133	0,94	3,09	7	77	16	0	60
1998	95 843	182	122	0,93	2,97	18	67	15	0	62	28 962	171	143	0,97	3,08	10	72	18	0	57
1999	114 255	224	128	0,90	3,37	4	57	37	2	67	56 557	137	131	0,94	2,87	21	71	8	0	59
2000	50 993	190	131	0,88	3,58	3	45	42	9	64	39 744	110	133	0,94	2,88	23	66	11	0	56
2001	109 845	130	128	0,85	3,25	12	52	35	2	63	70 318	150	134	0,96	2,93	11	86	3	0	57
2002	71 839	164	124	0,86	3,16	12	62	25	1	72	44 264	127	135	0,89	2,96	10	83	6	0	70
2003	60 259	238	127	0,84	3,23	3	73	24	1	66	53 030	249	135	0,89	3,02	9	80	11	0	60
2004	54 821	229	124	0,84	3,21	7	66	28	0	65	27 051	246	132	0,88	3,06	7	80	13	0	59
2005	96 002	150	123	0,86	3,39	2	59	37	2	65	34 867	235	136	0,89	3,01	7	86	7	0	70
2006	102 939	200	126	0,86	3,45	3	54	39	5	67		185	130	0,88	2,88	21	71	8	0	61
2007	135 360	210	127	0,85	3,49	1	57	34	8	64	42 923	202	129	0,91	3,01	6	87	6	0	63
2008	45 978	198	124	0,82	3,33	3	62	34	1	62	35 036	219	128	0,87	3,00	10	82	8	0	61
2009	37 297	200	126	0,84	3,26	6	63	31	1	62	32 680	228	133	0,92	3,03	5	86	8	0	60
2010	48 187	192	130	0,86	3,19	4	74	21	1	65	37 500	205	138	0,87	2,99	11	80	10	0	60
2011	45 214	159	126	0,85	3,27	6	64	29	2	55	44 400	198	128	0,90	2,95	10	84	6	0	56
2012	40 787	200	128	0,87	3,06	19	58	23	1	63	45 108	203	135	0,92	2,85	25	67	8	0	59
Moyenne	84 854		126	0,88	3,40	5	53	39	3	64	52 925		133	0,92	2,98	12	78	10	0	60

Notes : LT = Longueur totale

K = Facteur de condition de Fulton [100 000 * poids (g) / longueur à la fourche³ (mm)] (Thompson, 1942)

Tableau VI. Caractéristiques des ombles chevaliers échantillonnés en dévalaison dans la rivière de la Trinité de 1998 à 2012

Année	Échantillon			Femelles (%)	LT \bar{x} (mm)			LF \bar{x} (mm)			Poids \bar{x} (g)			K \bar{x}			Âge (an) %				
	Mâles	Femelles	Tous		Mâles	Femelles	Tous	Mâles	Femelles	Tous	Mâles	Femelles	Tous	Mâles	Femelles	Tous	3	4	5	6	7
1998	3	14	17	82,4	220	207	209	205	192	194	80,6	65,9	68,5	0,81	0,84	0,84	0	47	35	18	0
1999	3	12	20	60,0				174	214	198	44,7	116,3	88,0	0,84	0,88	0,87	20	30	40	10	0
2000	6	10	16	62,5				185	183	184	55,9	51,2	53,0	0,88	0,84	0,85	6	81	13	0	0
2001	6	14	20	70,0				211	198	202	78,7	64,7	68,9	0,79	0,79	0,79	0	90	10	0	0
2002	9	11	20	55,0	204	208	206	189	194	192	53,7	60,5	57,5	0,79	0,77	0,78	5	74	11	11	0
2003	7	15	22	68,2	214	211	212	200	198	198	64,3	63,8	64,0	0,78	0,77	0,77	45	36	18	0	0
2004	2	13	15	86,7	213	199	201	195	185	187	61,5	48,6	50,3	0,83	0,75	0,76	13	60	27	0	0
2005	7	13	20	65,0	196	245	228	182	229	213	46,8	114,3	90,7	0,78	0,75	0,76	0	60	25	10	5
2006	9	10	19	52,6	189	192	191	176	178	177	41,6	45,6	43,7	0,76	0,75	0,75	6	81	6	6	0
2007	3	17	20	85,0	207	211	211	192	197	196	54,5	61,1	60,1	0,77	0,75	0,75	11	44	44	0	0
2008	9	11	20	55,0	213	195	203	198	180	188	60,0	45,0	51,7	0,75	0,77	0,76	20	60	20	0	0
2009	11	9	20	45,0	210	234	221	196	218	206	66,6	96,0	79,8	0,79	0,77	0,78					
2010	8	12	20	60,0	251	265	259	233	245	240	104,7	139,1	125,4	0,79	0,79	0,79					
2011	9	11	20	55,0	210	234	223	195	217	207	59,4	90,2	76,4	0,79	0,78	0,79					
	10	10	20	50,0	198	206	202	184	191	188	53,3	56,4	54,8	0,83	0,79	0,81					
2012	Minimum				182	182	182	167	168	167	38,1	36,7	36,7	0,76	0,74	0,74					
	Maximum				241	233	241	229	216	229	103,6	80,6	103,6	0,86	0,85	0,86					
	Écart-type				17,3	18,8	18,0	17,8	17,9	17,7	19,1	16,3	17,3	0,03	0,03	0,03					
Total	102	182	289																		
Moyenne				63,0	209	217	214	194	201	198	61,6	74,5	69,4	0,79	0,79	0,79	12	60	23	5	0

Notes : LT = Longueur totale LF = Longueur à la fourche

 K = Facteur de condition de Fulton [$100\ 000 * \text{poids (g)} / \text{longueur à la fourche}^3 \text{ (mm)}$] (Thompson, 1942)

Tableau VII. Bilan de l'exploitation des saumons dans la rivière Saint-Jean de 1984 à 2012

Année	Pêche sportive							Retraits divers	Retours à la rivière			Reproduction			Déposition d'œufs	
	Mad.	Réd.	Total	Jours- pêche	Succès	Graciés	Succès ajusté		Mad.	Réd.	Total	Saumons disponibles			Œufs déposés (million)	Seuil de conservation (1,88 million d'œufs)
												Mad.	Réd.	Total		
1984	25	345	370	819	0,45		0,45	52	113	1 116	1 229	88	719	807	3,42	182 %
1985	19	322	341	925	0,37		0,37	0	61	795	856	42	473	515	2,25	120 %
1986	70	240	310	854	0,36		0,36	20	155	819	974	85	559	644	2,66	142 %
1987	114	267	381	1 186	0,32		0,32	11	563	1 069	1 632	449	791	1 240	3,78	201 %
1988	150	587	737	1 419	0,52		0,52	27	436	1 937	2 373	280	1 329	1 609	6,33	337 %
1989	107	504	611	2 135	0,29		0,29	24	262	1 375	1 637	139	863	1 002	4,11	219 %
1990	220	254	474	1 717	0,28		0,28	9	512	772	1 284	291	510	801	2,44	130 %
1991	143	507	650	1 504	0,43		0,43	0	437	1 487	1 924	294	980	1 274	4,67	249 %
1992	303	623	926	2 053	0,45		0,45	3	559	1 478	2 037	255	853	1 108	4,38	233 %
1993	320	508	828	1 763	0,47		0,47	6	619	1 102	1 721	295	592	887	3,05	162 %
1994	256	578	834	2 710	0,31		0,31	9	494	1 258	1 752	232	677	909	3,48	185 %
1995	80	420	500	1 998	0,25		0,25	27	245	1 138	1 383	163	693	856	3,56	189 %
1996	152	364	516	1 494	0,35		0,35	20	341	798	1 139	185	418	603	2,15	114 %
1997	129	204	333	1 394	0,24	122	0,33	14	304	598	902	171	384	555	1,98	105 %
1998	171	0	171	1 245	0,14	291	0,37	1	483	431	914	312	430	742	2,22	118 %
1999	92	0	92	1 229	0,07	279	0,30	1	324	736	1 060	232	735	967	3,78	201 %
2000	87	3	90	1 298	0,07	320	0,32	5	370	421	791	283	413	696	2,13	113 %
2001	60	0	60	1 178	0,05	480	0,46	5	268	880	1 148	208	875	1 083	4,49	239 %
2002	168	0	168	1 197	0,14	393	0,47	3	520	686	1 206	352	683	1 035	3,52	187 %
2003	85	0	85	1 294	0,07	599	0,53	4	394	1 013	1 407	307	1 011	1 318	5,19	276 %
2004	106	0	106	1 370	0,08	462	0,41	1	384	677	1 061	277	677	954	3,48	185 %
2005	72	0	72	1 690	0,04	551	0,37	2	366	908	1 274	294	906	1 200	4,65	248 %
2006	104	0	104	1 588	0,07	439	0,34	2	346	758	1 104	242	756	998	3,88	207 %
2007	78	40	118	1 717	0,07	327	0,26	0	275	647	922	197	607	804	3,12	166 %
2008	240	15	255	1 700	0,15	410	0,39	2	599	605	1 204	359	588	947	3,03	161 %
2009	96	3	99	1 695	0,06	409	0,30	109	282	722	1 004	182	614	796	3,15	168 %
2010	138	44	182	1 929	0,09	434	0,32	94	295	898	1 193	143	774	917	3,97	211 %
2011	206	43	249	1 993	0,12	505	0,38	3	343	688	1 031	136	643	779	3,30	175 %
2012	81	2	83	1 909	0,04	349	0,23	1	171	530	701	89	528	617	3,08	164 %
Moyenne																
1984-2011	135	210	345	1 539	0,22	401	0,36	16	370	922	1 292	232	698	930	3,51	187 %
2007-2011	152	29	181	1 807	0,10	417	0,33	42	359	712	1 071	203	645	849	3,31	176 %
Variation																
2012 vs 2011	-61 %		-67 %	-4 %	-65 %	-31 %	-40 %		-50 %	-23 %	-32 %	-35 %	-18 %	-21 %	-7 %	
2012 vs 1984-2011	-40 %		-76 %	24 %	-81 %	-13 %	-38 %		-54 %	-43 %	-46 %	-62 %	-24 %	-34 %	-12 %	
2012 vs 2007-2011	-47 %		-54 %	6 %	-57 %	-16 %	-32 %		-52 %	-26 %	-35 %	-56 %	-18 %	-27 %	-7 %	

Ensemencements : 1984 : S2 16 000 1987 : S2 4 188 1989 : T2 5 487 1990 : S1 7 967 1991 : T1 6 289 1995 : œufs 120 092 1996 : œufs 125 972 1998 : AL 47 000
 1986 : S2 18 741 1987 : S3 60 1989 : S2 36 377 1990 : S2 6 395 1992 : S1 15 020 1996 : AL 84 691 1997 : AL 68 765

Remarques : En 1996, 3 saumons noirs sont inclus dans les captures sportives. De 1998 à 2006, pêche au madeleineau seulement. En 2004, 2 madeleineaux provenant d'ensemencements (selon les écailles) sont inclus dans la pêche sportive, les retours à la rivière et les saumons disponibles pour la reproduction. Retraits divers : inclut les retraits piscicoles et la mortalité.

En 1999, aucun dénombrement de reproducteurs n'a été effectué en fin de saison. L'estimation de la montaison totale est basée sur les proportions moyennes (1994-1998) de montaison de madeleineaux et de grands saumons après la mi-saison.

Tableau VIII. Bilan de l'exploitation des saumons dans la rivière de la Trinité de 1984 à 2012

Année	Pêche commerciale			Pêche sportive				Retraits divers	Retours à la rivière			Retours totaux	Reproduction			Déposition d'œufs				
	Mad.	Réd.	Total	Mad.	Réd.	Total	Jours-pêche		Succès	Graciés	Mad.		Réd.	Total	Saumons disponibles			Œufs déposés (million)	Seuil de conservation (1,63 million d'œufs)	
															Mad.	Réd.	Total			
1984	34	555	589	415	132	547	2 474	0,22		1	1 771	468	2 239	2 828	1 355	336	1 691	2,19	134 %	
1985	40	607	647	162	260	422	2 331	0,18		9	1 053	639	1 692	2 339	889	372	1 261	2,25	138 %	
1986	14	606	620	510	227	737	2 284	0,32		3	1 589	621	2 210	2 830	1 076	394	1 470	2,43	149 %	
1987	48	586	634	526	133	659	2 289	0,29		4	1 304	558	1 862	2 496	774	425	1 199	2,51	154 %	
1988	57	522	579	596	94	690	2 680	0,26		6	1 639	813	2 452	3 031	1 037	719	1 756	4,17	256 %	
1989	53	613	666	506	120	626	2 832	0,22		0	1 839	466	2 305	2 971	1 333	346	1 679	2,24	137 %	
1990	144	524	668	668	164	832	3 110	0,27		2	1 905	530	2 435	3 103	1 235	366	1 601	2,32	142 %	
1991	15	1 191	1 206	348	125	473	2 405	0,20		3	1 334	516	1 850	3 056	984	390	1 374	2,38	146 %	
1992	56	638	694	222	151	373	2 693	0,14		3	577	612	1 189	1 883	354	459	813	3,26	200 %	
1993		Fermée		172	57	229	2 676	0,09		1	410	271	681	681	238	213	451	1,55	95 %	
1994		Fermée		184	34	218	2 274	0,10		0	579	309	888	888	395	275	670	2,05	126 %	
1995		Fermée		104	117	221	2 125	0,10		2	348	671	1 019	1 019	244	552	796	3,82	235 %	
1996		Fermée		182	66	248	2 445	0,10		2	661	434	1 095	1 095	477	368	845	2,71	167 %	
1997		Fermée		156	61	217	2 397	0,09		2	394	558	952	952	237	496	733	3,45	211 %	
1998		Fermée		112	80	192	2 642	0,07		2	524	385	909	909	410	305	715	2,26	138 %	
1999		Fermée		66	47	113	1 675	0,07		3	396	381	777	777	327	334	661	2,41	148 %	
2000		Fermée		37	16	53	1 234	0,05		1	250	251	501	501	213	234	447	1,68	103 %	
2001		Fermée		24	36	60	901	0,07	3	0	100	187	287	287	76	151	227	1,05	64 %	
2002		Fermée		71	0	71	726	0,10	23	0	404	108	512	512	333	108	441	0,90	55 %	
2003		Fermée		68	18	86	834	0,10	13	0	385	218	603	603	317	200	517	1,51	92 %	
2004		Fermée		54	0	54	862	0,06	25	0	334	230	564	564	280	230	510	1,69	104 %	
2005		Fermée		51	0	51	644	0,08	10	6	277	149	426	426	222	147	369	1,10	68 %	
2006		Fermée		120	0	120	735	0,16	18	2	515	357	872	872	395	355	750	2,58	159 %	
2007		Fermée		123	0	123	931	0,13	32	0	601	249	850	850	478	249	727	1,92	118 %	
2008		Fermée		112	0	112	788	0,14	42	3	628	325	953	953	516	322	838	2,43	149 %	
2009		Fermée		23	0	23	627	0,04	20	2	229	216	445	445	206	214	420	1,54	95 %	
2010		Fermée		101	4	105	681	0,15	18	1	611	258	869	869	509	254	763	1,97	121 %	
2011		Fermée		201	5	206	986	0,21	79	0	949	317	1 266	1 266	748	312	1 060	2,48	152 %	
2012		Fermée		64	0	64	973	0,07	43	1	263	286	549	549	199	285	484	2,22	136 %	
Moyenne																				
1984-2011				211	70	281	1 760	0,16	26	2	772	396	1 168	1 168	559	326	885	2,24	138 %	
2007-2011				112	2	114	803	0,14	38	1	604	273	877	877	491	270	762	2,07	127 %	
Variation																				
2012 vs 2011				-68 %		-69 %	-1 %	-69 %	-46 %		-72 %	-10 %	-57 %	-57 %	-73 %	-9 %	-54 %	-11 %		
2012 vs 1984-2011				-70 %		-77 %	-45 %	-59 %	67 %		-66 %	-28 %	-53 %	-53 %	-64 %	-13 %	-45 %	-1 %		
2012 vs 2007-2011				-43 %		-44 %	21 %	-54 %	13 %		-56 %	5 %	-37 %	-37 %	-60 %	5 %	-36 %	7 %		

Remarques : Retraits divers : inclut les retraits piscicoles et la mortalité.

 [] : La montaison a été estimée en ajoutant le nombre estimé de saumons qui ont monté pendant la semaine du 1^{er} au 7 juillet en considérant la proportion moyenne que représente cette période dans l'ensemble des montaisons des années 1992 à 2008.

Tableau IX. Montaison totale des saumons par catégorie de groupe d'âge en mer dans la rivière Saint-Jean de 1984 à 2012

Année	Madeleineaux		Rédiберкуmarins		Répartition des rédiберкуmarins								
	n	%	n	%	Diберкуmarins			Triберкуmarins			Fraie antérieure		
					n échant.	%	n estimé	n échant.	%	n estimé	n échant.	%	n estimé
1984	113	9	1 116	91	283	89	996	20	6	70	14	4	49
1985	61	7	795	93	263	92	734	16	6	45	6	2	17
1986	155	16	819	84	187	87	716	7	3	27	20	9	77
1987	563	34	1 069	66	208	91	971	1	0	5	20	9	93
1988	436	18	1 937	82	432	93	1 792	3	1	12	32	7	133
1989	262	16	1 375	84	448	94	1 286	11	2	32	20	4	57
1990	512	40	772	60	211	86	665	4	2	13	30	12	95
1991	437	23	1 487	77	465	95	1 405	2	0	6	25	5	76
1992	559	27	1 478	73	555	93	1 374	13	2	32	29	5	72
1993	619	36	1 102	64	466	93	1 027	5	1	11	29	6	64
1994	494	28	1 258	72	516	90	1 135	12	2	26	44	8	97
1995	245	18	1 138	82	403	96	1 097	5	1	14	10	2	27
1996	341	30	798	70	319	88	699	18	5	39	27	7	59
1997	304	34	598	66	184	90	539	3	1	9	17	8	50
1998	483	53	431	47	0	91	393	0	2	11	0	6	27
1999	324	31	736	69	0	91	672	0	2	18	0	6	46
2000	370	47	421	53	38	91	384	2	2	10	4	6	26
2001	268	23	880	77	91	93	817	0	0	0	7	7	63
2002	520	43	686	57	20	87	597	0	0	0	3	13	89
2003	394	28	1 013	72	51	98	994	1	2	19	0	0	0
2004	384	36	677	64	24	92	625	1	4	26	1	4	26
2005	366	29	908	71	2	92	831	0	2	21	0	6	56
2006	346	31	758	69	33	79	596	1	2	18	8	19	144
2007	275	30	647	70	45	94	607	1	2	13	2	4	27
2008	599	50	605	50	12	86	519	1	7	43	1	7	43
2009	282	28	722	72	51	89	646	0	0	0	6	11	76
2010	295	25	898	75	102	94	840	4	4	33	3	3	25
2011	343	33	688	67	44	100	688	0	0	0	0	0	0
2012	171	24	530	76	1	93	491	0	3	13	0	5	25
Moyenne													
1984-2012	363	29	908	71	188	92	832	5	2	20	12	6	57
2007-2011	359	34	712	66	51	93	660	1	3	18	2	5	34



Les chiffres proviennent d'estimations obtenues en faisant la moyenne de 1981 à 1997.

Les chiffres proviennent d'estimations obtenues en faisant la moyenne de 1981 à 2004.

Tableau X. Montaison totale des saumons par catégorie de groupe d'âge en mer dans la rivière de la Trinité de 1984 à 2012

Année	Madeleineaux ¹		Rédibermarins ¹		Répartition des rédibermarins ¹								
	n	%	n	%	Dibermarins			Tribermarins			Fraie antérieure		
					n échant.	%	n estimé	n échant.	%	n estimé	n échant.	%	n estimé
1984	1 805	64	1 023	36	594	87	888	0	0	0	90	13	135
1985	1 093	47	1 246	53	789	92	1 143	7	1	10	65	8	94
1986	1 603	57	1 227	43	752	92	1 129	4	0	6	62	8	93
1987	1 352	54	1 144	46	655	92	1 053	0	0	0	57	8	91
1988	1 696	56	1 335	44	567	93	1 243	0	0	0	42	7	92
1989	1 892	64	1 079	36	633	87	943	0	0	0	91	13	136
1990	2 049	66	1 054	34	571	84	882	0	0	0	112	16	172
1991	1 349	44	1 707	56	1 227	93	1 595	0	0	0	86	7	112
1992	633	34	1 250	66	732	93	1 165	5	1	9	48	6	77
1993	410	60	271	40	50	88	238	0	0	0	7	12	33
1994	579	65	309	35	27	82	253	0	0	0	6	18	56
1995	348	34	671	66	99	93	621	0	0	0	8	7	50
1996	661	60	434	40	55	87	379	0	0	0	8	13	55
1997	394	41	558	59	35	65	362	0	0	0	19	35	196
1998	524	58	385	42	67	86	331	0	0	0	11	14	54
1999	396	51	381	49	40	89	339	0	0	0	5	11	42
2000	250	50	251	50	12	86	215	0	0	0	2	14	36
2001	100	35	187	65	25	74	138	0	0	0	9	26	50
2002	404	79	108	21	10	45	49	0	0	0	12	55	59
2003	385	64	218	36	68	81	176	0	0	0	16	19	42
2004	334	59	230	41	29	88	202	0	0	0	4	12	28
2005	277	65	149	35	17	65	97	0	0	0	9	35	52
2006	515	59	357	41	22	51	183	0	0	0	21	49	174
2007	601	71	249	29	64	69	171	0	0	0	29	31	78
2008	628	66	325	34	42	66	213	0	0	0	22	34	112
2009	229	51	216	49	12	67	144	0	0	0	6	33	72
2010	611	70	258	30	42	66	169	0	0	0	22	34	89
2011	949	75	317	25	53	78	247	0	0	0	15	22	70
2012	263	48	286	52	70	80	230	0	0	0	17	20	56
Moyenne													
1984-2012	770	56	594	44	254	86	510	1	0	1	31	14	83
2007-2011	604	69	273	31	43	69	189	0	0	0	19	31	84

¹ Y compris la pêche commerciale.

Tableau XI. Caractéristiques des ombles de fontaine anadromes dans la passe migratoire de la rivière de la Trinité de 1997 à 2012

Année	Montaison	Échantillon (n)	Longueurs totales		
			Minimum	Maximum	Moyenne
1997	918	918	15	70	35
1998	1 345	1 345	15	70	35
1999	1 177	1 177	10	70	34
2000	1 119	1 027	15	60	36
2001	1 516	803	20	60	35
2002*	2 516	2 516	10	60	26
2003	4 495	4 495	10	65	26
2004	3 050	3 050	10	60	26
2005	2 001	2 001	10	60	26
2006	4 186	4 186	5	60	23
2007	4 480	4 480	10	65	25
2008	5 922	5 922	10	60	24
2009**	1 381	1 381	10	60	30
2010	4 334	4 317	5	60	27
2011	4 859	4 859	10	65	29
2012	4 123	4 123	10	60	30
Total	47 422	46 600			
Moyenne 2002-2012	3 997		9	62	26

* Modification du plancher de la cage de rétention de la passe migratoire permettant la capture de petits ombles de fontaine.

** Année exclue des calculs puisque la barrière de comptage ne permet pas la capture des petits ombles de fontaine et n'était pas en fonction du 1^{er} au 7 juillet.

Tableau XII. Caractéristiques des saumons échantillonnés dans la rivière Saint-Jean en 2012

	Madeleineaux		Dibermarins	
	Mâles	Tous	Tous	
Poids (kg)				
n	31	81	1	
Moyenne	1,51	1,60	4,80	
Minimum	1,10	1,10	4,80	
Maximum	2,40	2,40	4,80	
Écart-type	0,29	0,27		
Longueur à la fourche (cm)				
n	31	81	1	
Moyenne	54,7	54,5	78,0	
Minimum	51,0	51,0	78,0	
Maximum	61,0	61,0	78,0	
Écart-type	2,18	2,10		
Facteur de condition de Fulton				
n	31	81	1	
Moyenne	0,92	0,99	1,01	
Minimum	0,74	0,74	1,01	
Maximum	1,52	1,52	1,01	
Écart-type	0,16	0,14		
Sexe				
n	31	31	0	
	100 %			
Âge à la smoltification				
	Nombre		Nombre	
2 ans	17	25 %	1	100 %
3 ans	50	72 %	0	0 %
4 ans	2	3 %	0	0 %
5 ans	0	0 %	0	0 %
Total	69	100 %	1	100 %

Note : Le tableau présente les poids et longueurs des poissons conservés ou trouvés morts.

Tableau XIII. Caractéristiques des saumons échantillonnés dans la rivière de la Trinité en 2012

	Madeleineaux		Rédibermarins		Répartition des rédibermarins			
	Mâles	Tous	Femelle	Tous	Dibermarins		Fraie antérieure	
					Femelle	Tous	Tous	
Poids (kg)								
n	57	61	1	1	1	1		
Moyenne	1,52	1,53	4,60	4,60	4,60	4,60		
Minimum	1,00	1,00	4,60	4,60	4,60	4,60		
Maximum	2,20	2,20	4,60	4,60	4,60	4,60		
Écart-type	0,29	0,28						
Longueur à la fourche (cm)								
n	59	64	1	81	1	64	17	
Moyenne	52,4	52,3	76,5	78,2	76,5	75,5	88,5	
Minimum	44,3	43,4	76,5	68,5	76,5	68,5	72,4	
Maximum	59,8	59,8	76,5	107,0	76,5	84,0	107,0	
Écart-type	3,33	3,43		7,49		3,36	9,69	
Facteur de condition de Fulton								
n	57	61	1	1	1	1		
Moyenne	1,06	1,06	1,03	1,03	1,03	1,03		
Minimum	0,83	0,83	1,03	1,03	1,03	1,03		
Maximum	1,64	1,64	1,03	1,03	1,03	1,03		
Écart-type	0,13	0,12						
Sexe (n)								
n	59	64	1	87	1	70	17	
	100 %		1 %		1 %			
Âge à la smoltification								
	Nombre		Nombre		Nombre		Nombre	
2 ans	9	18 %	15	20 %	11	17 %	4	33 %
3 ans	37	76 %	54	72 %	46	73 %	8	67 %
4 ans	3	6 %	6	8 %	6	10 %	0	0 %
5 ans	0	0 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %
Total	49	100 %	75	100 %	63	100 %	12	100 %

Notes : Pour les madeleineaux, les données de poids et de longueur proviennent des poissons conservés ou trouvés morts.

Pour les rédibermarins, les données proviennent de l'échantillonnage effectué dans la passe migratoire par le personnel technique sur les poissons vivants ou des poissons trouvés morts.

Tableau XIV. Caractéristiques des saumons échantillonnés dans la rivière Saint-Jean de 1983 à 2012

	Madeleineaux				Dibermarins				Tribermarins				Fraie antérieure			
	Échant.*	LF	Poids	Femelles	Échant.*	LF	Poids	Femelles	Échant.*	LF	Poids	Femelles	Échant.*	LF	Poids	Femelles
	n	\bar{x} (cm)	\bar{x} (kg)	n %	n	\bar{x} (cm)	\bar{x} (kg)	n %	n	\bar{x} (cm)	\bar{x} (kg)	n %	n	\bar{x} (cm)	\bar{x} (kg)	n %
1983	16			16 0,0	55			55 65,5	2			2 50,0	6			6 50,0
1984	2			2 0,0	15			15 60,0	0			0	1			1 100,0
1985	5			5 0,0	83			83 60,2	5			5 0,0	2			2 0,0
1986	13			13 7,7	38			38 50,0	1			1 100,0	5			5 60,0
1987	18			18 5,6	44			44 70,5	0			0	10			10 60,0
1988	113	54,9	1,60	91 1,1	431	74,7	4,25	194 61,9	2		7,70	0	39	79,0	5,16	17 23,5
1989	99	54,1	1,57	86 0,0	448	75,7	4,33	305 72,8	11	90,1	8,01	8 87,5	20	87,1	6,90	16 50,0
1990	206	54,8	1,71	180 0,6	211	75,6	4,47	152 66,4	4	90,5	7,84	3 100,0	30	89,8	7,50	16 56,3
1991	140	53,2	1,49	62 0,0	462	74,6	4,15	222 64,9	2	90,0	7,85	0	25	89,4	7,95	10 70,0
1992	284	54,4	1,65	128 0,0	555	76,2	4,55	262 74,0	13	91,6	8,20	9 88,9	29	90,0	7,90	16 62,5
1993	313	53,7	1,54	66 1,5	463	74,3	4,17	155 69,7	5	91,3	7,96	0	29	93,5	9,23	15 86,7
1994	248	53,6	1,60	106 4,7	515	75,8	4,53	204 71,6	12	91,3	8,23	4 100,0	44	90,0	8,11	17 47,1
1995	78	53,2	1,47	43 2,3	400	75,5	4,35	198 68,7	5	88,4	7,14	3 100,0	10	85,2	6,72	7 28,6
1996	152	55,2	1,70	60 1,7	319	75,8	4,44	118 66,9	18	91,5	8,16	6 83,3	27	94,0	9,18	15 60,0
1997	127	55,1	1,71	36 0,0	184	76,4	4,66	57 70,2	3	89,8	7,60	0	17	90,1	7,52	6 83,3
1998	169	54,3	1,66	48 0,0	0			0	0			0	0			0
1999	38	55,9	1,76	38 0,0	0			0	0			0	0			0
2000	88	56,0	1,70	27 0,0	38	75,7	4,53	8 75,0	1		5,40	0	4	78,0	7,27	4 50,0
2001	61	56,5	1,74	6 0,0	91	77,0		4 75,0	0			0	7	98,6		4 75,0
2002	167	56,7	1,78	50 2,0	19	79,0	4,40	1 0,0	0			0	3	96,3		0
2003	92	56,5	1,77	32 0,0	51	79,7	5,85	1 100,0	1	83,0		0	0			0
2004	105	57,1	1,76	61 4,9	23	79,2		0	1	96,0		0	1	94,0		0
2005	69	56,5	1,73	33 3,0	2	74,5	4,00	2 50,0	0			0	0			0
2006	115	56,0	1,71	28 3,6	27	81,8	5,20	1 100,0	1	94,0		0	6	95,5	9,20	1 0,0
2007	77	55,5	1,65	28 7,1	37	74,3	4,13	14 78,6	1	93,0	8,00	0	2	97,5	6,00	1 100,0
2008	240	56,4	1,72	93 0,0	12	77,1	4,58	5 80,0	1	89,0	7,50	1 100,0	1	84,0	6,00	1 0,0
2009	100	56,1	1,59	31 0,0	48	77,6	4,23	19 84,2	0			0	6	99,0		3 33,3
2010	152	55,4	1,55	51 0,0	98	76,7	4,44	57 68,4	4	85,3	7,00	4 50,0	3	103,0		3 100,0
2011	207	56,9	1,80	83 0,0	44	79,6	4,89	15 80,0	0			0	0			0
2012	81	54,5	1,60	31 0,0	1	78,0	4,80	0	0			0	0			0
Moyenne**		55,1	1,66	1,3		75,7	4,38	68,6		90,7	7,96	76,1		91,0	7,61	55,7

LT : Longueur totale LF : Longueur à la fourche

* Certaines caractéristiques ne sont pas connues pour tous les échantillons. Pour plus de précisions sur l'année à l'étude, voir le tableau XII.

** Les moyennes sont présentées seulement pour les caractéristiques pour lesquelles le nombre de saumons échantillonnés est suffisant.

Tableau XV. Caractéristiques des saumons échantillonnés dans la rivière de la Trinité de 1980 à 2012

	Madeleineaux				Dibermarins				Tribermarins				Fraie antérieure			
	Échant.*	LF	Poids	Femelles	Échant.*	LF	Poids	Femelles	Échant.*	LF	Poids	Femelles	Échant.*	LF	Poids	Femelles
	n	\bar{x} (cm)	\bar{x} (kg)	n %	n	\bar{x} (cm)	\bar{x} (kg)	n %	n	\bar{x} (cm)	\bar{x} (kg)	n %	n	\bar{x} (cm)	\bar{x} (kg)	n %
1980	372		1,71	354 5,4	30		4,53	28 78,6	0			0	9		3,78	9 33,3
1981	317		1,51	296 4,1	21		4,00	20 100,0	0			0	3		4,20	3 33,3
1982	241		1,60	213 3,3	62		3,96	55 81,8	0			0	2		7,73	1 0,0
1983	123	51,7	1,57	116 2,6	73	72,1	3,94	65 89,2	0			0	4	87,0	6,92	4 50,0
1984	406	51,1	1,45	362 11,0	112	70,5	3,64	101 82,2	0			0	17	77,1	4,84	15 26,7
1985	150	49,8	1,33	109 1,8	232	71,0	3,78	168 95,2	2			2	19	72,6	4,86	12 25,0
1986	479	50,8	1,38	368 4,1	195	70,9	3,74	152 82,2	1	81,0	6,83	1 100,0	15	73,7	4,67	11 36,4
1987	500	51,9	1,47	333 8,4	116	72,4	4,01	83 86,7	0			0	10	74,3	4,60	6 0,0
1988	556	53,4	1,65	364 9,1	81	73,4	4,12	58 93,1	0			0	6	81,3	6,73	6 33,3
1989	482	54,4	1,67	292 7,9	97	72,5	3,91	64 89,1	0			0	14	75,6	5,22	7 42,9
1990	647	54,6	1,74	463 8,2	133	74,4	4,33	98 91,8	0			0	26	79,7	5,70	19 26,3
1991	344	54,6	1,66	183 7,7	114	73,2	3,94	68 97,1	0			0	8	75,8	4,69	5 40,0
1992	218	54,7	1,69	139 16,5	137	74,2	4,23	94 97,9	0			0	9	68,6	3,15	5 40,0
1993	164	55,9	1,80	125 7,2	50	73,2	4,01	37 97,3	0			0	7	85,3	6,22	7 100,0
1994	166	55,1	1,78	127 9,4	27	75,6	4,53	18 100,0	0			0	6	90,4	7,90	6 83,3
1995	100	55,3	1,79	69 7,2	97	74,4	4,26	69 100,0	0			0	8	75,1	4,96	2 0,0
1996	179	56,7	1,97	130 14,6	55	76,5	4,69	39 94,9	0			0	8	84,3	6,33	2 100,0
1997	151	57,0	2,05	112 9,8	35	75,5	4,50	31 96,8	0			0	19	88,0	7,32	16 81,3
1998	107	56,5	1,98	79 15,2	67	76,3	4,65	55 96,4	0			0	11	79,7	5,63	8 12,5
1999	64	59,9	2,20	39 12,8	40	77,3	4,79	32 96,9	0			0	5	98,9	10,71	3 66,7
2000	34	56,5	1,99	23 0,0	12	75,6	4,40	10 100,0	0			0	2	76,5	5,16	2 50,0
2001	23	59,8	2,07	19 15,8	25	77,5	4,60	25 96,0	0			0	9	80,3	5,48	8 87,5
2002	72	59,2	2,07	57 24,6	10	75,5		0	0			0	12	84,7		0
2003	55	57,4	2,04	53 13,2	60	77,1	4,88	15 100,0	0			0	8	89,9	2,83	1 0,0
2004	53	57,2	2,08	50 30,0	29	76,7		0	0			0	4	94,0		0
2005	44	56,0	1,87	42 26,2	17	75,4	4,28	1 100,0	0			0	9	91,8		0
2006	121	56,9	2,09	107 12,1	22	77,1	4,55	1 100,0	0			0	21	83,1		0
2007	123	54,2	1,85	111 11,7	64	75,6		0	0			0	29	85,0		0
2008	113	56,8	1,95	105 4,8	40	73,8	5,35	1 100,0	0			0	22	83,1		0
2009	40	54,9	1,72	19 5,3	12	73,7		0	0			0	5	75,5		0
2010	102	53,5	1,61	87 11,5	41	74,8		0	0			0	21	84,5	2,23	3 0,0
2011	201	55,4	1,81	195 13,8	53	76,0		0	0			0	15	78,6	2,44	4 0,0
2012	64	52,3	1,53	59 0,0	64	75,5	4,60	1 100,0	0			0	17	88,5		0
Moyenne**		54,1	1,67	8,6		73,7	4,08	91,5		81,0	6,44	100,0		81,9	5,40	41,8

LT : Longueur totale LF : Longueur à la fourche

* Certaines caractéristiques ne sont pas connues pour tous les échantillons. Pour plus de précisions sur l'année à l'étude, voir le tableau XIII.

** Les moyennes sont présentées seulement pour les caractéristiques pour lesquelles le nombre de saumons échantillonnés est suffisant.

Tableau XVI. Survie en rivière, de l'œuf au smolt, dans les rivières Saint-Jean et de la Trinité de 1980 à 2012

Année	Rivière Saint-Jean										Rivière de la Trinité												
	Œufs déposés	Nombre par groupe d'âge					Taux de survie (%) par groupe d'âge					Œufs déposés	Nombre par groupe d'âge					Taux de survie (%) par groupe d'âge					
		2	3	4	5	Tous	2	3	4	5	Tous		2	3	4	5	Tous	2	3	4	5	Tous	
1980											1 717 436	5 476	58 256	4 609	0	68 341	0,32	3,39	0,27	0,00	3,98		
1981											1 416 661	8 981	49 936	9 328	0	68 245	0,63	3,52	0,66	0,00	4,82		
1982											3 886 723	11 524	79 288	12 292	0	103 104	0,30	2,04	0,32	0,00	2,65		
1983											2 364 651	7 929	61 110	4 962	256	74 257	0,34	2,58	0,21	0,01	3,14		
1984											2 191 974	4 214	27 744	4 860	261	37 079	0,19	1,27	0,22	0,01	1,69		
1985	2 251 024	1 011	39 960	33 685	6 437	81 091	0,04	1,78	1,50	0,29	3,60	2 254 762	19 173	52 689	6 780	0	78 642	0,85	2,34	0,30	0,00	3,49	
1986	2 662 146	1 033	59 058	65 009	4 100	129 200	0,04	2,22	2,44	0,15	4,85	2 425 953	22 252	39 376	6 518	0	68 146	0,92	1,62	0,27	0,00	2,81	
1987	3 784 154	2 187	39 907	68 060	687	110 841	0,06	1,05	1,80	0,02	2,93	2 507 970	3 912	31 086	6 452	651	42 100	0,16	1,24	0,26	0,03	1,68	
1988	6 333 209	2 575	82 000	87 295	2 522	174 392	0,04	1,29	1,38	0,04	2,75	4 166 199	3 259	39 703	6 508	388	49 858	0,08	0,95	0,16	0,01	1,20	
1989	4 110 301	820	52 927	49 065	2 906	105 718	0,02	1,29	1,19	0,07	2,57	2 239 664	4 715	73 536	6 213	0	84 463	0,21	3,28	0,28	0,00	3,77	
1990	2 439 925	2 062	21 552	38 302	5 574	67 490	0,08	0,88	1,57	0,23	2,77	2 319 842	5 531	44 264	11 765	0	61 561	0,24	1,91	0,51	0,00	2,65	
1991	4 674 652	1 146	17 962	49 235	3 818	72 162	0,02	0,38	1,05	0,08	1,54	2 378 498	5 048	49 349	5 381	0	59 778	0,21	2,07	0,23	0,00	2,51	
1992	4 380 684	1 057	45 519		0		0,02	1,04		0,00		3 259 413	10 785	53 495	5 091	0	69 371	0,33	1,64	0,16	0,00	2,13	
1993	3 046 972	4 645		14 218	2 040		0,15		0,47	0,07		1 551 203	2 216	24 705	5 250	0	32 171	0,14	1,59	0,34	0,00	2,07	
1994	3 478 492	4 851	64 246	42 336	4 831	116 264	0,14	1,85	1,22	0,14	3,34	2 048 734	2 096	20 832	4 541	0	27 470	0,10	1,02	0,22	0,00	1,34	
1995	3 556 483	17 378	65 289	21 471	1 690	105 827	0,49	1,84	0,60	0,05	2,98	3 824 510	2 879	40 044	4 336	0	47 259	0,08	1,05	0,11	0,00	1,24	
1996	2 150 090	4 591	23 081	38 023	876	66 571	0,21	1,07	1,77	0,04	3,10	2 714 526	11 972	26 376	2 344	0	40 691	0,44	0,97	0,09	0,00	1,50	
1997	1 975 262	1 610	56 612	17 960	506	76 689	0,08	2,87	0,91	0,03	3,88	3 445 827	9 033	60 473	2 788	213	72 507	0,26	1,75	0,08	0,01	2,10	
1998	2 218 708	13 519	44 680	14 179	0	72 378	0,61	2,01	0,64	0,00	3,26	2 257 500	7 501	36 945	5 750	0	50 196	0,33	1,64	0,25	0,00	2,22	
1999	3 775 376	8 323	44 055	15 082	1 920	69 380	0,22	1,17	0,40	0,05	1,84	2 408 173	4 531	42 168	3 519	148	50 367	0,19	1,75	0,15	0,01	2,09	
2000	2 130 047	1 519	35 909	35 201	4 632	77 261	0,07	1,69	1,65	0,22	3,63	1 678 721	4 898	21 553	2 374	72	28 897	0,29	1,28	0,14	0,00	1,72	
2001	4 490 633	3 830	56 961	40 146	10 958	111 895	0,09	1,27	0,89	0,24	2,49	1 051 051	1 979	29 971	3 355	212	35 518	0,19	2,85	0,32	0,02	3,38	
2002	3 516 001	1 920	55 072	45 765	464	103 221	0,05	1,57	1,30	0,01	2,94	897 879	2 374		2 762	160		0,26		0,31	0,02		
2003	5 192 382	3 088	76 704	15 558	186	95 537	0,06	1,48	0,30	0,00	1,84	1 505 579	4 257	37 186	2 880	0	44 322	0,28	2,47	0,19	0,00	2,94	
2004	3 481 041	1 934	28 562	11 376	502	42 373	0,06	0,82	0,33	0,01	1,22	1 687 073	2 762	28 637	2 723	0	34 122	0,16	1,70	0,16	0,00	2,02	
2005	4 654 184	1 393	23 497	10 039	853	35 782	0,03	0,50	0,22	0,02	0,77	1 100 834	3 360	28 237	3 659	0	35 255	0,31	2,57	0,33	0,00	3,20	
2006	3 883 435	2 238	35 638	13 081	204	51 161	0,06	0,92	0,34	0,01	1,32	2 584 465	1 720	29 817	2 467	222	34 226	0,07	1,15	0,10	0,01	1,32	
2007	3 118 202	2 008	28 721	9 381			0,06	0,92	0,30			1 918 151	4 024	37 448	3 778			0,21	1,95	0,20			
2008	3 030 122	2 559	23 656				0,08	0,78				2 426 935	4 485	29 998				0,18	1,24				
2009	3 153 183	7 546					0,24					1 541 118	11 110					0,72					
2010	3 969 964											1 967 892											
2011	3 299 019											2 481 641											
2012	3 084 276											2 219 497											
Moyenne	3 494 285						0,11 %	1,26 %	0,95 %	0,07 %	2,49 %	2 255 790						0,29 %	1,77 %	0,22 %	0,004 %	2,29 %	

Les chiffres proviennent de moyennes des cinq années précédentes ou suivantes et sont utilisés provisoirement pour compléter les calculs.

Cette estimation provient de la proportion de smolts observés en 1997 multipliée par la moyenne de la production de smolts de 1989 à 1999.

Les chiffres ne sont pas des observations, mais des estimations de survie qui sont proportionnelles aux observations faites au cours des autres années, soit la moyenne de 1981 à 1994.

Tableau XVII. Taux de retour de la mer, du smolt jusqu'à l'adulte, dans les rivières Saint-Jean et de la Trinité

Année	Rivière Saint-Jean								Rivière de la Trinité ¹								
	Smolts	Mad. an + 1	Diber. an + 2	Triber. an + 3	Taux de retour (%) du smolt à :				Smolts	Mad. an + 1	Diber. an + 2	Taux de retour (%) du smolt à :					
					Mad.	Diber.	Triber.	Tous				Mad.	Diber.	Tous			
1984									67 922	1 093	1 129	1,61	1,66	3,27			
1985									65 847	1 603	1 053	2,43	1,60	4,03			
1986									96 316	1 352	1 243	1,40	1,29	2,69			
1987									77 342	1 696	943	2,19	1,22	3,41			
1988									51 590	1 892	882	3,67	1,71	5,38			
1989	92 396	512	1 405	32	0,55	1,52	0,03	2,11	79 710	2 049	1 595	2,57	2,00	4,57			
1990	97 768	437	1 374	11	0,45	1,41	0,01	1,86	50 109	1 349	1 165	2,69	2,32	5,02			
1991	113 745	559	1 027	26	0,49	0,90	0,02	1,42	40 696	633	238	1,56	0,58	2,14			
1992	154 790	619	1 135	14	0,40	0,73	0,01	1,14	50 664	410	253	0,81	0,50	1,31			
1993	142 764	494	1 097	39	0,35	0,77	0,03	1,14	85 961	579	621	0,67	0,72	1,40			
1994	73 961	245	699	9	0,33	0,95	0,01	1,29	55 769	348	379	0,62	0,68	1,30			
1995	59 999	341	539	11	0,57	0,90	0,02	1,49	71 679	661	362	0,92	0,50	1,43			
1996	104 855	304	393	18	0,29	0,38	0,02	0,68	60 899	394	331	0,65	0,54	1,19			
1997		483	672	10					31 659	524	339	1,66	1,07	2,72			
1998	95 455	324	384	0	0,34	0,40	0,00	0,74	28 725	396	215	1,38	0,75	2,13			
1999	113 942	370	817	0	0,32	0,72	0,00	1,04	56 056	250	138	0,45	0,25	0,69			
2000	50 581	268	597	19	0,53	1,18	0,04	1,75	39 510	100	49	0,25	0,12	0,38			
2001	109 562	520	994	26	0,47	0,91	0,02	1,41	70 146	404	176	0,58	0,25	0,83			
2002	71 649	394	625	21	0,55	0,87	0,03	1,45	44 120	385	202	0,87	0,46	1,33			
2003	59 847	384	831	18	0,64	1,39	0,03	2,06	52 737	334	97	0,63	0,18	0,82			
2004	54 558	366	596	13	0,67	1,09	0,02	1,79	26 797	277	183	1,03	0,68	1,72			
2005	95 755	346	607	43	0,36	0,63	0,05	1,04	34 620	515	171	1,49	0,49	1,98			
2006	102 702	275	519	0	0,27	0,50	0,00	0,77		601	213						
2007	135 098	599	646	33	0,44	0,48	0,02	0,95	42 717	628	144	1,47	0,34	1,81			
2008	45 774	282	840	0	0,62	1,84	0,00	2,45	34 812	229	169	0,66	0,49	1,14			
2009	37 086	295	688	13	0,80	1,86	0,04	2,69	32 432	611	247	1,88	0,76	2,65			
2010	47 987	343	491	16	0,71	1,02	0,03	1,77	37 290	949	230	2,54	0,62	3,16			
2011	45 050	171			0,38				44 192	263		0,60					
2012	40 585								44 896								
Moyenne					0,44 %	0,88 %	0,02 %	1,34 %	Moyenne						1,39 %	0,91 %	2,32 %
Moyenne 1992-2011					0,43 %	0,80 %	0,02 %	1,26 %	Moyenne 1992-2011						0,92 %	0,50 %	1,44 %

□ Les chiffres proviennent d'estimations obtenues en faisant la moyenne de 1981 à 1997.

□ Les chiffres proviennent d'estimations obtenues en faisant la moyenne de 1981 à 2004.

■ Le chiffre provient d'une estimation obtenue en faisant la moyenne des années antérieures.

¹ Y compris la pêche commerciale.

Tableau XVIII. Captures et estimations d'anguilles en dévalaison printanière dans la rivière Saint-Jean de 2001 à 2012

Année	Marquées (M)	Capturées (C)	Recapturées (R)	N minimum	N	N maximum
2001		858	(Estimation impossible, site de capture différent)			
2002		1 881	Selon taux moyen de 2003 à 2007		34 723	
2003	775	790	14	25 042	40 921	65 797
2004	899	1 001	34	18 588	25 766	35 610
2005	919	996	60	11 725	15 037	19 265
2006	2 054	2 418	238	18 034	21 203	23 970
2007	715	804	36	11 346	15 578	22 084
2008		353	(Estimation impossible, dévalaison trop tardive)			
2009	704	783	40	9 959	13 481	18 673
2010	1 975	2 250	190	20 217	23 288	26 822
2011	213	225	3	4 935	12 091	30 228
2012	301	323	7	6 354	12 231	25 749

Tableau XIX. Estimation de l'abondance des anguilles dans les différents milieux du bassin versant de la rivière Saint-Jean en 2005 et estimation de l'abondance relative (CPUE) dans les différents milieux de 2005 à 2012

Habitat	Abondance estimée en						
	2005 (par hectare)	2005	2008	2009	2010	2011	2012
Lac	145	7,2	9,5	2,3	6,5	2,9	2,4
Rivière	0-282	0,8		0,9			
Estuaire	665	17,7	17,4	19,3	12,9	7,5	10,1

Tableau XX. Abondance, abondance relative (CPUE) et caractéristiques des civelles capturées dans la trappe C1 dans l'estuaire de la rivière Saint-Jean de 2009 à 2012

Année	Abondance n	jour- trappe	CPUE	Échantillon n	Longueur totale (mm)		Poids (g)		Stade de pigmentation	
					Moyenne	Écart type	Moyenne	Écart type	Moyenne	Écart type
2009	212	71	3,0	210	65,90	2,90	0,18	0,03	1,03	0,22
2010	67	81	0,8	67	66,17	3,62	0,18	0,03	1,03	0,24
2011	8	80	0,1	2	65,40	3,10	0,18	0,01	1,00	0,00
2012	328	86	3,8	32	66,44	3,01	0,19	0,04	1,36	0,93

FIGURES

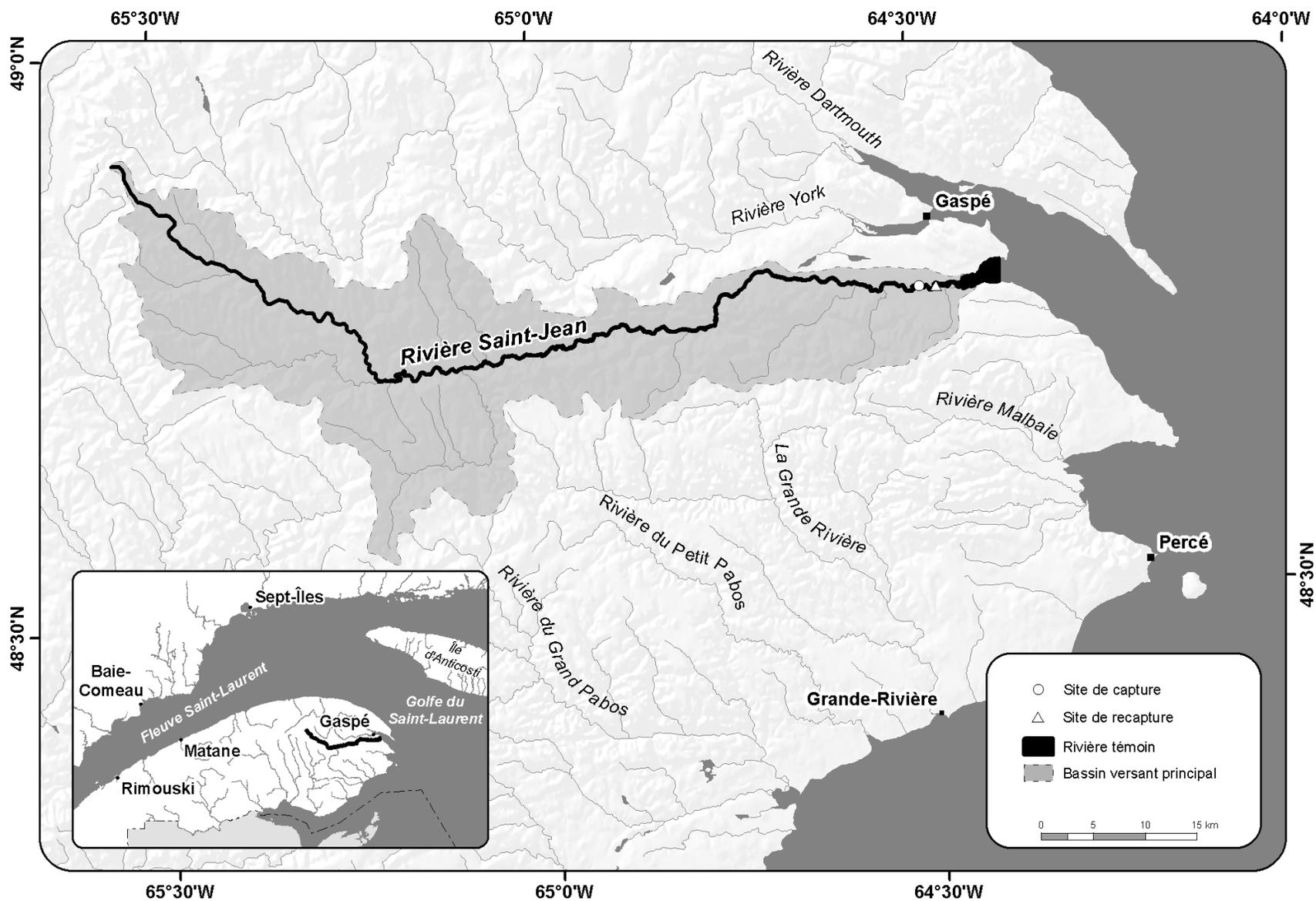


Figure 1. La rivière Saint-Jean dans son contexte géographique

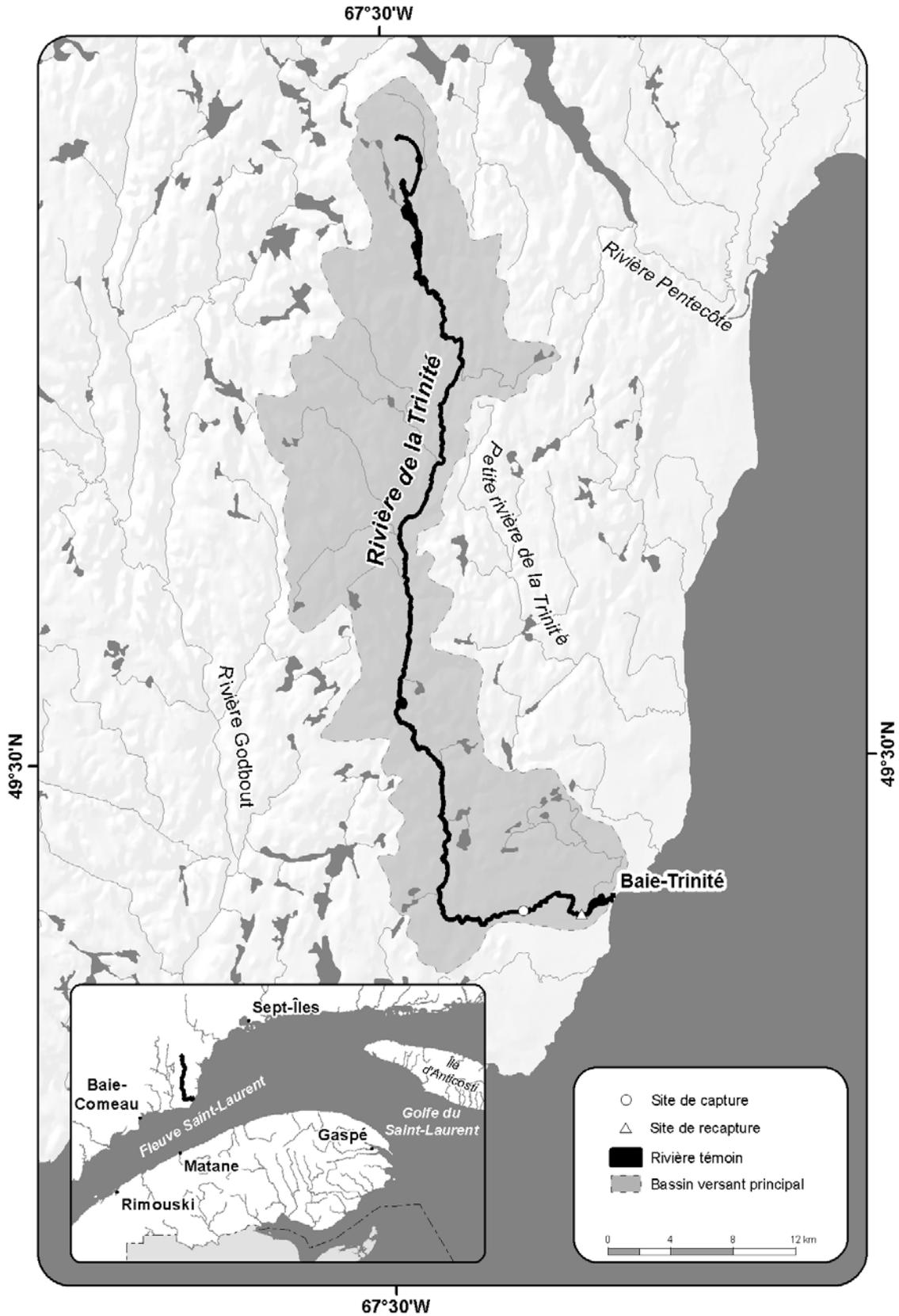


Figure 2. La rivière de la Trinité dans son contexte géographique

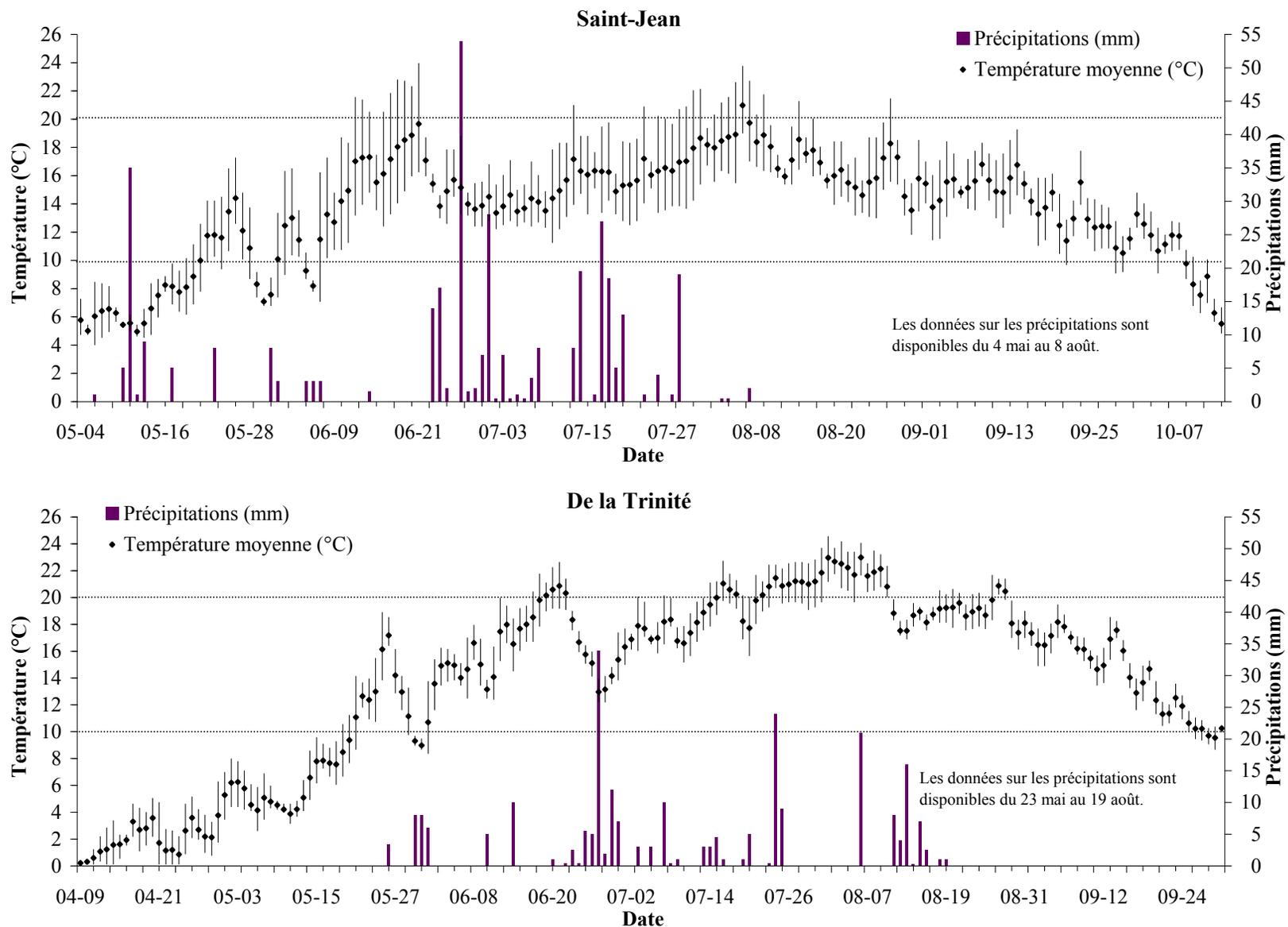
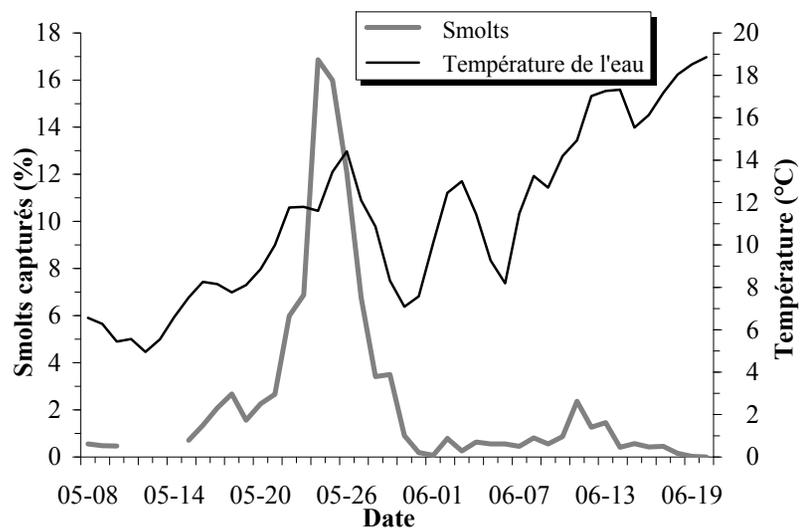
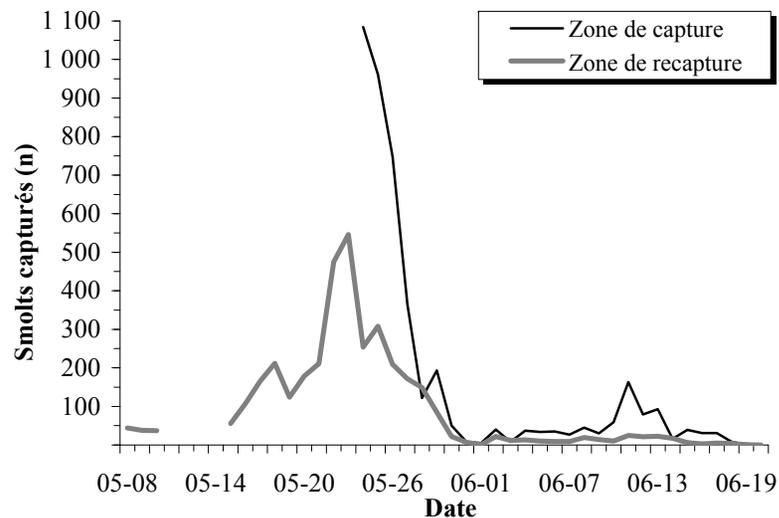


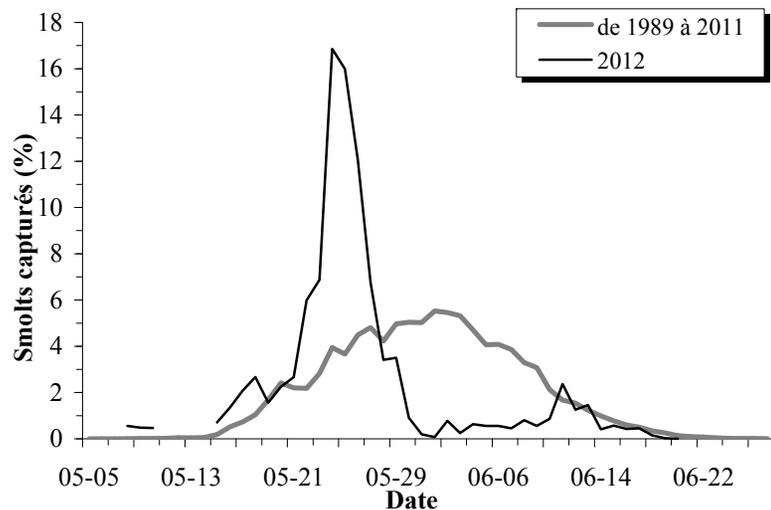
Figure 3. Précipitations et température journalière de l'eau des rivières Saint-Jean et de la Trinité en 2012



Comparaison entre la température moyenne journalière de l'eau et la capture des smolts



Nombre de captures quotidiennes



Pourcentage de smolts capturés chaque jour

Figure 4. Dévalaison des smolts dans la rivière Saint-Jean en 2012

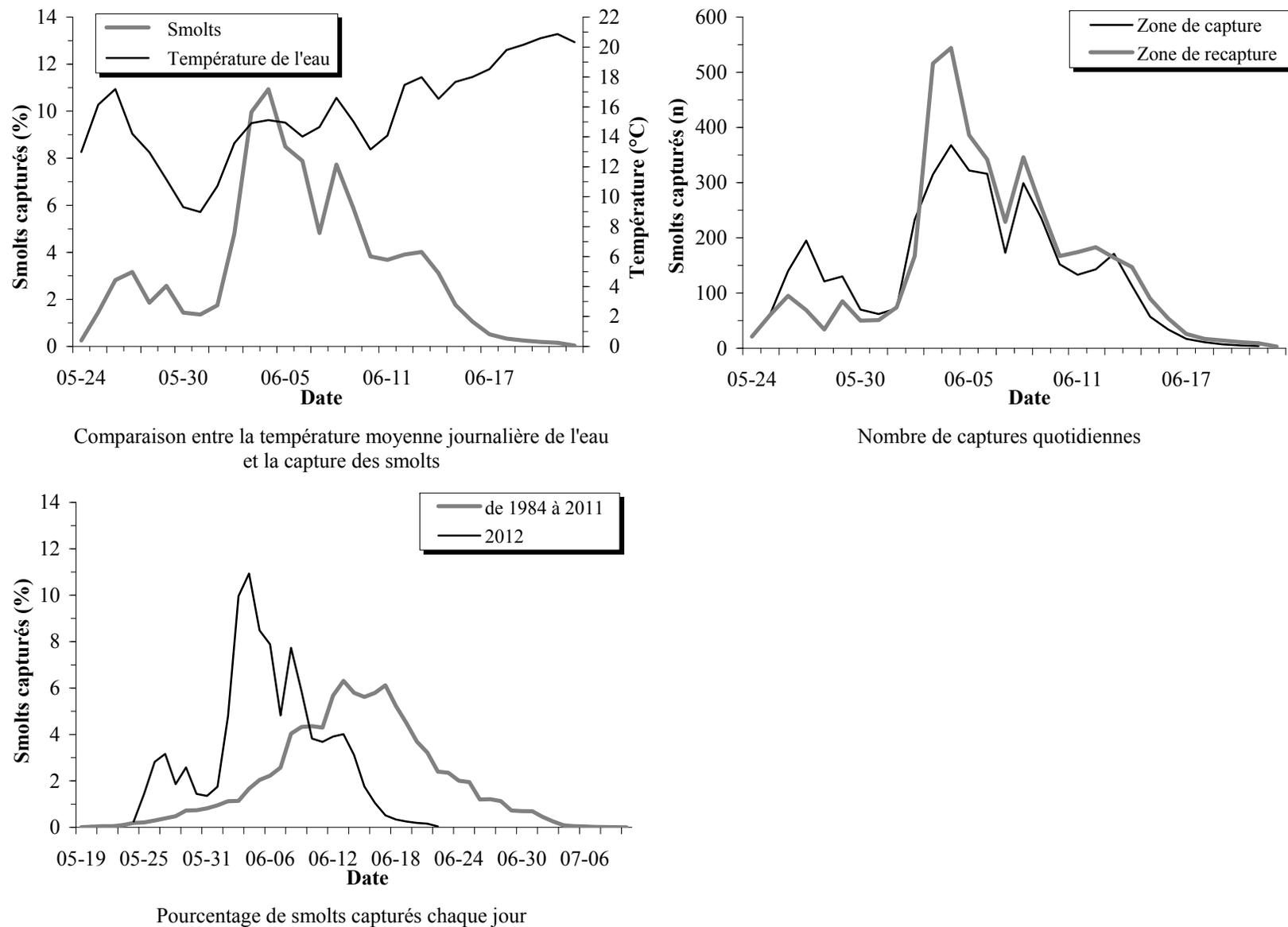


Figure 5. Dévalaison des smolts dans la rivière de la Trinité en 2012

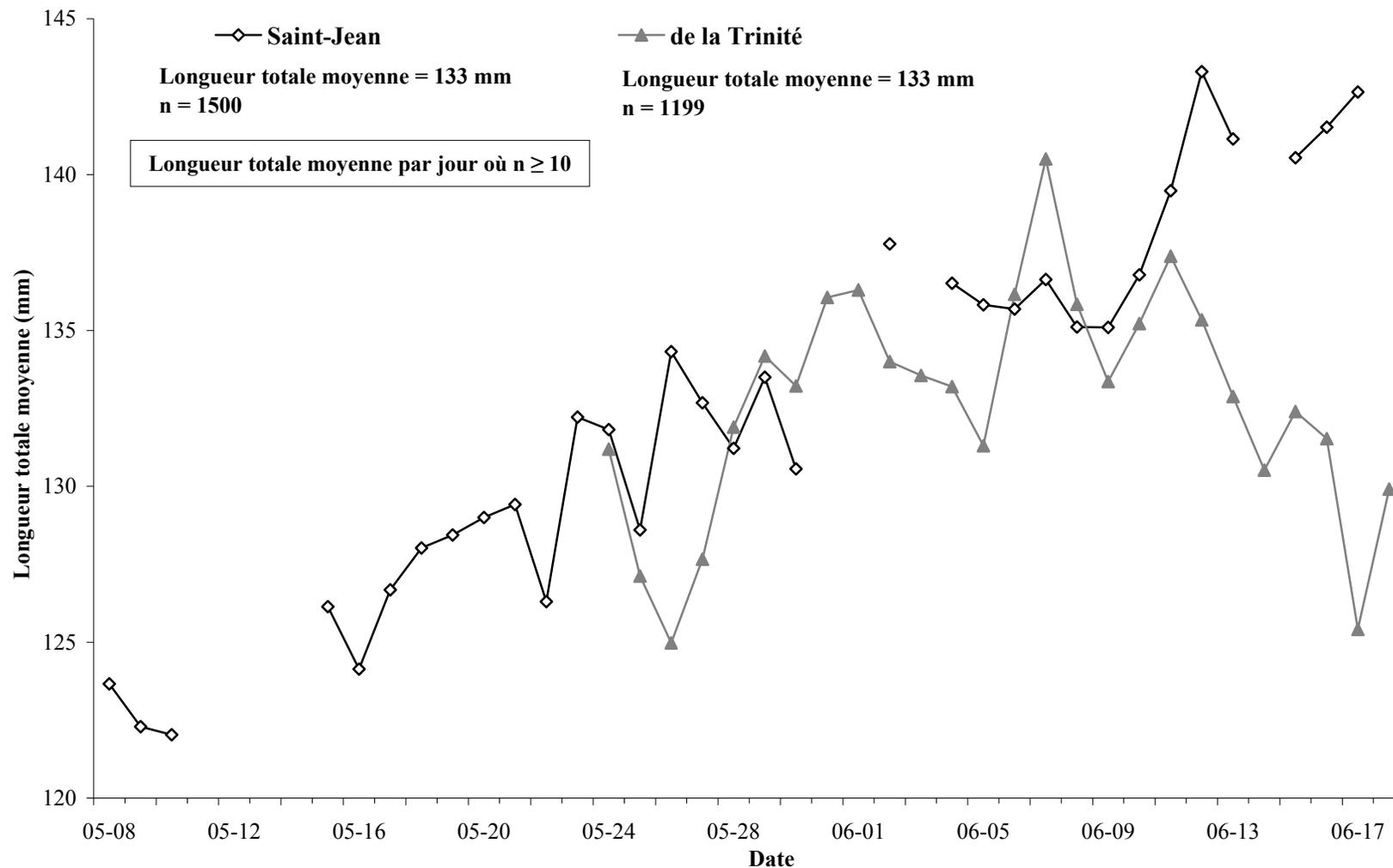


Figure 6. Comparaison de la longueur totale moyenne journalière des smolts des rivières Saint-Jean et de la Trinité en 2012

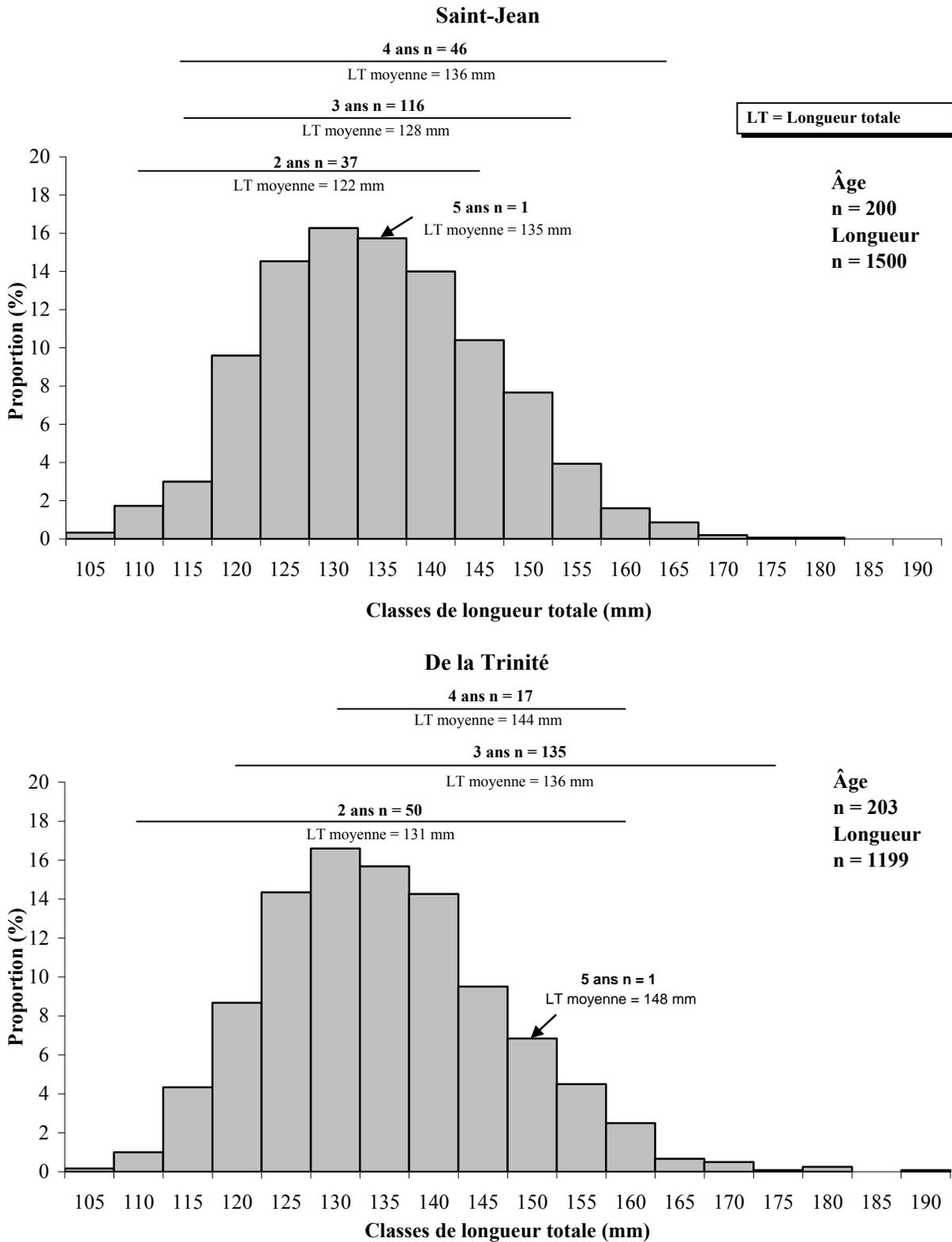


Figure 7. Classes de longueur des smolts mesurés vivants et intervalles de classes de longueur en fonction de l'âge des smolts échantillonnés dans les rivières Saint-Jean et de la Trinité en 2012

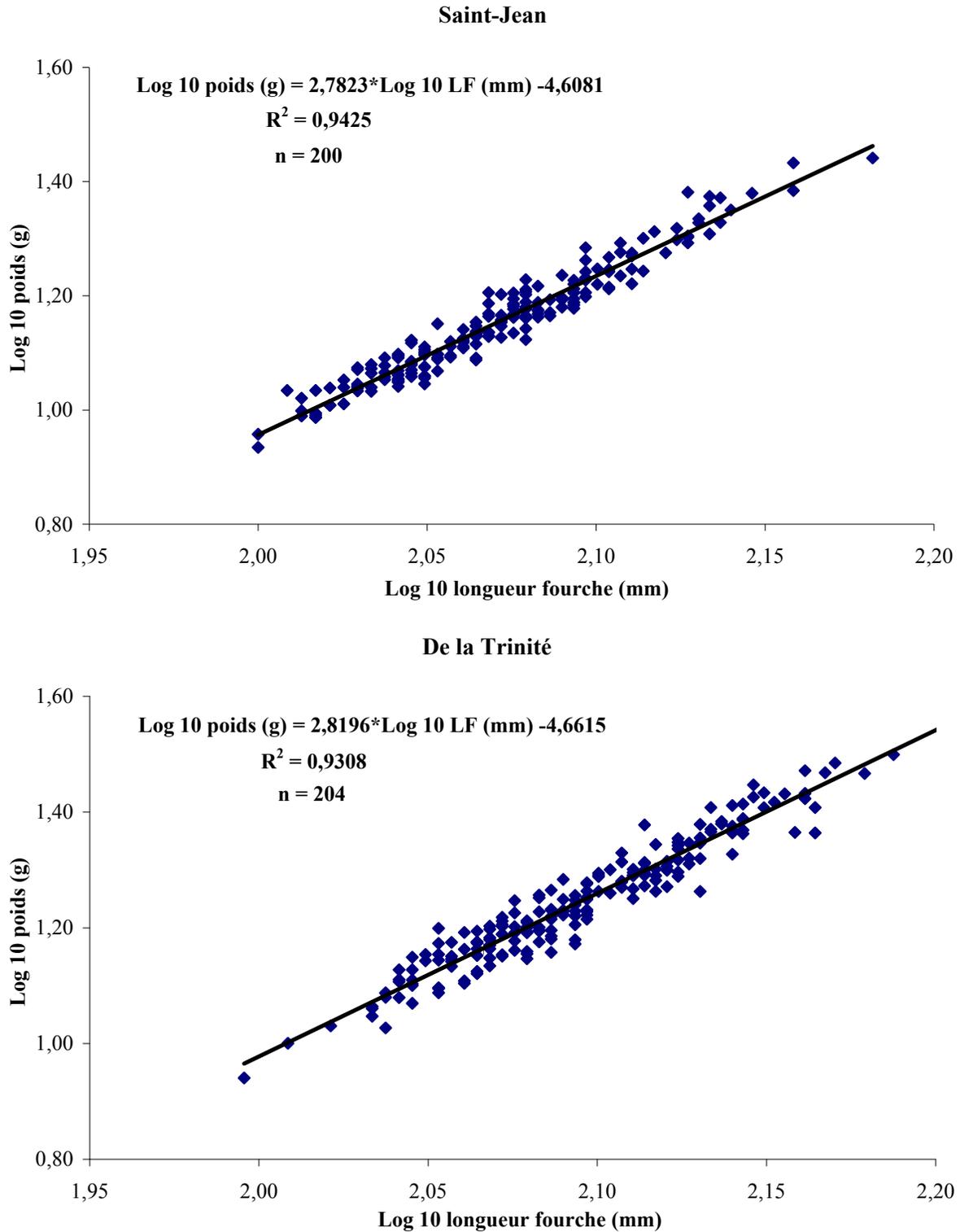


Figure 8. Relation longueur-poids des smolts des rivières Saint-Jean et de la Trinité en 2012

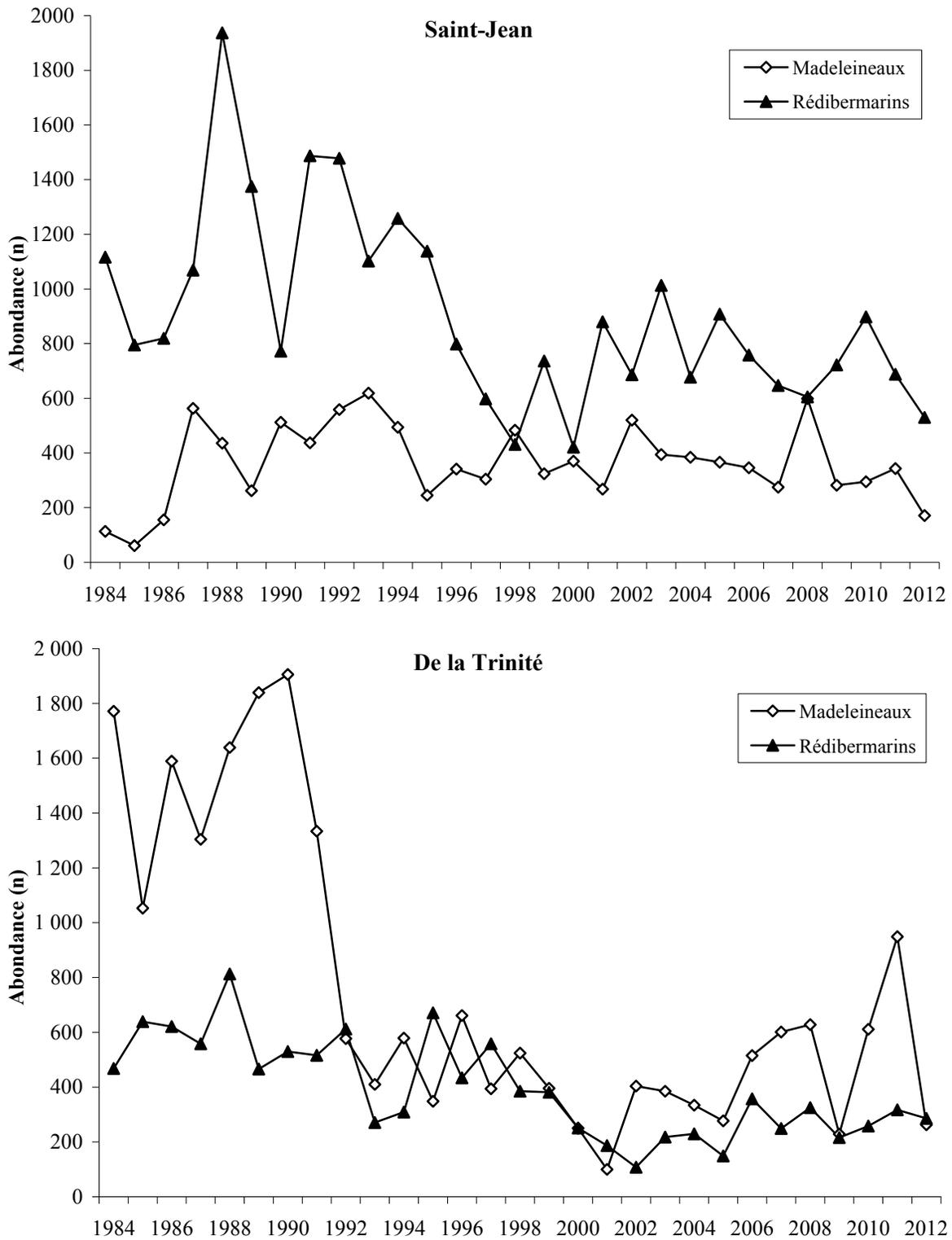


Figure 9. Abondance des madeleineaux et des rédibermarins dans les rivières Saint-Jean et de la Trinité de 1984 à 2012

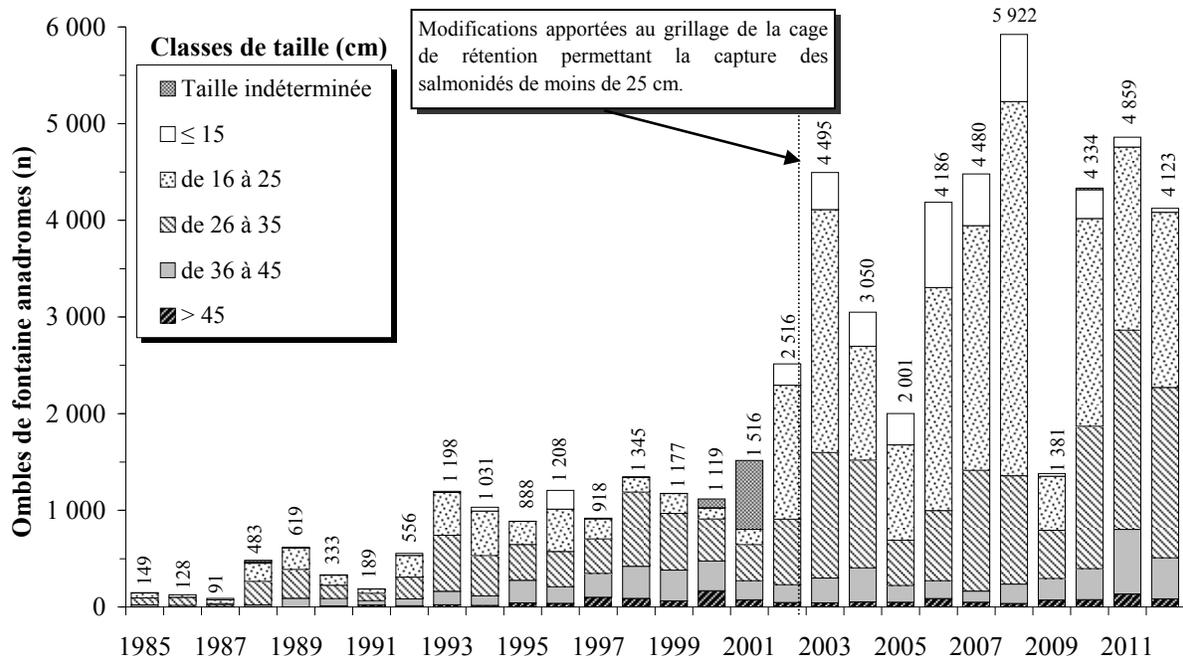


Figure 10. Nombre d'ombles de fontaine anadromes en montaison enregistrés annuellement à la passe migratoire, présentés par classes de taille, dans la rivière de la Trinité de 1985 à 2012

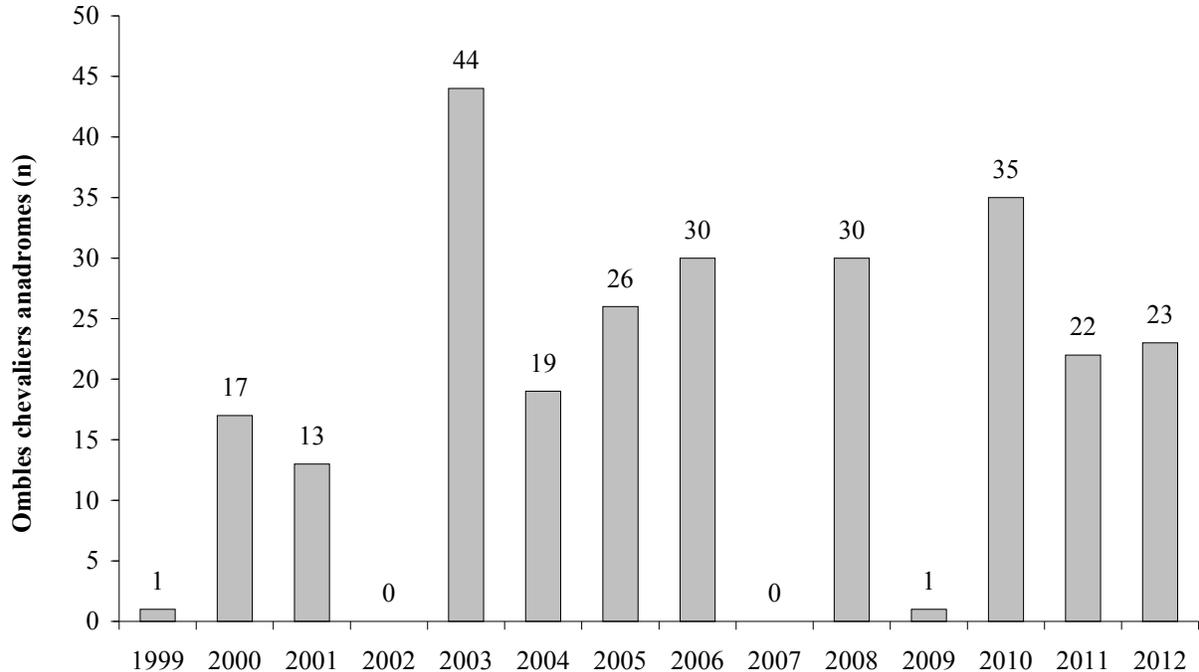


Figure 11. Nombre d'ombles chevaliers anadromes en montaison enregistrés annuellement à la passe migratoire de la rivière de la Trinité de 1999 à 2012

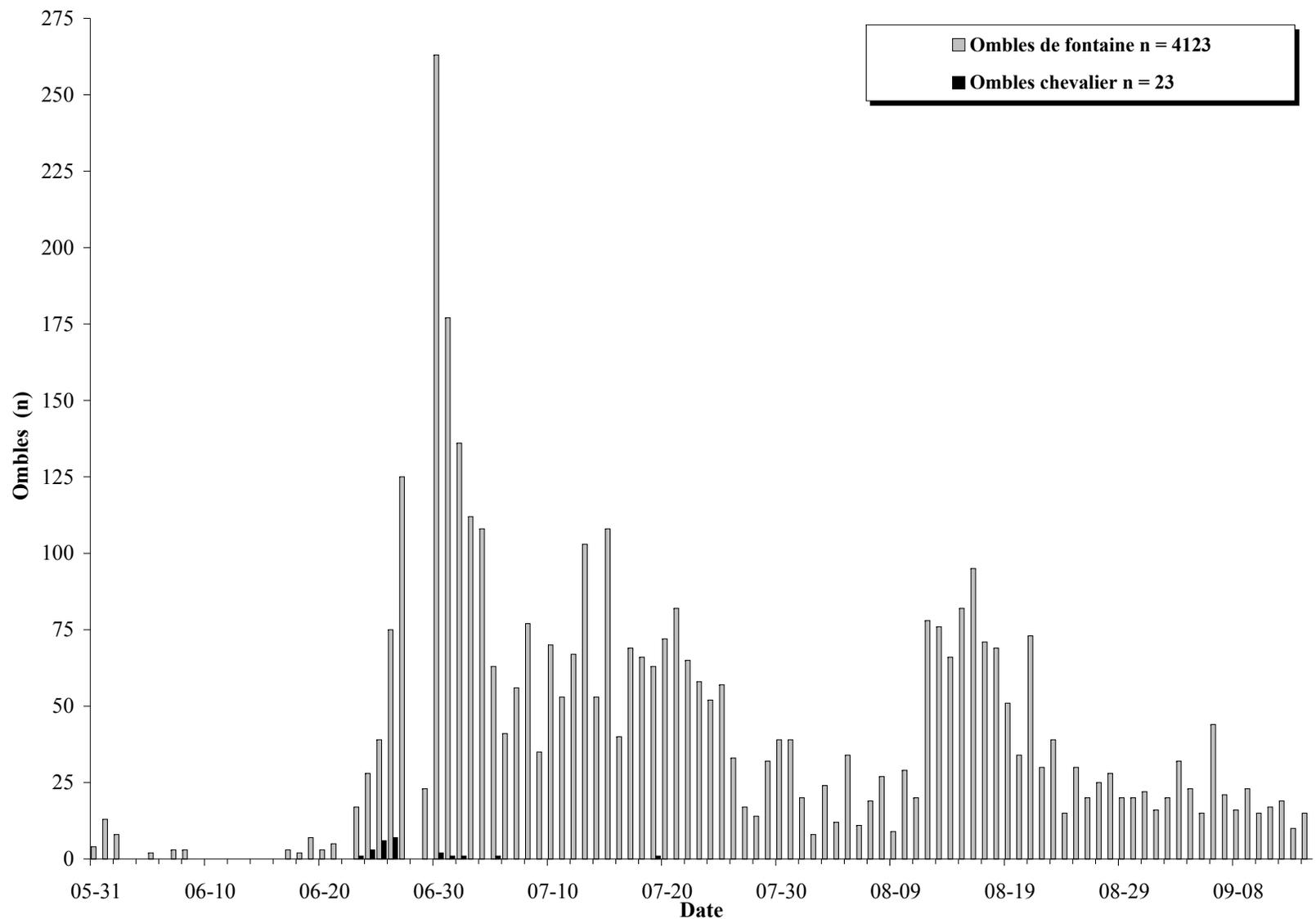


Figure 12. Nombre d'ombles de fontaine et d'ombles chevaliers anadromes en montaison enregistrés quotidiennement à la passe migratoire de la rivière de la Trinité en 2012

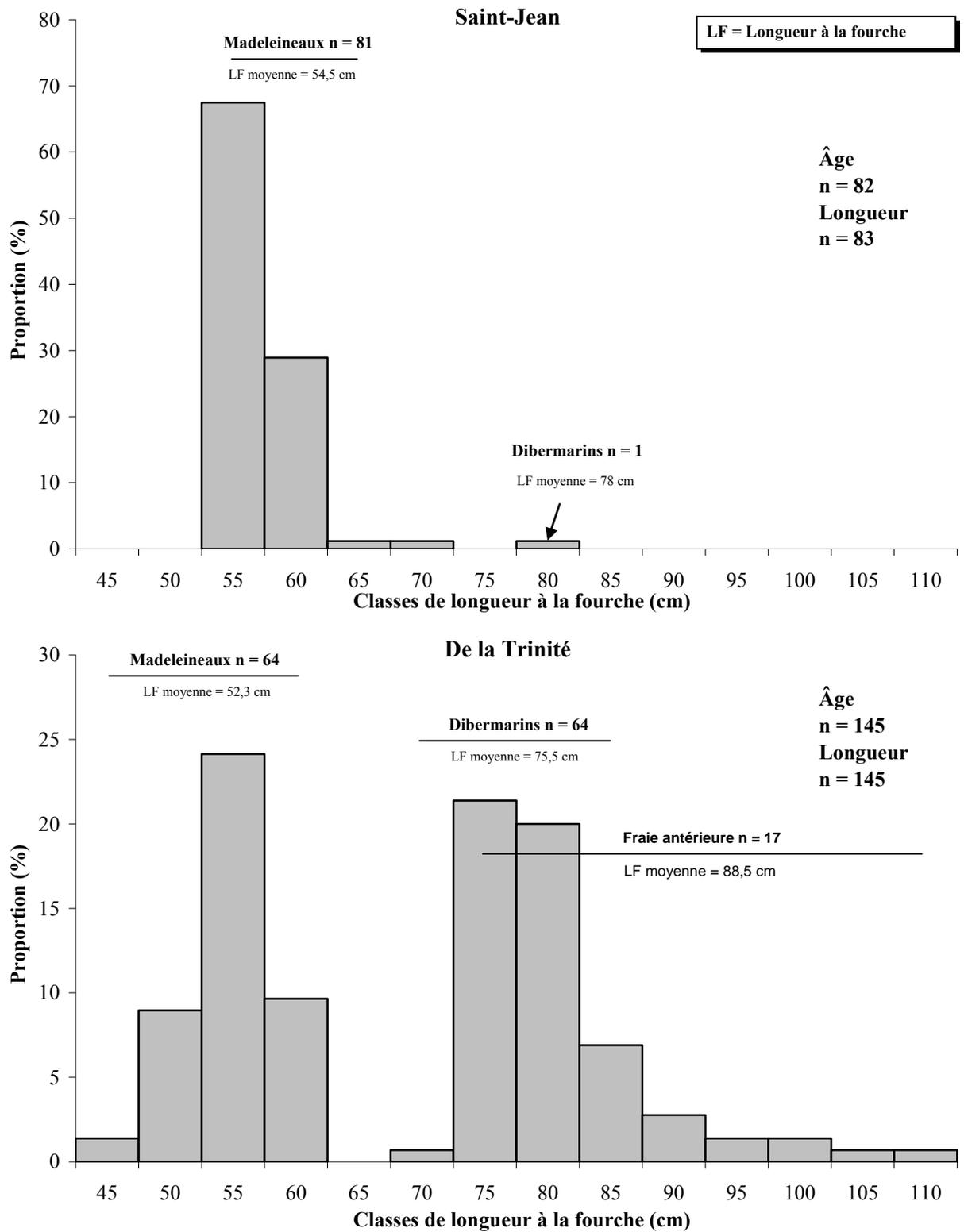


Figure 13. Classes de longueur et intervalles de classes de longueur en fonction de l'âge des saumons adultes échantillonnés dans les rivières Saint-Jean et de la Trinité en 2012

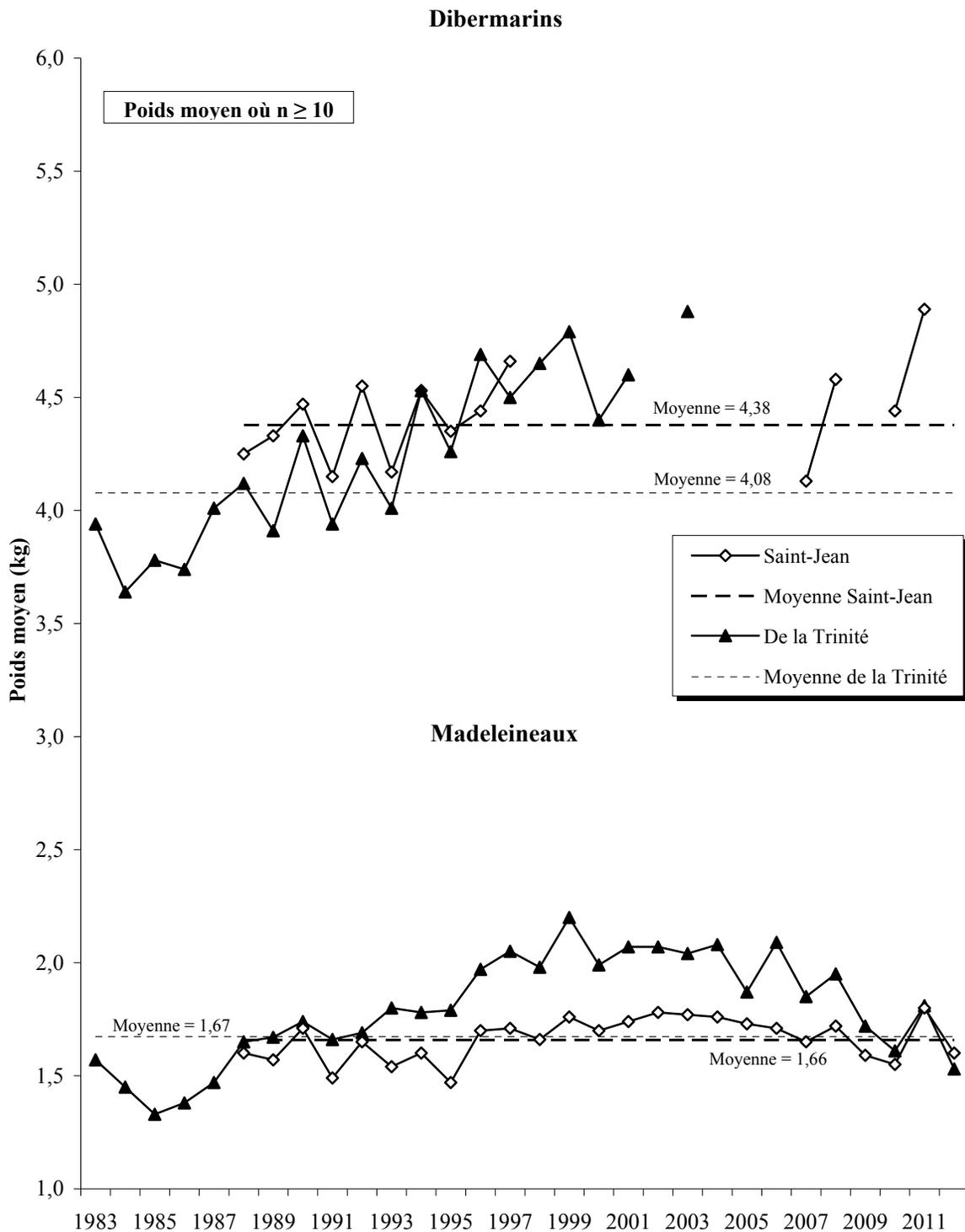


Figure 14. Poids moyen des saumons des rivières Saint-Jean et de la Trinité de 1983 à 2012

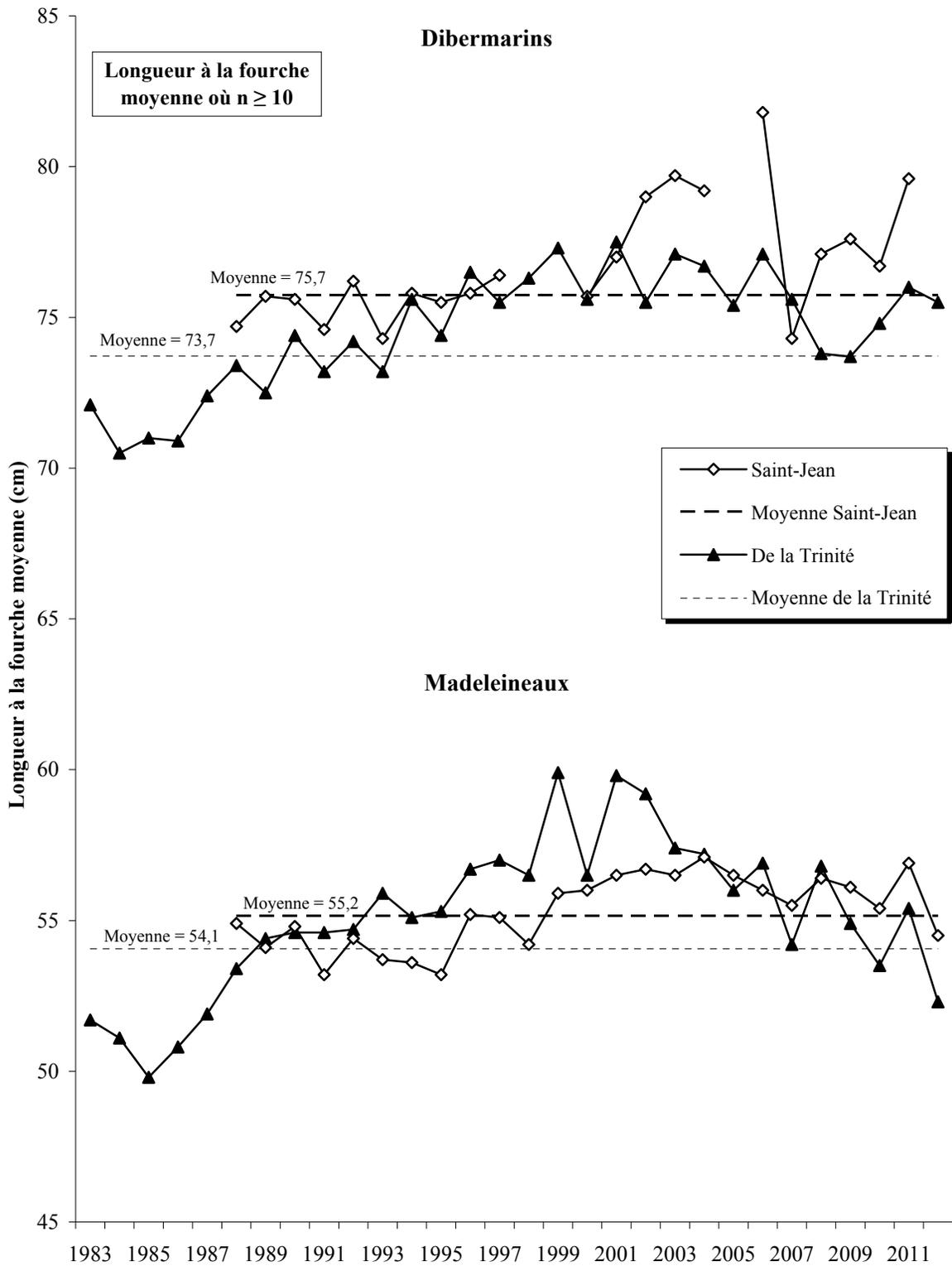


Figure 15. Longueur à la fourche moyenne des saumons des rivières Saint-Jean et de la Trinité de 1983 à 2012

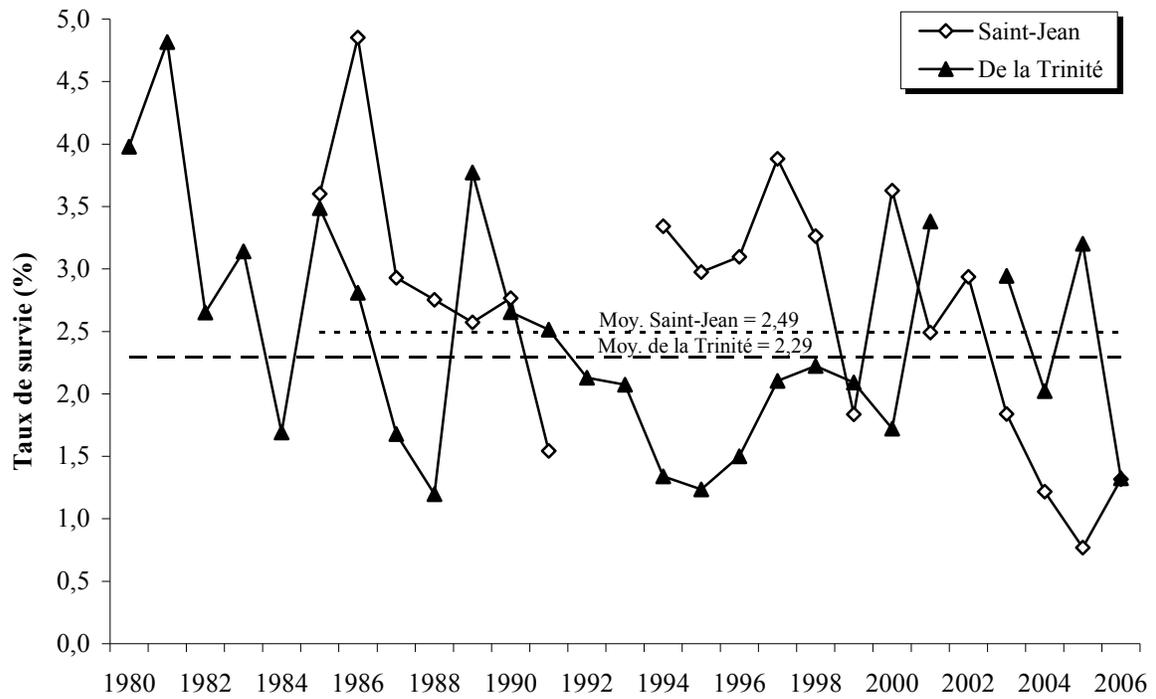


Figure 16. Taux de survie en rivière, de l'œuf au smolt, dans les rivières Saint-Jean et de la Trinité

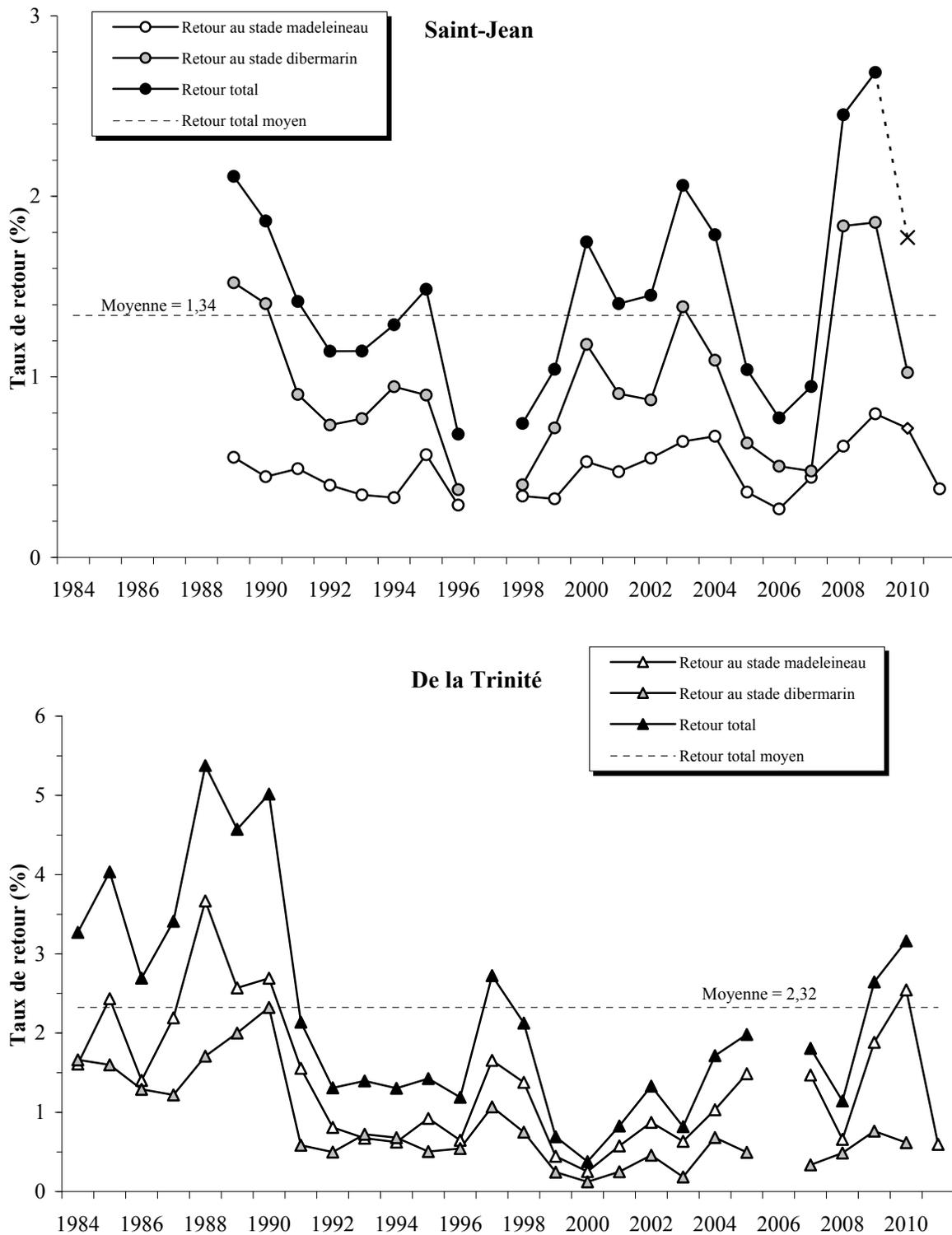


Figure 17. Taux de retour de la mer, du smolt à l'adulte, dans les rivières Saint-Jean et de la Trinité. L'abondance totale des saumons de la rivière Saint-Jean pour la dernière année est estimée

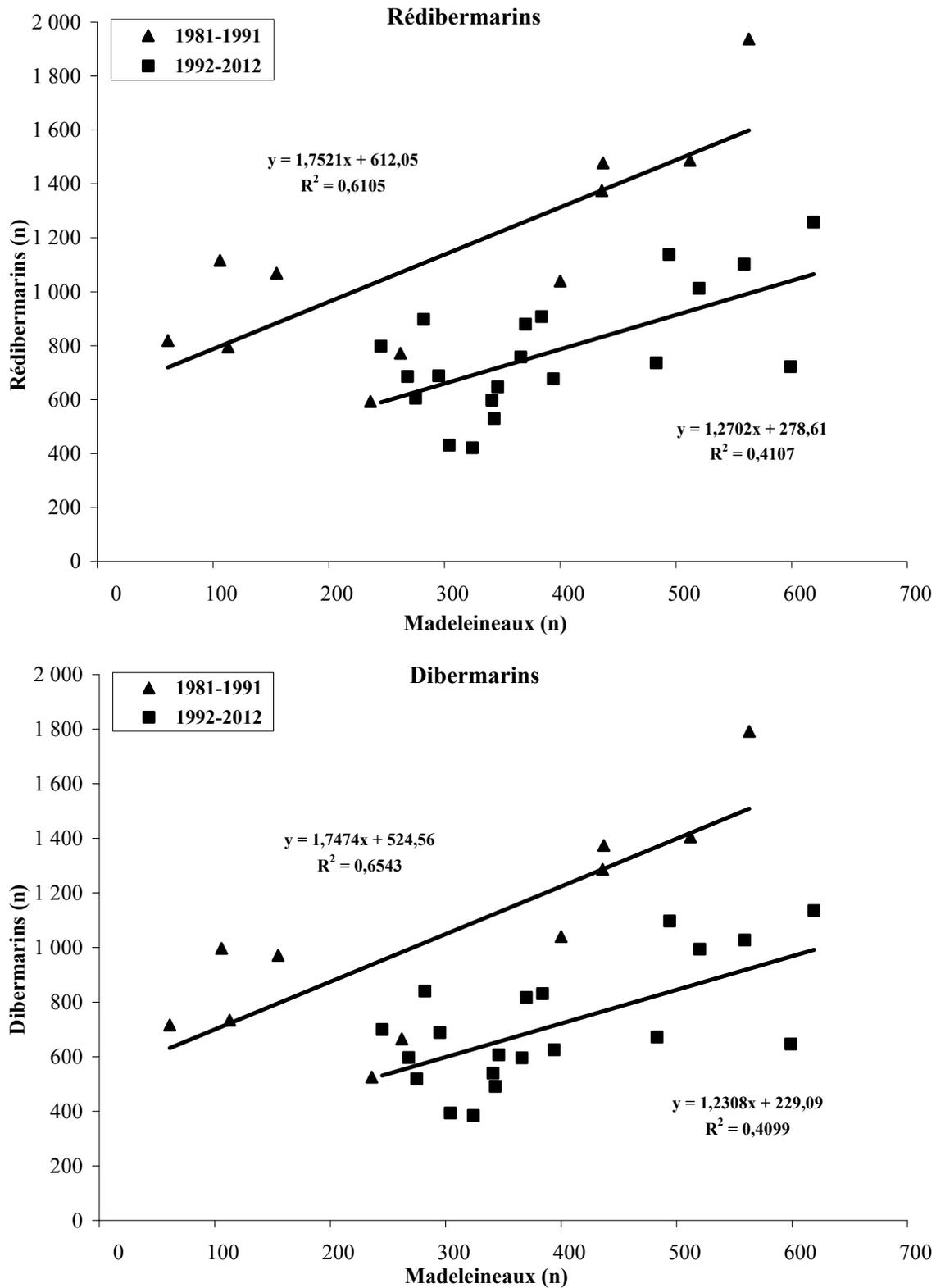


Figure 18. Relation entre la montaison de madeleineaux et celle des rédibermarins un an plus tard, incluant la pêche commerciale, dans la rivière Saint-Jean de 1979 à 2012

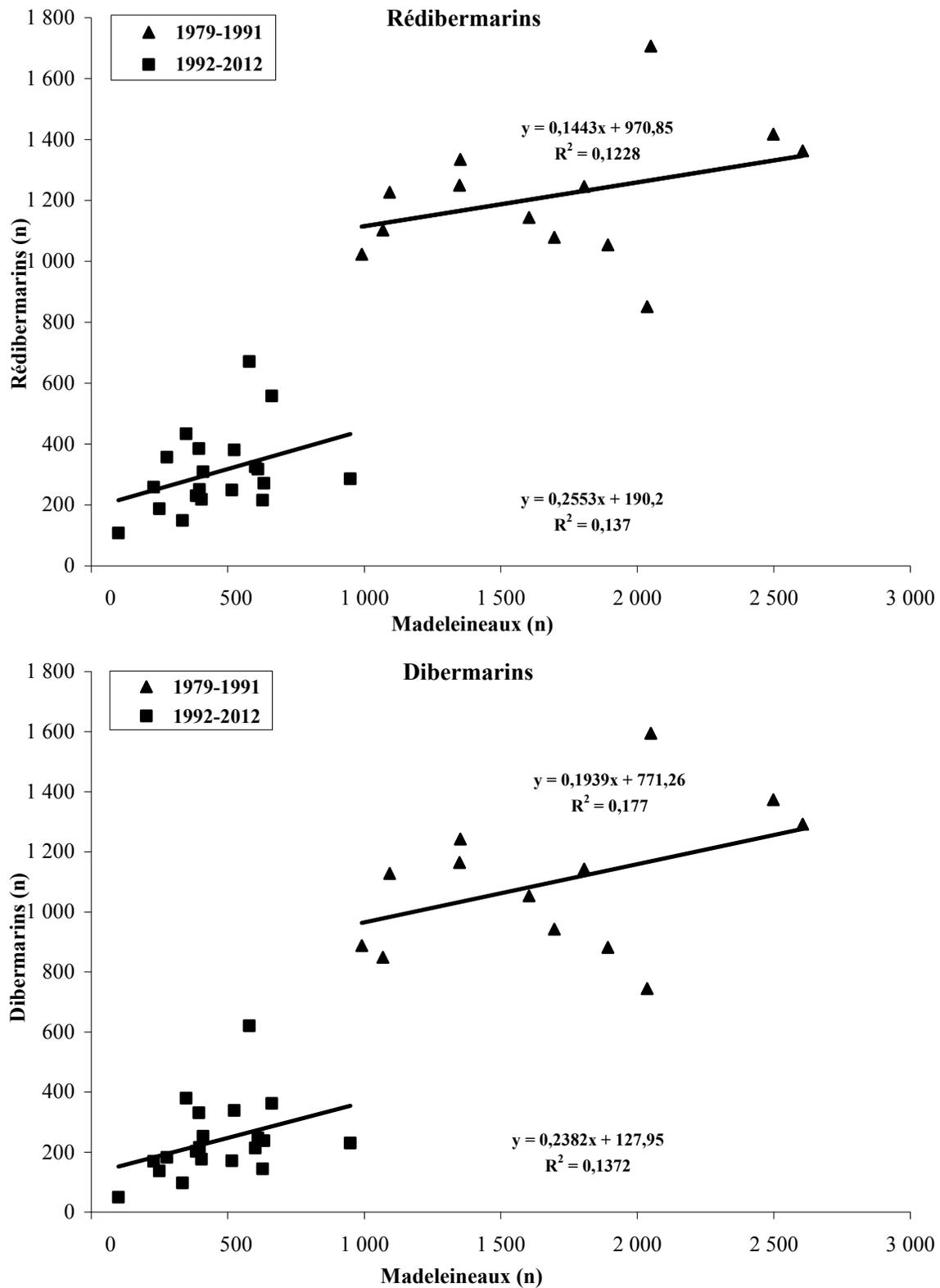


Figure 19. Relation entre la montaison de madeleineaux et celle des rédiBERmarins un an plus tard, y compris la pêche commerciale, dans la rivière de la Trinité de 1979 à 2012

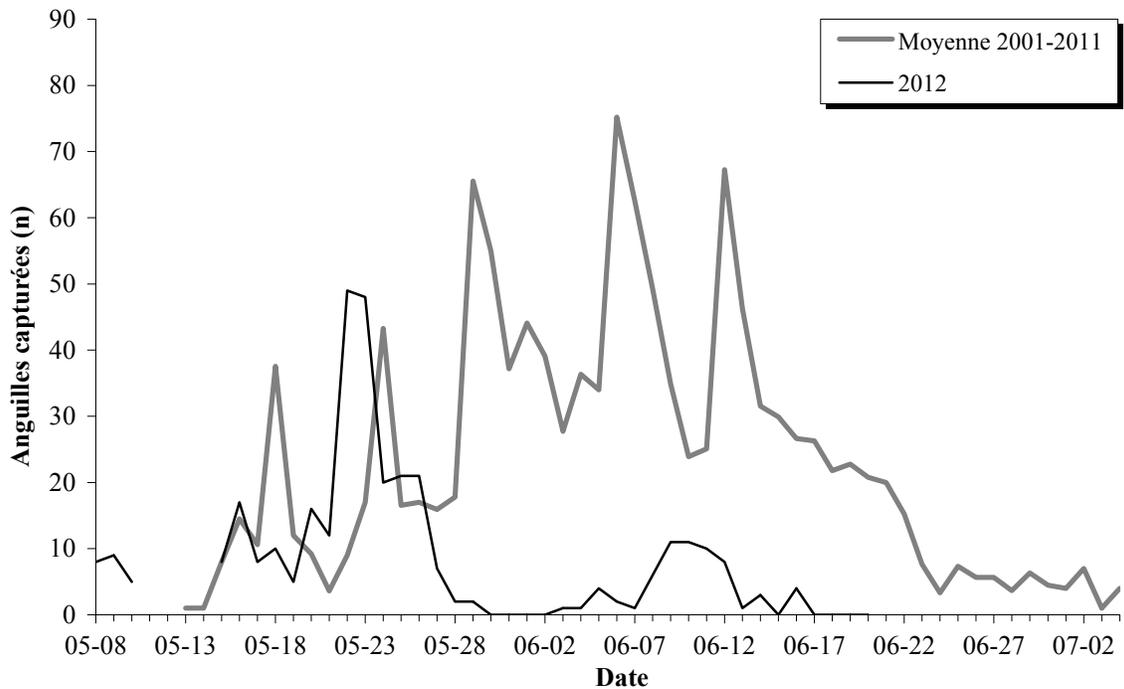


Figure 20. Anguilles capturées dans les trappes rotatives de la rivière Saint-Jean de 2001 à 2012

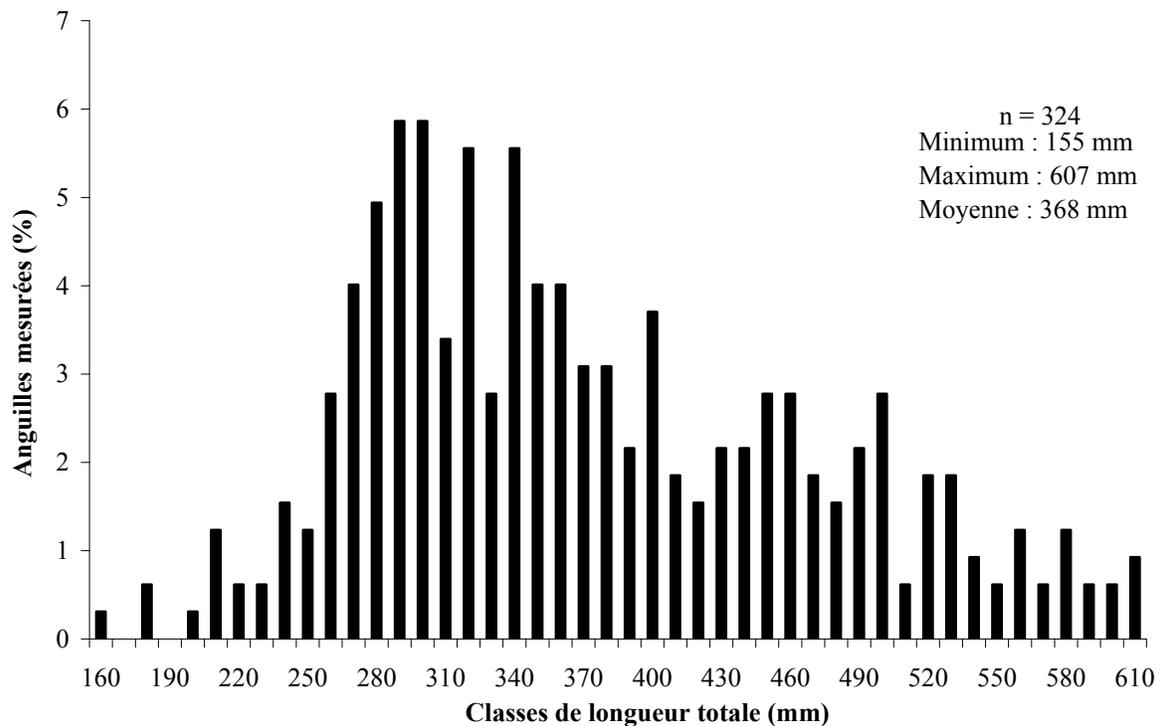


Figure 21. Classes de longueur des anguilles capturées en dévalaison dans les trappes rotatives de la rivière Saint-Jean en 2012

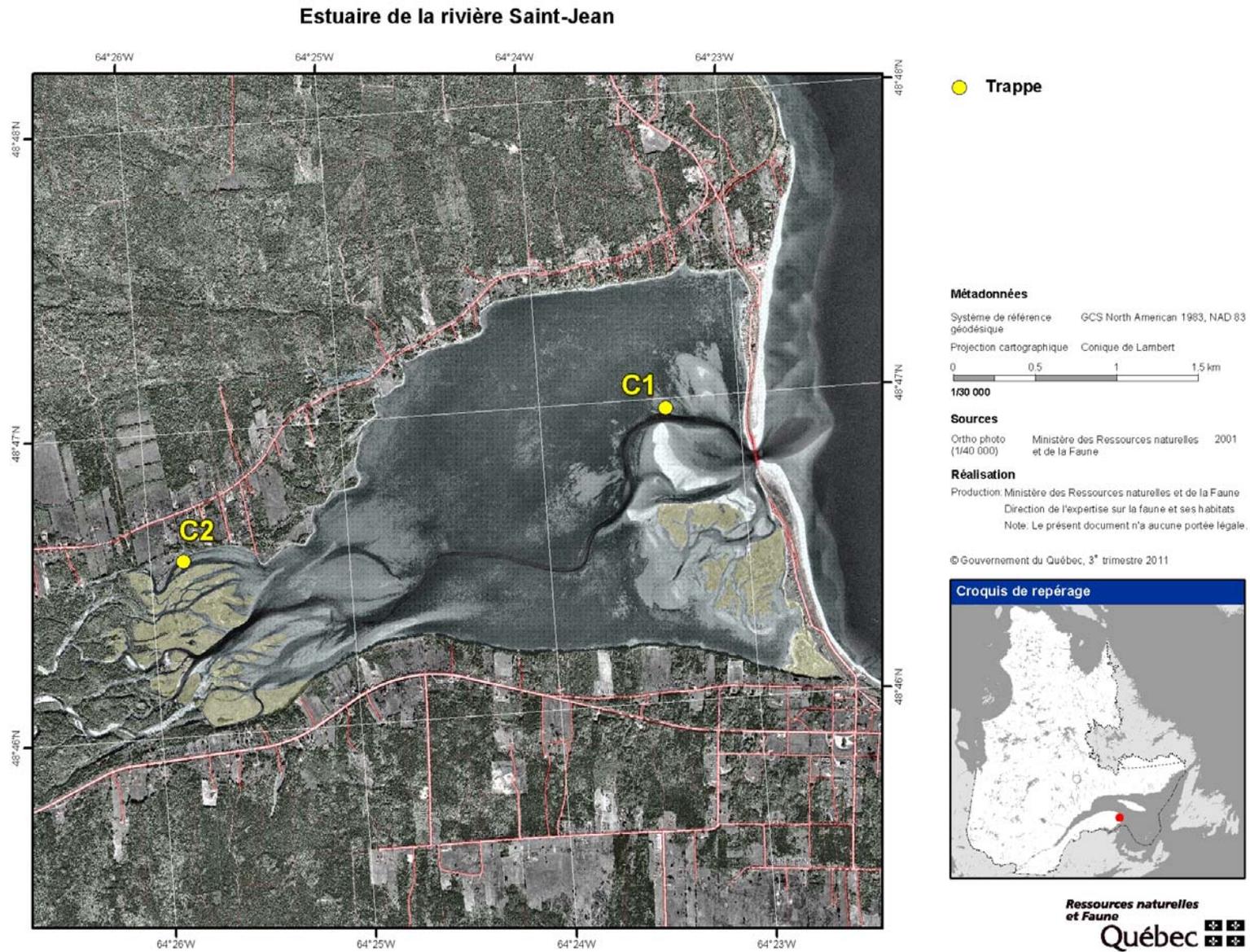


Figure 22. Position des trappes dans l'estuaire de la rivière Saint-Jean en 2009 et en 2010

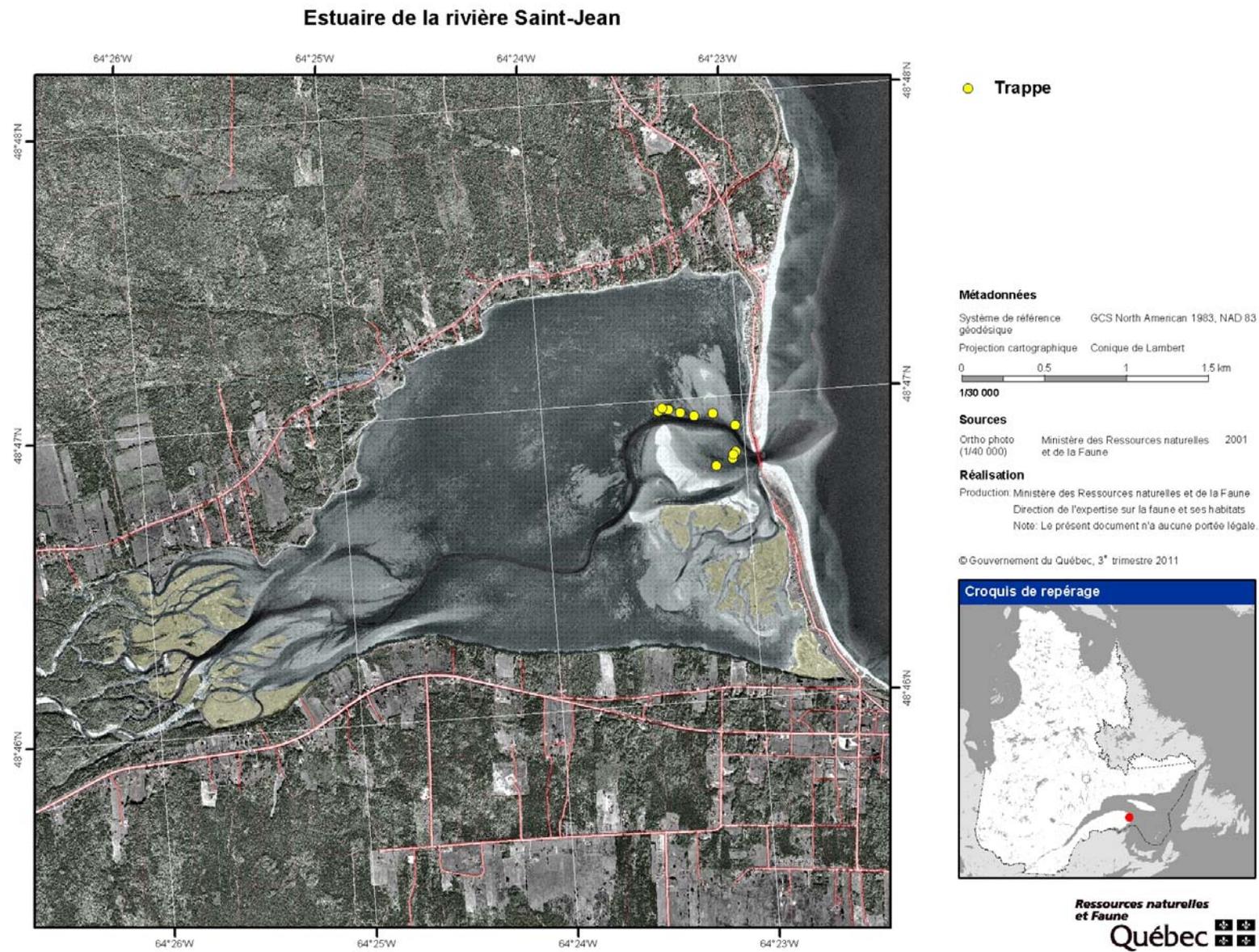
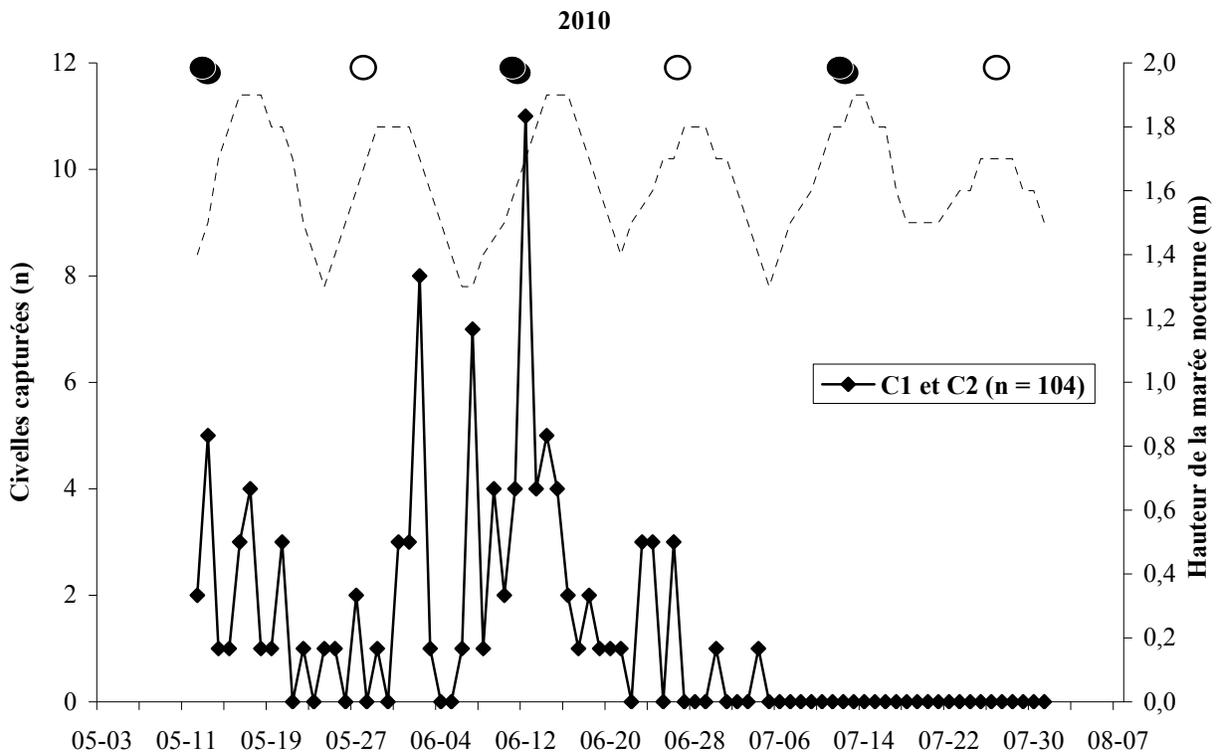
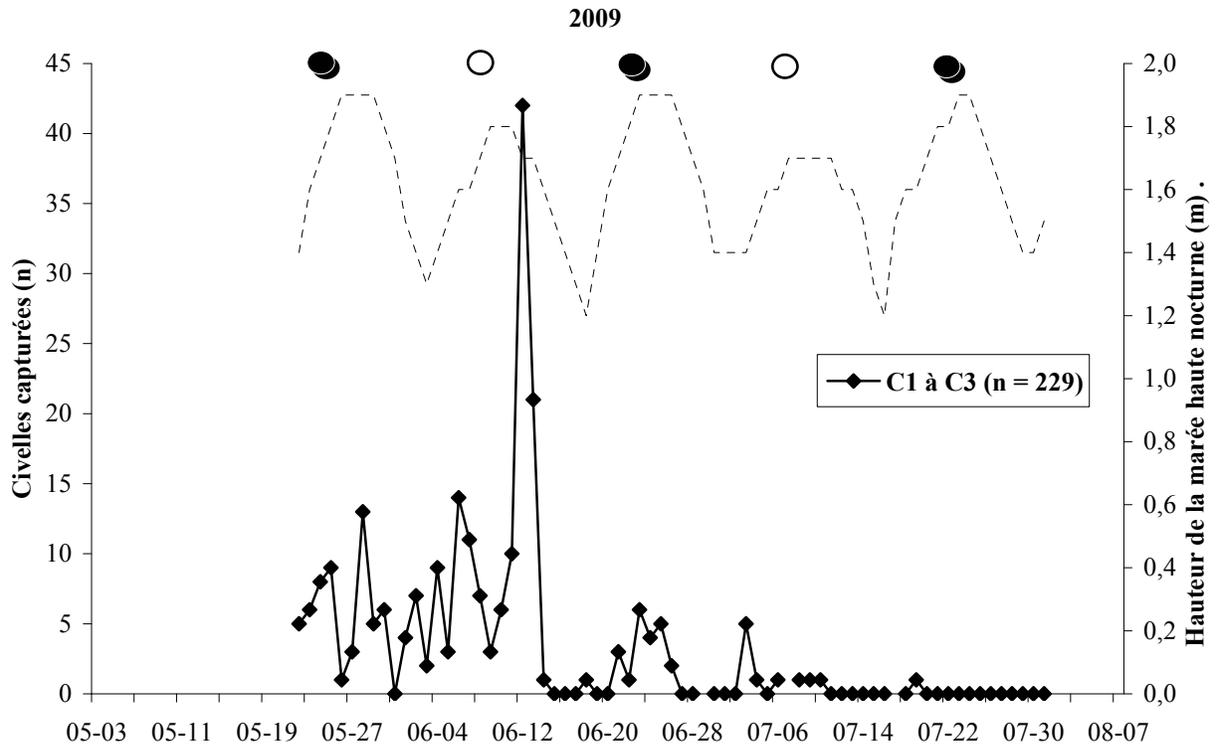


Figure 23. Position des trappes dans l'estuaire de la rivière Saint-Jean en 2011 et 2012



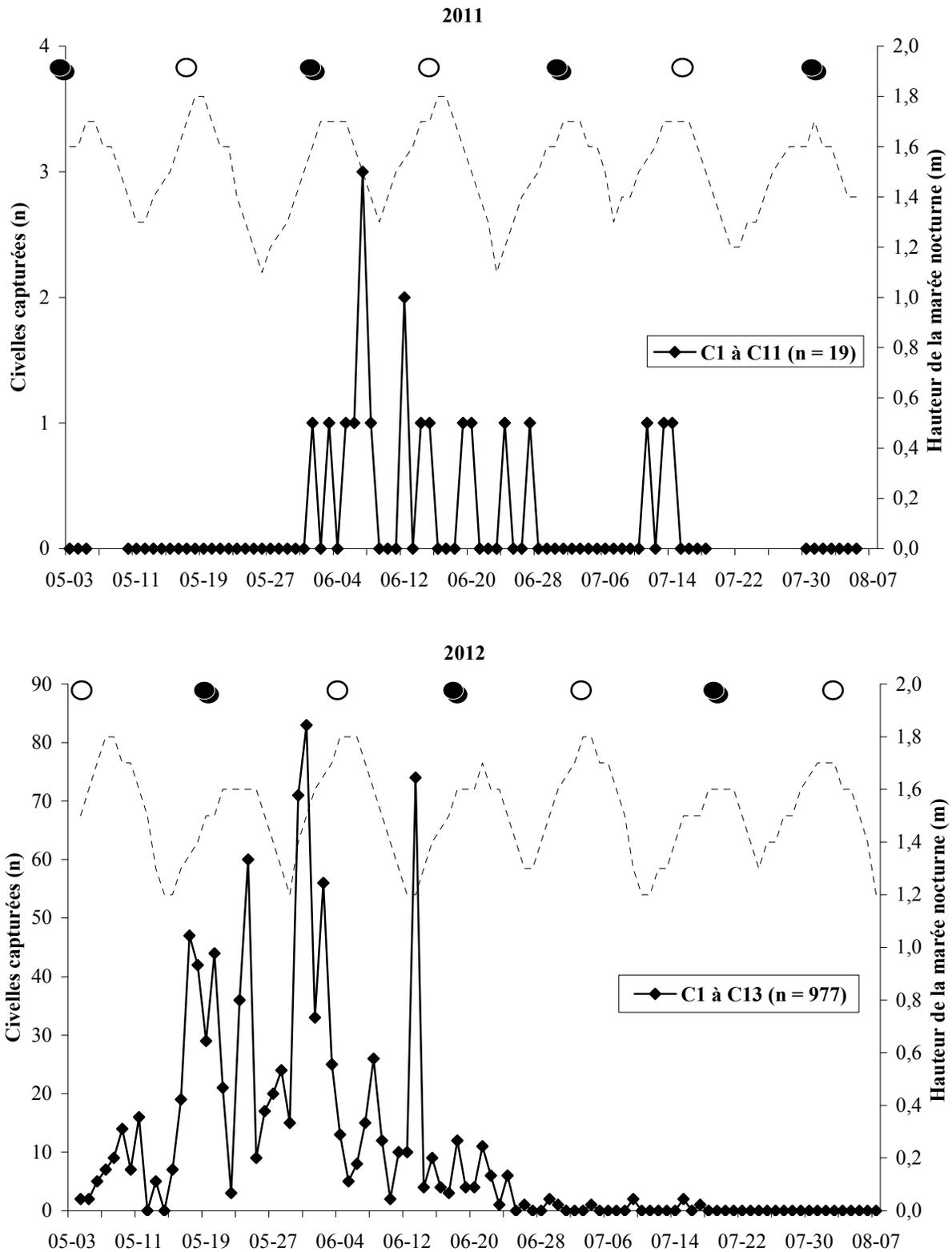


Figure 24. Nombre de civelles capturées par jour dans l'estuaire de la rivière Saint-Jean pendant les étés de 2009 à 2012. La ligne pointillée correspond à la hauteur de la marée (m). Cercles noirs = lunes noires; cercles blancs = pleines lunes.

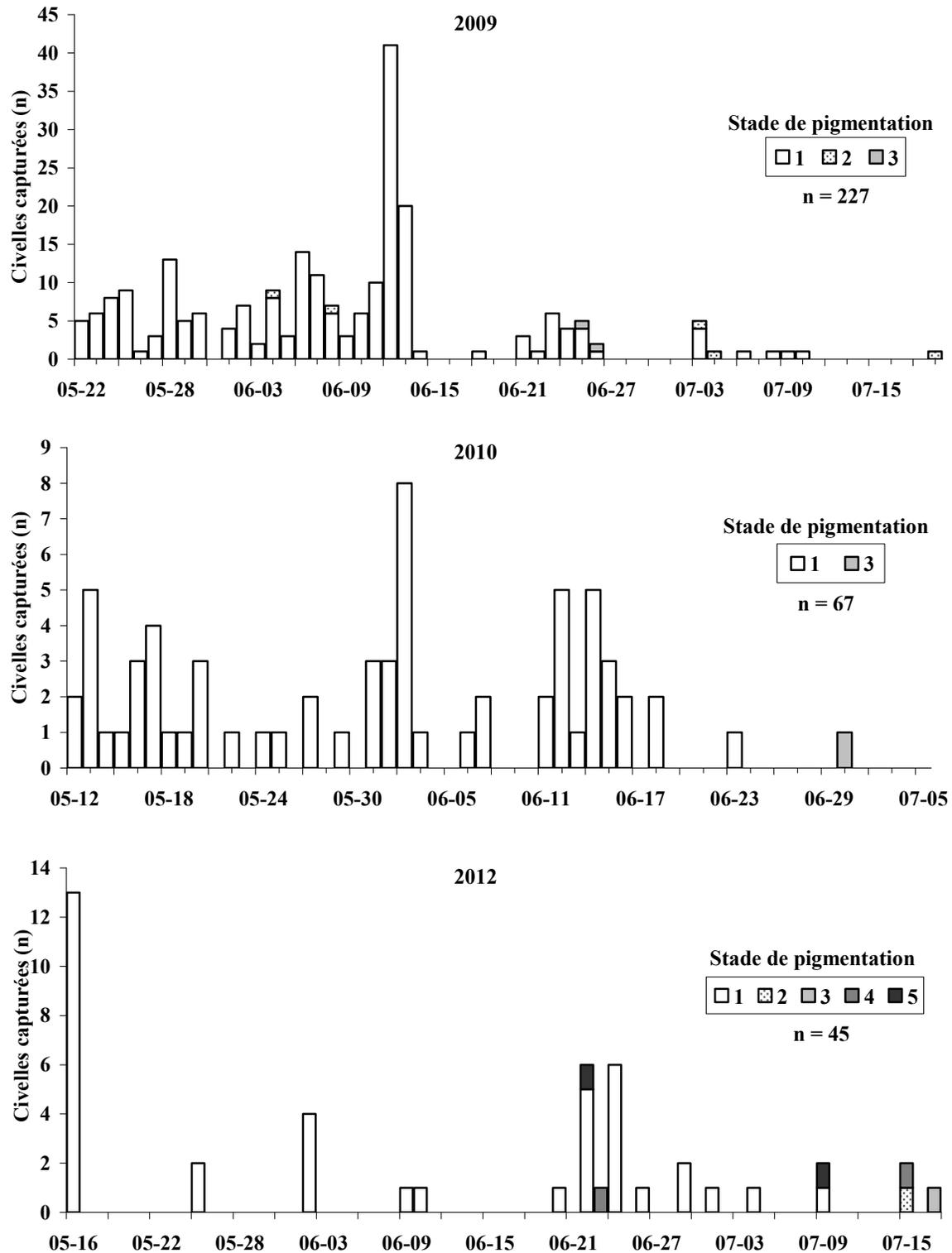


Figure 25. Nombre de civelles capturées, selon le stade de pigmentation, à l'embouchure de l'estuaire de la rivière Saint-Jean en 2009, 2010 et en 2012. Pour l'année 2012, seules les civelles échantillonnées mortes ont pu être analysées pour le stade pigmentaire.

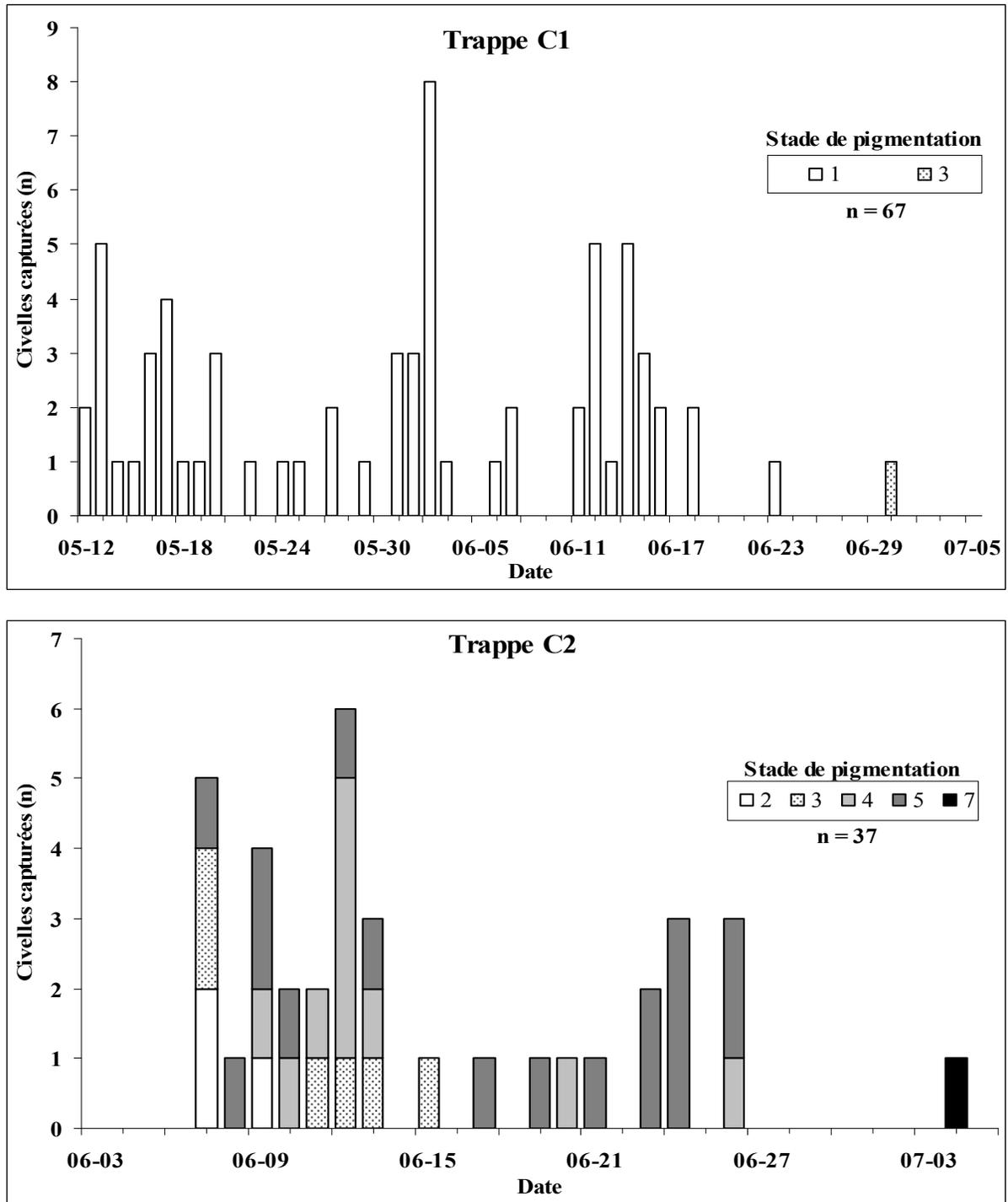


Figure 26. Nombre de civelles capturées par trappe, selon le stade de pigmentation, dans l'estuaire de la rivière Saint-Jean en 2010

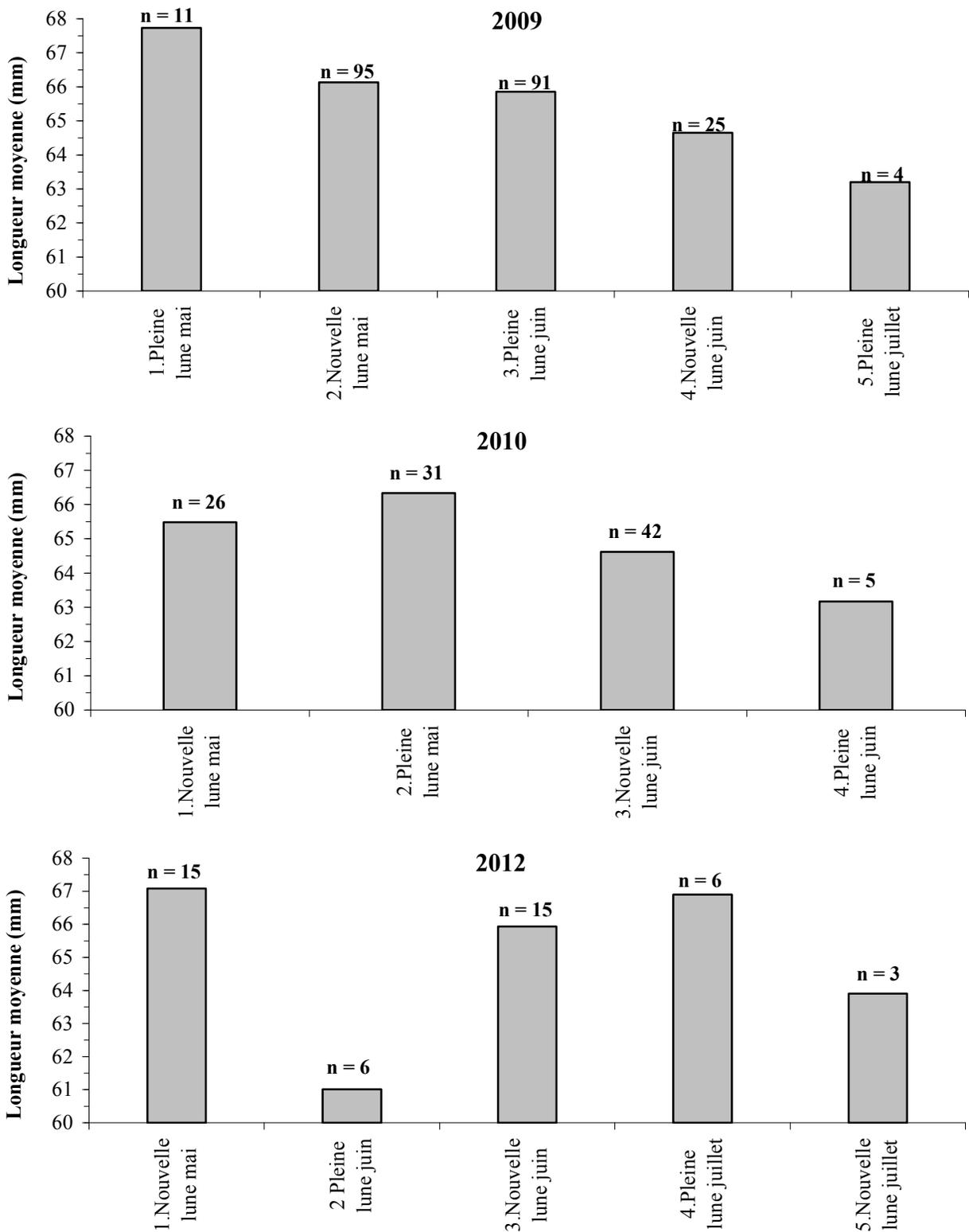


Figure 27. Changements dans le temps de la longueur des civelles capturées dans l'estuaire de la rivière Saint-Jean en 2009, 2010 et en 2012